Universität für Bodenkultur Wien University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna

Department für nachhaltige Agrarsysteme Institut für Landtechnik



Stickstoff- und Kohlenstoffmodelle für Grünlandflächen – Auswahl und Bewertung für die Anwendung in der Ökobilanzierung

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur

eingereicht von

Stefan Schweiger BSc

Betreut von:

Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Andreas Gronauer Dipl.-Ing. Dr. Gerhard Piringer Dipl.-Ing. Iris Kral

Wien, Februar 2016

Danksagung

Ich möchte all jenen Menschen ganz herzlich danken die, durch ihre fachliche und persönliche Unterstützung zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Ein besonderer Dank gilt meinen Betreuern Dipl.-Ing. Dr. Gerhard Piringer und Dipl.-Ing. Iris Kral sowie Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Andreas Gronauer. Ihre Expertise, kritischen Fragestellungen und konstruktiven Feedbacks während des Masterseminars und der etlichen Arbeitstreffen führten zur wiederholten bewussten Auseinandersetzung und Reflexion einzelner Kapitel der Arbeit. Ihre wertvollen Hilfestellungen erleichterten die Durchführung und praktische Umsetzung der Arbeit und haben einen wesentlichen Teil zur Fertigstellung der vorliegenden Arbeit beigetragen.

Bedanken möchte ich mich auch bei Florian Roidmayr, Martina Kasper vom Institut für Bodenforschung (BOKU) und Raphael Martin vom INRA (franz. Institut für Agrarforschung) für die inhaltliche Unterstützung.

Meinen Eltern Helga und Wilfried und meinen Geschwistern Eva und Markus möchte ich ganz herzlich danken, für die beste Unterstützung die man sich wünschen kann.

Ein großes Dankeschön gilt auch meiner Freundin Ines sowie allen Freunden und Studienkollegen die mich während der Studienzeit begleitet und unterstützt haben.

Last but not least bin ich dankbar für das Glück. Das Glück an einem Platz geboren worden zu sein wo es möglich ist sich als Mensch frei zu entfalten.

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt habe. Es wurden keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Formulierungen und Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Diese schriftliche Arbeit wurde noch an keiner Stelle vorgelegt.

Wien, Februar 2016

Stefan Schweiger

Zusammenfassung

Die landwirtschaftliche Nutzung von Grünlandflächen hat Umweltwirkungen auf globaler, als auch regionaler Ebene zur Folge. Darunter zählen die Versauerung von Böden, die Öko- und Humantoxizität sowie die aquatische und terrestrische Eutrophierung auf regionaler Ebene und der anthropogen verursachte Klimawandel auf globaler Ebene. Die Ökobilanz (Life Cycle Assessment - LCA) ist eine Methode, mit der die potentiellen Umweltwirkungen von landwirtschaftlichen Produkten und Dienstleistung über den Lebensweg guantitativ erfasst und beurteilt werden können. Im Rahmen der Ökobilanzierung werden Modelle zur Berechnung von Stickstoffund Kohlenstoffemissionen mit unterschiedlicher Ergebnisgenauigkeit- und unsicherheit angewandt, die nach Paustian et al. (2006) in Tier 1, 2 und 3 Methoden gegliedert sind. Dabei besteht das Problem, dass es eine Vielzahl an Stickstoff- und Kohlenstoffmodellen gibt und Unklarheit über die Anwendung im Rahmen der Ökobilanzierung herrscht. In der wissenschaftlichen Literatur existiert bis dato keine vergleichende Analyse, die die Anwendung von Modellen für Grünlandflächen im Rahmen von Ökobilanzen untersucht. Es besteht in der Ökobilanzierung die Herausforderung standortbezogene Gegebenheiten zu berücksichtigen um Stickstoff-, und Kohlenstoffemissionen besser abzuschätzen.

Die Arbeit verfolgt das Ziel, auf Grünlandflächen bezogene Stickstoffund Kohlenstoffmodelle zu erheben, zu bewerten und zu vergleichen, die sich unter Berücksichtigung mitteleuropäischer Klimabedingungen, für eine praktische Anwendung in einer Ökobilanz eignen. Dabei wird ein Teilaspekt der Ökobilanzierung behandelt, nämlich Stickstoffdie schlagbezogenen Emissionen von umweltrelevanten und Kohlenstoffverbindungen auf Grünlandflächen in Luft und Wasser.

Mit Hilfe einer Literaturrecherche werden zunächst verfügbare Modelle zum Stickstoff- und Kohlenstoffkreislauf gesammelt und kurz beschrieben. Ein Kriterienkatalog wurde entwickelt, der Mindest- und Bewertungskriterien beinhaltet. Die Mindestkriterien legen fest, ob ein Modell grundlegenden Anforderungen entspricht. Die daraus resultierende Modellauswahl wird differenzierter untersucht und über die Bewertungskriterien qualitativ beurteilt.

Als Ergebnis der Literaturrecherche ergibt sich eine heterogene Modellauswahl. Insgesamt wurden 33 Stickstoffmodelle, Kohlenstoffmodelle, oder kombinierte Modelle gesammelt und beschrieben. In weiterer Folge blieben nach Auswertung durch die Mindestkriterien sieben Modelle, die anhand der Bewertungskriterien qualitativ beurteilt wurden. Zwei dieser Modelle sind speziell für Grünlandsysteme entwickelt worden. Die beabsichtigte Anwendung der Modelle variiert dabei ebenso wie die modellierten Modelloutputs und statistisch validierte Güte der Modelle. Drei C-Modelle und ein C/N-Modell sind nach dem Tier 3 Ansatz (Paustian et al., 2006) entwickelt. Die C-Modelle berücksichtigen dabei unterschiedliche Bodentiefen hinsichtlich der Modellierung der Bodenkohlenstoffdynamik. Es sind zum Teil erhebliche

Unterschiede in der Beschreibung der Modelle und Bereitstellung von zusätzlichen Informationen, z.B. Benutzerhandbücher, erkennbar. Bewirtschaftungsmaßnahmen wie die Anwendung und Ausbringungstechnik von verschiedenen Düngerarten werden ebenso verschieden berücksichtigt wie die Unterscheidung zwischen Beweidung und Mahd. Das kombinierte C/N Modell PaSim (Riedo, 1998) erfordert die höchste Anzahl an Inputdaten, kalkuliert aber gleichzeitig alle für die Ökobilanz erforderlichen C- und N-Emissionen. Vier Modelle haben die Boden-C Dynamik validiert. Zwei Validierungen liegen für die Lachgas-, und NH₃-Emissionen vor und nur für ein Modell liegt eine Validierung der Nitratauswaschung vor. Die qualitativ beurteilte Modellauswahl liefert all jenen Ökobilanz-Praktikern eine stichhaltige Entscheidungsgrundlage, die die potentiellen Umweltwirkungen grünlandbezogener Prozesse quantifizieren.

Die in dieser Arbeit ausgewählten Modelle können bei der Ökobilanzierung von Grünlandprozessen zur Vervollständigung und Reduktion von Unsicherheiten in Sachbilanzen beitragen.

Abstract

The agricultural use of pasture land causes environmental effects on a global and regional scale. These effects include soil acidification, eco-, and human toxicity, aquatic and terrestrial eutrophication on the regional scale as well as human-caused climate change on the global scale. Life Cycle Assessment (LCA) is a method to quantify and evaluate the potential environmental effects of agricultural products and services along their entire life cycle. In order to calculate nitrogen-, and carbon-emissions models with different accuracy and uncertainty regarding their results are used within the scope of LCA, which are divided in tier 1, 2 and 3 methods according to Paustian et al. (2006). The large number of nitrogen-, and carbon-models are challenging to handle and lack of clarity concerning the application in LCA exists. In scientific literature no comparative analysis exists so far regarding the application of models for pasture-areas in the context of LCA. The challenge within LCA consists of incorporating site-specific conditions to better estimate nitrogen-, and carbon-emissions.

The aim of the thesis is to collect, assess and compare nitrogen-, and carbon-models related to pasture, which are suitable for a practical application in LCA, taking into account Central European climate conditions. The thesis covers a partial aspect of LCA, in particular the emissions of environmentally relevant nitrogen-, and carbon-compounds on pasture into air and water.

A literature review on available nitrogen-, and carbon-models is carried out and the models are described. A criteria catalogue was developed, that includes minimum- and assessment criteria. Minimum criteria define if the model meets basic requirements. Hence, the resulting model selection is further investigated and qualitatively evaluated based on the assessment criteria.

The findings of this literature reviews reveals a heterogeneous model selection. In total 33 nitrogen-models, carbon-models or combined models were collected and described. The analysis based on the minimum criteria resulted in seven models, which are qualitatively evaluated based on the assessment criteria. Two of these models were especially developed for pasture systems. The intended application of the models varies as well as the calculated outputs and the statistically validated quality of the models. Three carbon-models and one combined model are developed according to the Tier 3 approach corresponding to Paustian et al. (2006). The carbon-models take different soil depth into account with respect to modeling the soil carbon dynamics. Considerable variations are recognizable relating to model-descriptions and provision of additional information, e.g. user guides. Management methods, like the implementation and technique of application of fertilizers are considered differently as well as differentiation between grazing and mowing. The combined carbon/nitrogen model PaSim (Riedo, 1998) requires the highest number of inputdata but

VI

calculates all essential carbon-, and nitrogen-emissions. Four models validate the soil carbon dynamics. Two validations exist for nitrous oxide and ammonia emissions and only one model validated nitrate leaching. The qualitative assessed model selection provides a substantial basis of decisionmaking for LCA-practitioners for quantifying the potential ecological impacts of pasture-based processes.

The selected models can contribute to completion and reduction of uncertainty in life cycle inventory analysis when ecobalancing pasture processes.

Inhaltsverzeichnis

1.	Einl	eitur	ng und Problemstellung	15	
1	.1.	Stic	kstoff und Kohlenstoff in der Landwirtschaft im Überblick	15	
1 c	.2. Ier Ag	Stat grarö	te of the art: Berechnung von Stickstoff- und Kohlenstoff-Schlagemissionen in kobilanz	י 17	
1	.3.	Ber	ücksichtigung regionaler Parameter in der Ökobilanz	20	
1 N	.4. /lodel	Entv le	wicklung und Klassifizierung landwirtschaftlicher Stickstoff- und Kohlenstoff-	21	
2.	Ziel	setzı	ung	23	
3.	Hint	ergr	undwissen	24	
3	3.1.	Grü	nlandbewirtschaftung in Österreich	24	
З	8.2.	Übe	erblick des Stickstoffkreislaufs in der Landwirtschaft	25	
3	3.3.	Übe	erblick des Kohlenstoffkreislaufs in der Landwirtschaft	27	
3	8.4.	Die	Ökobilanz	29	
	3.4.	1.	Agrarökobilanz – spezifische Datenbanken und Methoden	30	
	3.4. Koh	2. Iens	Ökobilanz-Wirkungskategorien von umweltrelevanten Stickstoff- und toff-Emissionen aus Grünland	32	
	3.4.	3.	Die IPCC Methodologie zur Berechnung von landwirtschaftlichen THG-		
	Emi	SSIO	nen	33	
4.	Mat	erial	und Methode	37	
4	4.1. Literaturrecherche				
4	.2.	Krite	erienkatalog zur Modellauswahl	39	
	4.2.	1.	Mindestkriterien	39	
	4.2.	2.	Bewertungskriterien	42	
	4.2.	3.	Zusammenfassung der qualitativen Bewertungskriterien	45	
4	.3.	Bes	chreibungsstruktur der qualitativ bewerteten Modelle	46	
5.	Erg	ebnis	sse	47	
5	5.1. Modellauswahl nach Mindestkriterien47				
5	5.2.	Bes	chreibung der sieben ausgewählten Modelle	52	
	5.2.	1.	CCB – Candy Carbon Balance	52	
	5.2.	2.	Roth-C 26.3	56	
	5.2.	3.	SOCRATES	61	
	5.2.	4.	ALFAM	65	
	5.2.	5.	I _{NLOSSES}	69	
	5.2.	6.	N ₂ O EF inference scheme	73	
	5.2.	7.	PaSim	78	
6.	Disł	kussi	on und Schlussfolgerung	86	
6	5.1.	Ver	gleich der Modellgruppen	86	
6	6.2.	Мос	dellierungsumfang im Vergleich zu den Emissionsquellen	88	
6	6.3. Literaturbasierter Ergebnisvergleich				
6	6.4.	Met	hodische Herausforderungen	89	

7.	Weiterfü	hrende Arbeiten	91
8.	Literatur	verzeichnis	92
9.	Anhang	- Kurzbeschreibung der recherchierten Modelle	116
9.	.1. C-M	lodelle	116
	9.1.1.	C-Tool	116
	9.1.2.	CESAR	116
	9.1.3.	CCB – Candy Carbon Balance	117
	9.1.4.	CO2FIX	117
	9.1.5.	Roth-C 26.3	118
	9.1.6.	SOCRATES	119
9.	.2. N-M	lodelle	120
	9.2.1.	ALFAM	120
	9.2.2.	CERES	120
	9.2.3.	GLEAMS	121
	9.2.4.	GRASMOD	121
	9.2.5.	/ N losses	122
	9.2.6.	MANNER	123
	9.2.7.	MANNER-NPK	123
	9.2.8.	NTRM	124
	9.2.9.	NGAUGE	124
	9.2.10.	N ₂ O EF inference scheme	125
	9.2.11.	SALCA- NO ₃ ⁻	126
	9.2.12.	STICS	126
9.	.3. Kom	nbinierte Modelle	127
	9.3.1.	ANIMO	127
	9.3.2.	CANDY	128
	9.3.3.	CENTURY	129
	9.3.4.	CNGRAS	129
	9.3.5.	DAYCENT	130
	9.3.6.	DNDC Modellfamilie	130
	9.3.7.	ECOSSE	132
	9.3.8.	Expert-N	133
	9.3.9.	Hurley Pasture Model	135
	9.3.10.	NCSOIL	135
	9.3.11.	NLEAP	135
	9.3.12.	PaSim	135
	9.3.13.	RZWQM	136
	9.3.14.	SPACSYS	136
9.	.4. Betr	riebsbezogene Modelle	137
	9.4.1.	Agrammon	138

9.4	.2.	DAIRYWISE	.138
9.4	.3.	FarmGHG	.139
9.4	.4.	SIMS _{DAIRY}	.139
9.4	.5.	FarmSim	.139
9.5.	Krite	erien von Zell (2010)	.140

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Zeitlicher Verlauf von atmosphärischem CO ₂ , CH ₄ und der Temperaturänderung
Abbildung 2: Kulturartenverteilung in Österreich24
Abbildung 3: Einfacher Stickstoffzyklus
Abbildung 4: Die wichtigsten Treibhausgasprozesse in bewirtschafteten Ökosystemen29
Abbildung 5: Schematische Vorgehensweise der angewandten Methodik
Abbildung 6: Modellkomponenten und C-Flüsse in CCB – Candy Carbon Balance53
Abbildung 7: Vergleich von Modell- und Messwerten des C_{org} Gehalts für die oberen 30 cm
der Bodenschicht54
Abbildung 8: Modellstruktur von Roth-C 26.357
Abbildung 9: Gemessene und modellierte SOC Werte auf zwei Versuchsflächen
(brachliegendes Grünland) in Fuchsenbigl / Niederösterreich. Hellgrau: Originalversion von
Roth-C 26.3. Dunkelgrau: An Standortverhältnisse angepasste Version von Roth-C 26.358
Abbildung 10: Modellierte und gemessene SOC-Werte in 0 - 20 cm Bodentiefe auf einer
geschnittenen Grünlandfläche im Marchfeld (Österreich)59
Abbildung 11: Modellkomponenten und C-Flüsse im SOCRATES Modell62
Abbildung 12: Beobachtete versus simulierte SOC-Werte mit SOCRATES63
Abbildung 13: Beziehung zwischen Mess- und ALFAM Modellwerten der NH ₃ Verflüchtigung
aus der Flüssigmistanwendung im Grünland67
Abbildung 14: Ausschnitt aus dem ALFAM Excelsheet68
Abbildung 15: Input- und Outputflüsse in PaSim78
Abbildung 16: Vergleich der Modelloutputs mit den CO2 Messdaten für den Standort
Önsingen (Schweiz) mit 210 kg N / ha Düngermenge (Gülle und Ammoniumnitrat)81
Abbildung 17: Vergleich der Modell- und Messdaten für CH ₄ Emissionen aus enterischer
Fermentation in g C-CH ₄ / ha d82
Abbildung 18: Vergleich der Messdaten von Rudaz et al. (1999) mit den PaSim Modelldaten
während der Wachstumsperiode des Jahres 199383
Abbildung 19: Modellierter und gemessener NH ₃ Austausch für die Wachstumsperiode 1999
auf einer südschottischen Grünlandfläche84
Abbildung 20: Expert-N Konfigurationsfenster für N- und C-Prozesse
Abbildung 21: Hauptin- und outputs von SPACSYS (Wu et al., 2015)
Abbildung 22: Schematische Darstellung des Agrammon-Modells

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Berechnungsmethoden der N- und C-Feldemissionen in 3 verschiedenen	
Agrarökobilanzstudien	18
Tabelle 2: Umweltwirkungen von N- und C-Emissionen	31
Tabelle 3: Zusammenfassung der Mindestkriterien	39
Tabelle 4: Definitionen und verwendete Synonyme für den Terminus Modellvalidierung	40
Tabelle 5: N- und C-Verbindungen als Ressourcen und Emissionen für die Sachbilanz ein	er
Agrarökobilanz nach Nemecek et al. (2011)	42
Tabelle 6: Bewertungsschema statistischer Validierungsergebnisse	44
Tabelle 7: Bewertungskriterien zur qualitativen Beurteilung der Modelle	44
Tabelle 8: Detaillierte Modellbeschreibungsstruktur für die Modellauswahl	45
Tabelle 9: Bewertung der 33 recherchierten C- und N-Modelle nach Erfüllung von	
Mindestkriterien	48
Tabelle 10: Detaillierte Beschreibung von CCB – Candy Carbon Balance	51
Tabelle 11: Qualitative Bewertung von CCB – Candy Carbon Balance	54
Tabelle 12: Detaillierte Beschreibung von Roth-C 26.3	55
Tabelle 13: Qualitative Bewertung von Roth-C 26.3	59
Tabelle 14: Detaillierte Beschreibung von SOCRATES	60
Tabelle 15: Qualitative Bewertung von SOCRATES	63
Tabelle 16: Detaillierte Beschreibung von ALFAM	64
Tabelle 17: Erklärende Variablen der Ammoniakverflüchtigung in ALFAM	65
Tabelle 18: Qualitative Bewertung von ALFAM	67
Tabelle 19: Detaillierte Beschreibung von I _{NLOSSES}	68
Tabelle 20: Managementszenarien in I _{NLOSSES}	70
Tabelle 21: Informationsebenen in I NLOSSES	70
Tabelle 22: Validierungsergebnisse des Subindikators I _{NO3}	70
Tabelle 23: Qualitative Bewertung von I _{NLOSSES}	71
Tabelle 24: Detaillierte Beschreibung von N_2O EF inference scheme	72
Tabelle 25: Prozentuelle N_2O Emissionen pro N-Inputquelle, Bodentyp und Landnutzung.	73
Tabelle 26: Übersicht des Validierungsprozesses des N2O EF inference scheme	74
Tabelle 27: Validierungsergebnisse N_2O EF inference scheme	75
Tabelle 28: Qualitative Bewertung des N_2O EF inference scheme	76
Tabelle 29: Detaillierte Beschreibung von PaSim	78
Tabelle 30: Standortcharakterstika der PaSim Validierungsflächen für CO2 und CH4	79
Tabelle 31: N ₂ O Messdatensätze zum Vergleich mit den Modellergebnissen aus PaSim	81
Tabelle 32: Qualitative Bewertung PaSim	84

Tabelle 33: Zusammengefasste Ergebnisse der qualitativen Bewertung der sieben	
ausgewählten Modelle	85
Tabelle 34: Zusammenfassung der berechneten und validierten C- und N-Flüssen de	er sieben
ausgewählten Modelle	87

Abkürzungsverzeichnis

С	Kohlenstoff
C _{org}	Organischer Kohlenstoff
¹⁴ C	instabiles Kohlenstoffisotop
DPM	Decomposable Plant Material (zersetzbares Pflanzenmaterial)
EF	Emission Factor (Emissionsfaktor)
KAK	Kationenaustauschkapazität
LCA	Life Cycle Assessment
LUC	Land Use Change (Landnutzungsänderung)
NS	Niederschlag
Ν	Stickstoff
Nr	reaktiver Stickstoff
N ₂	Di-Stickstoff
N ₂ O	Di-Stickstoffoxid (Lachgas)
NH ₃	Ammoniak
NH_4^+	Ammonium
NO ₃	Nitrat
NO ₂ ⁻	Nitrit
OS	organische Substanz
RPM	Resistant Plant Material (beständiges Pflanzenmaterial)
SO ₂	Schwefeldioxid
SOC	Soil Organic Carbon (organischer Bodenkohlenstoff)
SOM	Soil Organic Matter (organisches Bodenmaterial)
TAN	Total Ammonia Nitrogen (gesamter Ammoniakstickstoff)
THG	Treibhausgas
тос	Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)

1. Einleitung und Problemstellung

Die landwirtschaftliche Nutzung von Grünlandflächen hat Umweltwirkungen, sowohl auf globaler als auch regionaler Ebene, zur Folge. Neben der Versauerung von Böden, der Ökound Humantoxizität sowie der aquatischen und terrestrischen Eutrophierung auf regionaler Ebene, ist auf globaler Ebene der anthropogen verursachte Klimawandel eine Umweltwirkung mit weitreichenden ökologischen, sozialen und ökonomischen Folgen. Der globale Anstieg der mittleren Temperatur ist bereits Realität und betrug 0,8 °C im letzten Jahrhundert. Im Alpenraum ist im Vergleich zum globalen Mittel mit einem doppelt so hohen Temperaturanstieg zu rechnen. Durch sich häufende extreme Wetterereignisse, wie z.B. Dürreperioden, ist auch der landwirtschaftliche Sektor betroffen (Formayer, Clementschitsch, Hofstätter, & Kromp-Kolb, 2009).

Die Landwirtschaft ist aber nicht nur vom Klimawandel betroffen, sondern gleichzeitig mitverantwortlich für einen beträchtlichen Teil der anthropogenen THG-Emissionen, wie z.B. Methan, Kohlendioxid oder Lachgas, als auch regional wirkender N-Verbindungen wie Ammoniak oder Nitrat.

1.1. Stickstoff und Kohlenstoff in der Landwirtschaft im Überblick

Stickstoff stellt zusammen mit anderen Nährstoffen und Wasser den limitierenden Faktor in der Lebensmittelproduktion dar. Die Entwicklung von synthetischen N-Düngemitteln auf Grundlage des Haber-Bosch Verfahrens hat die Verfügbarkeit von reaktivem Stickstoff und dadurch die landwirtschaftlichen Erträge drastisch erhöht (Erisman, 2011). Einer Schätzung von Erisman et al. (2008) zufolge könnte, ohne die Nutzbarmachung von zusätzlichem reaktiven Stickstoff durch das Haber-Bosch Verfahren, lediglich die Hälfte der derzeitigen Weltbevölkerung ernährt werden.

europäischer Auf Ebene ist die Landwirtschaft der Hauptverursacher von Stickstoffemissionen. Etwa 50 - 70 % der relevanten Lachgasemissionen stammen aus landwirtschaftlichen Prozessen (Oenema, 2011). In Österreich betrug der Anteil der Lachgasemissionen aus Böden 4 %, gemessen an den gesamten THG-Emissionen im Jahr 2010. Ein ähnlich hoher Anteil kommt den Methanemissionen aus der Tierhaltung zu (Amon et al., 2014). Stickstoffemissionen in Form von Nitratauswaschung oder gasförmiger Verflüchtigung von Ammoniak (80 - 90 % aller Ammoniakemissionen in Europa stammen aus dem Bereich Landwirtschaft) wirken, im Gegensatz zum Lachgas, vor allem auf regionaler Ebene durch Versauerung oder Eutrophierung bzw. durch Deponierung als indirekte Lachgasquelle. Regional wirksame N-Emissionen werden durch die EU Agrarpolitik

mittels Verordnungen und Grenzwerten reguliert. So legt die Grundwasserrichtlinie (2006/118/EG) beispielsweise einen Grenzwert von 50 mg NO_3^- /Liter fest (Oenema, 2011). Unter anderem durch die Nutzung fossiler Primärenergieträger, der Rodung von Wäldern oder der landwirtschaftlichen Tierproduktion, hat sich der Kohlenstoffanteil in Form von CO_2 und CH_4 in der Atmosphäre im Vergleich zum vorindustriellen Zeitalter dramatisch erhöht (Formayer et al., 2009). Wie die Abbildung 1 zeigt, überschreiten die aktuellen atmosphärischen Konzentrationen von CO_2 und CH_4 die Extremwerte der vergangenen 400.000 Jahre.



Abbildung 1: Zeitlicher Verlauf von atmosphärischem CO₂, CH₄ und der Temperaturänderung

Quelle: Formayer et al. (2009)

Landwirtschaftlich genutzte Flächen haben, je nach Bewirtschaftungsmethode, die Möglichkeit, den Vorrat an Bodenkohlenstoff zu erhöhen oder zu verringern (Lemaire, Hodgson, & Chabbi, 2011). Nach Abberton (2009) kann die Kohlenstoffsequestrierung in Grünland die steigende CO₂ Konzentration in der Atmosphäre abschwächen, der Autor weist aber darauf hin, dass Unsicherheiten bezüglich Größe, Verteilung und Aktivität dieser Kohlenstoffsenke bestehen.

Der Bodenkohlenstoffgehalt in Grünlandsystemen wird vor allem durch menschliche Aktivitäten, wie dem Bewirtschaftungssystem (Beweidung oder Mahd), den Gebrauch von Dünger sowie durch Landnutzungsänderungen beeinflusst. Grünlandökosysteme bedecken etwa 25 % der globalen Landfläche (Lemaire et al., 2011). In Nord- und Osteuropa werden 50 % der landwirtschaftlichen Fläche als Grünland bewirtschaftet. In Mittel- und Südeuropa beträgt der Grünlandanteil 30 – 40 % der landwirtschaftlichen Fläche (Calanca et al., 2007). Somit weisen diese Flächen in Summe ein enormes Potential im Hinblick auf die Beeinflussung des Kohlenstoffkreislaufes auf.

Das Potential der Nutzung von landwirtschaftlichen Böden als kurz- und mittelfristige Kohlenstoffspeicher wird auf politischer Ebene schon länger diskutiert, das zeigt sich beispielsweise durch die Integration des Themas in das Kyoto Protokoll (Artikel 3.4) (Vleeshouwers & Verhagen, 2001).

1.2. State of the art: Berechnung von Stickstoff- und Kohlenstoff-Schlagemissionen in der Agrarökobilanz

Dieses Kapitel beschreibt am Beispiel von drei Ökobilanzstudien wie in aktuellen Agrarökobilanzen schlagbezogene C- und N-Emissionen berechnet werden. Abschließend werden diesbezügliche Erkenntnisse aus einer Literaturstudie von Pirlo (2012) umrissen, die 34 Ökobilanzstudien zur Milchproduktion im Zeitraum von 2000 – 2011 untersucht.

O'Brien et al. (2014) untersuchten den CO₂-Fußabdruck irischer, grünlandbasierter Milchviehbetriebe. Die direkten N₂O-Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschafts- und Mineraldünger, sowie CH₄-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerausbringung auf das Feld wurden mit 1% der im Dünger enthaltenen Stickstoffmenge anhand der IPCC 2006 Methodik (Paustian et al., 2006) berechnet. Die N₂O Emissionen aus den festen und flüssigen Ausscheidungen von Weiderindern wurden mit 2% der ausgeschiedenen N-Menge veranschlagt, da laut den Autoren ausgeschiedener Urin von Weidetieren höhere N-Verluste verursacht. Ebenfalls nach der IPCC 2006 Methodik vorgegangen wurde für die Berechnung der indirekten N₂O Emissionen aus der NH₃ Verflüchtigung aus Wirtschaftsdünger und synthetischer Düngerausbringung. Die angewendete Berechnungsstufe nach IPCC (Tier 1, 2 oder 3, siehe Kapitel 3.4.3) wird von den Autoren nicht explizit angegeben. Die NH₃ Verflüchtigung aus Wirtschafts- und Mineraldünger wurde anhand von irischen Emissionsdaten kalkuliert. nationaler Die Nitratauswaschung wurde anhand Treibhausgasinventurdaten berechnet. Das Potential von Böden, CO₂ zu emittieren oder zu sequestrieren, wurde für Dauergrünland außer Acht gelassen, da die C-Bilanz in Böden laut IPCC 2006 nach 20 Jahren ein Gleichgewicht erreicht.

Nemecek et al. (2011) verwendeten die SALCA Methode (siehe Kapitel 3.4.1), um biologische und integrierte landwirtschaftliche Produktionssysteme in der Schweiz, im Rahmen einer Ökobilanz, zu vergleichen. Die NH₃-Verflüchtigung wurde nach dem Modell von Menzi et al. (1997) berechnet. Direkte und indirekte N₂O Emissionen wurden anhand der IPCC Methode (Version 2001) nach Schmid et al. (2000) geschätzt. Die Autoren geben die Berechnungsstufe nach IPCC (Tier 1, 2 oder 3) nicht explizit an, es ist aber von Tier 2 auszugehen, da nationale Daten verwendet wurden. Zur Schätzung der Nitratauswaschung wurde das SALCA-NO₃⁻ Modell (siehe Kapitel 9.2.11) verwendet. CH₄ Emissionen wurden für die Düngerlagerung berücksichtigt, aber nicht aus der Wirtschaftsdüngerausbringung. CO₂ Bodenemissionen sind in der Studie, im Gegensatz zu CO₂ Emissionen aus fossilen Quellen, nicht berücksichtigt.

Hörtenhuber et al. (2010) untersuchten die Umweltwirkungen österreichischer Milchproduktionssysteme bezüglich ihrer Treibhausgasemissionen inklusive der Effekte von Landnutzungsänderungen. Die IPCC 2006 Methodik (Tier 2) wurde sowohl für die CH₄- und N₂O-Emissionen aus organischen Düngern, als auch für die direkten N₂O Bodenemissionen angewandt. Indirekte N₂O Emissionen aus N-Deposition, Verflüchtigung und Auswaschung wurden anhand der Tier 1 Methodik berechnet. Die Boden-CO₂ Emissionen respektive Sequestrierung wurde anhand des REPRO (REPROduction of soil fertility) Modells abgeschätzt (Küstermann, Kainz, & Hülsbergen, 2008).

In Tabelle 1 sind die angewendeten Modelle zusammengefasst dargestellt. Daraus lässt sich erkennen, dass in den drei untersuchten Agrarökobilanzen die IPCC Methodik am häufigsten verwendet wurde, vor allem für die Abschätzung der N₂O Emissionen. Trotzdem ist eine gewisse Heterogenität in der Anwendung der Methoden festzustellen. Je nach Studie werden unterschiedliche Outputs (Emissionen) berücksichtigt. Beispielsweise schätzen nur Hörtenhuber et al. (2010) die CO₂ Sequestrierung im Boden ab.

Tabelle 1: Berechnungsmethoden der N- und C-Feldemissionen in 3 verschiedenenAgrarökobilanzstudien

	O´Brien et al. (2014)	Nemecek et al. (2011)	Hörtenhuber et al. (2010)	
Untersuchungs= gebiet	Carbon Footprint irischer, grünlandbasierter Milchviehbetriebe	Vergleich landwirtschaftlicher Produktionssysteme (Ackerbau und Futtermittelanbau) in der Schweiz	THG-Emissionen österreichischer Milchproduktionssysteme inkl. LUC	
Methoden zur Absch	ätzung der N-Felden	nissionen		
N ₂ O - direkt	IPCC 2006; angepasster EF von 2% für Ausscheidungen aus der Weidehaltung	IPCC 2000 nach Schmid et al. (2000)	IPCC 2006 (Tier 2)	
N ₂ O - indirekt	IPCC 2006		IPCC 2006 (Tier 1)	
NH ₃	Irische Emissionsdaten	EF von 5% für gesamten ausgeschiedenen N auf der Weide von Menzi et al. (1997)		
NO ₃	Nationale THG Inventur	SALCA- NO ₃ (Richner, Oberholzer, Freiermutz, Huguenin, & Walther, 2006)		
Methoden zur Abschätzung der C-Feldemissionen				
CH ₄	IPCC 2006		IPCC 2006 (Tier 2)	
CO ₂			REPRO	

Quelle: O'Brien et al. (2014), Nemecek et al. (2011) und Hörtenhuber et al. (2010)

Die Ergebnisse der drei Fallbeispiele decken sich mit der Studie von Pirlo (2012) in folgenden Punkten: Allgemein betrachtet besteht eine große Methodenvielfalt zur Schätzung von N- und C-Emissionen. Direkte Emissionen von CH₄ und N₂O werden oft anhand der IPCC 2006 Methodologie berechnet. Aus der Studie von Pirlo (2012) geht zusätzlich hervor, dass bei der Anwendung der IPCC Methodologie fast nie angegeben wird, welcher Tier Ansatz (Tier 1, 2 oder 3) verwendet wurde. Auch EF aus nationalen Emissionsinventuren werden angewandt, wie die Fallbeispiele von Nemecek et al. (2011) und O'Brien et al. (2014) zeigen. Nur 2 der 34 Ökobilanzstudien aus Pirlo (2012) berücksichtigen die Rolle des Bodens als Kohlenstoffspeicher.

1.3. Berücksichtigung regionaler Parameter in der Ökobilanz

Idealerweise betrachten Ökobilanzstudien alle Lebenszyklusphasen entlang der Wertschöpfungskette. Angefangen von der Produktion und den relevanten Vorketten, über die Weiterverarbeitung, die Distribution, Nutzung und Entsorgung des Produkts. So können Produkte untereinander bezüglich ihres Beitrags zur Klimaerwärmung, Eutrophierung, Versauerung etc. verglichen werden (Klöpffer & Grahl, 2009). Bei der Berechnung von Umweltwirkungen von landwirtschaftlichen Systemen, etwa von Milchprodukten, wird die Systemgrenze meist enger gezogen. Der Grund dafür liegt u.a. darin, dass die meisten, entlang Produktionskette ausgestoßenen Treibhausgasemissionen der auf dem landwirtschaftlichen Betrieb selbst verursacht werden (O'Brien et al., 2014).

Arman (2003) zufolge schätzen Ökobilanzen für landwirtschaftliche Produktionssysteme die Emissionen in Luft und Wasser zum Teil nur unzureichend ab. Für die Zwecke der Ökobilanz werden Methoden benötigt, die es unter Berücksichtigung standortbezogener Parameter ermöglichen, potentielle Emissionsraten möglichst einfach zu berechnen (Brentrup, Küsters, Lammel, & Kuhlmann, 2000).

Cederberg et al. (2013) weisen in Bezug auf die Berechnung von Lachgasemissionen darauf hin, dass Tier 1 Modelle nicht für die Anwendung auf der Schlagebene geeignet sind, da die alleinige Berücksichtigung der ausgebrachten N-Menge dafür unzureichend ist. Cederberg et al. (2013) zufolge gibt es in der Ökobilanzierungscommunity Bestrebungen, direkte N₂O Bodenemissionen, entweder durch national angepasste EF oder prozessbasierte Modelle besser abzuschätzen.

Modelle, die lokale Standortbedingungen, Klimaverhältnisse und landwirtschaftliche Bewirtschaftungspraktiken berücksichtigen, tragen zur Reduktion von Unsicherheiten in den Sachbilanzdaten von Ökobilanzen bei (Gallejones, Pardo, Aizpurua, & del Prado, 2015). So haben sich für das Beispiel N₂O entlang des Lebenszyklus von Biokraftstoffen um 55-70% geringere Emissionen durch die Verwendung des CERES Modells (siehe Kapitel 9.2.2) anstatt fixer Emissionsfaktoren ergeben, was die Relevanz, regionale Faktoren zu berücksichtigen, unterstreicht (Gabrielle, Gagnaire, Massad, Dufossé, & Bessou, 2014). Peter et al. (2014) kalkulierten mit einem Tier 2 Modell von Bouwman et al. (2002) den "Carbon Footprint" für Feldemissionen aus dem Weizen- und Obstanbau und kommen auf niedrigere Emissionswerte im Vergleich zur Tier 1 Methodik.

Aus einem Vergleich von dreizehn Ökobilanzen europäischer Milchproduktionsysteme, geht ebenfalls die Empfehlung hervor, die Beachtung standortspezifischer Gegebenheiten sicherzustellen (Yan, Humphreys, & Holden, 2011).

Das schlagbezogene Modell SIMS_{NIC} (Simulation of Nitrogen in Cropping Systems) wurde entwickelt, um den Ansprüchen einer Ökobilanz, mit wenigen und schnell verfügbaren Inputdaten auszukommen, Rechnung zu tragen (Gallejones, Aizpurua, Ortuzar-Iragorri, & del

Prado, 2014). Das Modell ist in der aktuellen Version für Weizenkulturen ausgelegt, weshalb es im Rahmen dieser Arbeit gar nicht erst untersucht wurde. Das Beispiel zeigt aber, dass es Bemühungen dahingehend gibt, komplexe Modelle für die Anwendung in der Ökobilanz zu nutzen. Das Schweizer Forschungsinstitut Agroscope nennt Emissionsmodelle für landwirtschaftsbezogene Prozesse wie Nitratauswaschung, wie z.B. SALCA- NO₃⁻ (Kapitel 9.2.11) oder Methanemissionen, eine der "wichtigsten spezifischen Entwicklungen" für die Erstellung von Sachbilanzen in Agrarökobilanzen (Agroscope, 2015).

1.4. Entwicklung und Klassifizierung landwirtschaftlicher Stickstoffund Kohlenstoff-Modelle

Neben der Emissionsmodellierung sind Messexperimente eine Methodik, regionale Emissionsraten festzustellen. Die Messung von THG-Emissionen in biologischen Systemen ist komplex, da unterschiedlichste Bedingungen hinsichtlich Temperatur, Feuchtigkeit, Bodenstruktur, Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit und mikrobieller Variationen vorherrschen. Die Messung tatsächlicher Emissionen ist nur mit sehr genauen Messgeräten unter bestimmten Bedingungen möglich (Vellinga, Blonk, Marinussen, Zeist, & Starmans, 2013). Außerdem sind direkte Messungen zusätzlich mit hohen finanziellen und zeitlichen Aufwänden verbunden (Pervanchon et al., 2005).

Mathematische Modelle sind leistungsfähige Werkzeuge, die verstärkt für den landwirtschaftlichen Bereich genutzt werden, um die potentiellen Umweltwirkungen von Managemententscheidungen und Klimawandel zu untersuchen (Gilhespy et al., 2014). Einer der Nachteile prozessbasierter Modelle ist, dass die nötigen detaillierten Inputdaten schwer verfügbar sind (Cederberg et al., 2013). Abgesehen davon ist zu erwähnen, dass auch Modelle nicht alle Variationen biologischer Systeme und deren Prozesse abbilden können, sondern nur eine Vereinfachung realer Systeme darstellen und von Annahmen für unbekannte Modellparameter oder nicht verfügbarer Inputdaten abhängig sind (Vellinga et al., 2013).

Prozessbasierte Modelle können dynamisch, deterministisch oder mechanistisch sein. Dynamische Modelle beschreiben den zeitlichen Verlauf von Variablen (z.B. von organischem Material), deterministische Modelle treffen Vorhersagen (z.B. Trockenmasse / Flächeneinheit) und mechanistische Modelle basieren auf Annahmen über die Prozessmechanismen. Ein Modell kann alle drei Eigenschaften vereinen (Thornley, 1998).

Es gibt eine Vielzahl an Modellen, die N- und C-Kreisläufe mit höherer räumlicher Auflösung kalkulieren. Cannavo et al. (2008) vergleichen 62 solcher prozessbasierter N-Modelle untereinander. Es gibt in der Literatur jedoch keine vergleichende Analyse, die eine praktikable Anwendung für Grünlandflächen im Rahmen der Ökobilanz untersucht.

21

In den 1980er Jahren wuchs das Interesse für die Modellierung von Umweltprozessen in der Landwirtschaft und es wurde eine Reihe von N- und C-Modellen entwickelt. Hierzu zählen unter anderen NCSOIL (Molina, Clapp, Shaffer, Chichester, & Larson, 1983) in den USA oder SOILN (Johnsson, Bergstrom, Jansson, & Paustian, 1987) in Europa. Zwischen den späten 1980er und den mittleren 1990er Jahren wurden mehrere neue Modelle entwickelt und existierende Modelle verfeinert: HERMES (Kersebaum, 1989) oder CANDY (Franko, 1996). In den späten 1990er Jahren begann die Entwicklung von PC-basierten Anwendungen und Internetapplikationen. Seitdem ist ein erhöhter Fokus auf Prozessinteraktionen festzustellen, einer signifikanten Erhöhung was mit der Modellkomplexität einhergeht (Shaffer, 2001).

2. Zielsetzung

Der zentrale Untersuchungsgegenstand der vorliegenden Arbeit ist die Recherche und Bewertung von grünlandbezogenen Stickstoff- und Kohlenstoffmodellen. Das Ziel der Arbeit besteht darin, Modelle zu identifizieren, die in einer Ökobilanz praktikabel anwendbar sind. Das daraus abgeleitete Globalziel lautet:

Auswahl und Bewertung von, auf Grünlandflächen bezogenen, Stickstoff- und Kohlenstoffmodellen die sich für eine Anwendung in der Ökobilanzierung eignen, unter Berücksichtigung der in Mitteleuropa vorherrschenden Klimabedingungen.

Für die Erreichung des Globalziels wurden vier Teilziele festgelegt:

1. Literaturrecherche und Beschreibung der Modelle

Kurzbeschreibung der Modelle (Kapitel 9) aus der Literaturrecherche (Kapitel 4.1).

2. Kriterienkatalog und Modellauswahl

Erstellung eines Kriterienkatalogs (Kapitel 4.2) zur Auswahl und Bewertung der Modelle im Hinblick auf ihre Anwendung in Agrar-Ökobilanzen.

3. Qualitative Bewertung der ausgewählten Modelle

Qualitative Beschreibung jener Modelle, die sich anhand der im Kriterienkatalog festgelegten Bedingungen, für eine Anwendung in der Ökobilanzierung eignen (Kapitel 5).

3. Hintergrundwissen

Das Kapitel behandelt grundlegendes Wissen zum Grünlandsektor in Österreich, zur Stickstoff- und Kohlenstoffdynamik in der Landwirtschaft sowie zum Aufbau der Ökobilanz, den Wirkungskategorien von Stick- und Kohlenstoffverbindungen und der IPCC Methodologie zur Berechnung von N- und C-Emissionen.

3.1. Grünlandbewirtschaftung in Österreich

Wo Ackerbau aufgrund schlechter Bodenverhältnisse, zu hoher Niederschläge und Grundwasserstände, steiler Hanglage oder zu kurzer Vegetationszeiten in den Höhenlagen nicht möglich ist, hat sich die Grünlandbewirtschaftung durchgesetzt (Buchgraber & Gindl, 2004). In Österreich wurden, entsprechend der Agrarstrukturerhebung, im Jahr 2010 2,9 Mio. ha Fläche landwirtschaftlich und 3,4 Mio. ha forstwirtschaftlich genutzt. Der Grünlandanteil in Österreich betrug, bezogen auf die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche, 55%. Von den 58.334 Grünlandbetrieben in Österreich werden durchschnittlich 9,2 ha bewirtschaftet (Schwaiger, Hofer, Fehrer, & Brier, 2014). Diese Durchschnittszahl darf jedoch nicht über die Tatsache hinwegtäuschen, dass ca. 50% aller Grünlandschläge kleiner als 0,5 ha und rund 72% kleiner als 1 ha sind (Buchgraber & Schaumberger, 2006).

Abbildung 2 zeigt die Kulturartenverteilung in Österreich und verdeutlicht die Dominanz der Grünlandbewirtschaftung im Alpenraum:



Abbildung 2: Kulturartenverteilung in Österreich Quelle: Schwaiger et al. (2014)

Bewirtschaftetes Grünland erfüllt neben der Produktion von Grundfutter, ökologische Funktionen und hat eine hohe Bedeutung für die österreichische Kulturlandschaft (Schwaiger et al., 2014). In einem durchschnittlichen Jahr mit genügend Niederschlag und geringen extremen Wettersituationen, stellt das Grünland 6 bis 7 Millionen Tonnen Trockenmasse für das Grundfutter bereit. Wegen topografischen und klimatischen Unterschieden, wird zwischen Gunstlagen und Bergregionen unterschieden, infolge dessen zwei Bewirtschaftungsrichtungen das österreichische Dauergrünland dominieren. Die intensive Nutzung findet auf 20% der Flächen mit 4 – 6 Schnitten pro Jahr im Alpenvorland, Tal- und Beckenlagen statt. 80% der Flächen werden mit einer extensiven bis mittleren Nutzung bewirtschaftet, wobei eine flächen- und ertragsangepasste Tierhaltung und eine kreislaufbezogene Düngung im Vordergrund stehen (Buchgraber & Gindl, 2004). Zum intensiven Grünland zählen die Mähwiese / -weide mit drei und mehr Nutzungen sowie Dauerweiden. Zu den extensiven Flächen zählen die einmähdige Wiese, Mähwiesen / weiden mit zwei Nutzungen, Almen, Bergmähder, Hutweiden und Streuwiesen (Schwaiger et al., 2014). Neben dem Dauergrünland bestehen noch die Bewirtschaftungsformen Wechselund Ackergrünland. Das Wechselgrünland wird zwischen 4 - 10 Jahren als Grünland und danach wieder als Acker genutzt. Das Ackergrünland produziert besonders leistungsfähige Arten von Grünlandpflanzen für die Futterproduktion (Buchgraber & Gindl, 2004).

3.2. Überblick des Stickstoffkreislaufs in der Landwirtschaft

Der N-Kreislauf in landwirtschaftlichen Böden ist ein sehr komplexes Thema, das hier nur im Überblick behandelt werden kann. Eine fundierte Beschreibung findet sich beispielsweise in Sutton et al. (2011). In den obersten 100 cm des Bodens sind, global betrachtet, 133 – 140 Mrd. t N gespeichert. Im Vergleich dazu sind in der Pflanzenbiomasse 10 Mrd. t N und in der mikrobiellen Biomasse etwa 2 Mrd. t N gespeichert (Butterbach-Bahl & Gundersen, 2011). Die wichtigsten Umsätze von Boden-N treten innerhalb von wenigen Stunden oder Tagen auf (Shaffer, 2001).

Der N-Kreislauf wird folgend in N-Inputs, N-Transformationsformationsprozesse und N-Outputs unterteilt.

1. <u>N-Input</u>

Der N-Anteil in der Atmosphäre beträgt 78 %, existiert dort jedoch vorwiegend als nicht reaktionsfähiger Di-Stickstoff (N₂). Pflanzenverfügbar wird der N dann, wenn N₂ in reaktive Formen (N_r) umgewandelt wird. Reaktive Formen des Stickstoffs sind anorganische Verbindungen wie Nitrat (NO₃⁻), Nitrit (NO₂⁻), Lachgas (N₂O), Ammonium (NH₄⁺) und Ammoniak (NH₃) sowie organisch gebundener Stickstoff (Schütze & Geupel, s.a.). Sowohl

für den biologischen, also auch den chemischen Umwandlungsprozess von N_2 gilt dieselbe Reaktionsformel:

$$N_2 + 3H_2 \rightarrow 2NH_3$$

Die bekannteste Form der biologischen N-Fixierung im Boden geschieht durch die Symbiose der Knöllchenbakterien mit den Wurzeln der Leguminosen. Daneben existieren eine Reihe weiterer pflanzenassoziierter und freilebender Bakterien, die N_2 fixieren können. Schwierigkeiten in der Messung der N_2 -Fixierung erschweren ein besseres Verständnis (Butterbach-Bahl & Gundersen, 2011).

Auf das Feld aufgebrachte Wirtschafts- und Mineraldünger, tierische Ausscheidungen direkt am Feld und atmosphärische (nasse und trockene) Deposition sind weitere N-Inputs.

2. <u>N-Transformationsprozesse</u>

Die Zersetzung von organischer Substanz (OS) durch die Mikrofauna nennt man Mineralisierung. Dabei stabilisiert sich Stickstoff als NH_4^+ und ist dadurch pflanzenverfügbar. Während der Nitrifikation wird unter aeroben Bedingungen das NH_4^+ zuerst zu NO_2^- und dann zu NO_3^- oxidiert. Der Nitrifikationsprozess ist nicht zu 100% effizient, weshalb Umwandlungen von NO_2^- zur Bildung von N_2O und NO_x führen (Shaffer, 2001).

Sowohl NH₄⁺, NO₃⁻ als auch NH₃ werden von den Pflanzen assimiliert. NO₃⁻ und NH₄⁺ werden von Mikroorganismen aus dem Bodenvorrat aufgenommen. Dieser Prozess wird als Immobilisierung bezeichnet. Unter anaeroben Bedingungen wird im Zuge der Denitrifikation Nitrat von Mikroorganismen, die den Sauerstoff aus NO₂⁻, NO₃⁻ oder N₂O nutzen in N₂ umgewandelt mit Spurenemissionen von N₂O und NO_x. Die Nitratreduktion zu NH₄⁺ stellt einen weiteren N-Bodenprozess dar, der in gemäßigten Grünlandböden von Bedeutung sein kann (Butterbach-Bahl & Gundersen, 2011; DeClercq, 2001).

3. <u>N-Output</u>

Der Output von Stickstoff geschieht durch gasförmige Verflüchtigung in die Atmosphäre von NH₃ aus den tierischen Ausscheidungen und ausgebrachten Wirtschaftsdünger. N₂, N₂O und NO Emissionen entstehen aus dem Denitrifikationsprozess und entweichen in die Atmosphäre. Das NO₃⁻ aus der Nitrifikation, sowie NH₄⁺ und gelöster organischer Stickstoff gehen aus dem System durch Auswaschung und Oberflächenabfluss verloren. Die Ernte von pflanzlichen Erzeugnissen stellt ebenfalls ein N-Output dar (DeClercq, 2001; Hertel, 2011; Jarvis, 2011).



Die Abbildung 3 zeigt den Stickstoffkreislauf für einen landwirtschaftlichen Betrieb:

Abbildung 3: Einfacher Stickstoffzyklus

Quelle: DeClercq (2001)

3.3. Überblick des Kohlenstoffkreislaufs in der Landwirtschaft

Global betrachtet sind etwa 1.500 Mrd. t C im Boden gespeichert. Das ist ungefähr dreimal so viel wie in der oberirdischen Biomasse und etwa doppelt so viel wie in der Atmosphäre. (Eswaran, Van Den Berg, & Reich, 1993). Weltweit sind im Grünland 340 Mrd. t C gespeichert, was etwa der doppelten Menge des gespeicherten C in Wäldern entspricht (Lemaire et al., 2011). Die IPCC Richtlinien (Paustian et al., 2006) definieren fünf C-Pools, die für alle Landnutzungskategorien gültig sind: Biomasse (oberirdisch und unterirdisch), totes organisches Material (Totholz und Bodenstreu) sowie organisches Bodenmaterial (SOM). Im Grünland kommt Bodenkohlenstoff vorwiegend in Wurzeln und organischem Bodenmaterial vor (Verchot, Krug, Lasco, Ogle, & Raison, 2006).

Die in Böden gespeicherten C-Mengen und die Austauschraten von Boden-C mit der Atmosphäre hängen von chemischen, biologischen und physikalischen Faktoren des Bodens und vom organischen Bodenmaterial ab (SOM – Soil Organic Matter) ab (Powlson, 1996).

Die Hauptprozesse, die den Kohlenstoffkreislauf in terrestrischen Ökosystemen antreiben, sind die Photosynthese und die Respiration (Glatzel, 1999). Durch die Photosynthese der Pflanzen wird CO₂ aus der Atmosphäre aufgenommen. Während der Respiration wird CO₂ vom Boden und vom Pflanzenbestand an die Atmosphäre abgegeben. Man spricht von einer C-Senke, wenn die Aufnahme größer ist als die Respiration, andernfalls ist der Boden eine C-Quelle. Für Grünlandflächen lässt sich dahingehend keine allgemeine Aussage treffen, da Photosynthese und Respiration von verschiedenen standortbedingten Faktoren abhängen. Die CO₂-Aufnahme hängt dabei von der photosynthetisch relevanten Strahlung, Temperatur, Pflanzenart, Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit ab. Die Respiration hängt von der Temperatur und vor allem von der Bodenfeuchte ab. Mikrobielle Aktivitäten sowie die Art der Bewirtschaftung der Grünlandfläche haben zusätzlichen Einfluss auf die C-Bilanz im Boden (Ammann, Flechard, Leifeld, Neftel, & Fuhrer, 2007; Haase, 2010; Hoogendoorn, Bowatte, & Tillman, 2011). So führt beispielsweise die Kalkung von Grünlandflächen zu CO₂-Emissionen in die Atmosphäre (Paustian et al., 2006). In Agroökosystemen wird die C-Bilanz des Bodens des Weiteren durch Düngung und die Ernte der Pflanzenbestände beeinflusst (Glatzel, 1999).

Organischer Boden-C kommt als Teil der SOM vor (totes und lebendiges Pflanzenmaterial, Mikroorganismen und Bodenfauna) und ist ein Produkt aus mikrobiellen Prozessen, aus denen eine Aufteilung des C in unterschiedliche Vorräte (sog. Pools) resultiert. Landwirtschaftliche Systeme erhalten den Großteil des SOM-C aus oberirdischer Biomasse, während Grünland den C aus dem SOM überwiegend aus der Zersetzung von Wurzeln bezieht. Anorganischer Boden-C, unter anderem in der Form von CO₂, stellt den übrigen C-Vorrat im Boden dar. Der Zeithorizont des C-Kreislaufs variiert zwischen wenigen Stunden (CO₂ und Pflanzenmaterial), wenigen Wochen (Pflanzenmaterial und frisches SOM) über mehrere Jahrzehnte für labiles SOM bis hin zu tausenden von Jahren für stabiles SOM und Millionen Jahren für Karbonatgesteine (Shaffer, 2001).

Eine weitere wichtige Kohlenstoffverbindung in Verbindung mit Grünlandflächen ist Methan (CH₄). Es wird unter anaeroben Bedingungen in Böden, der Lagerung von Wirtschaftsdünger, durch die enterische Fermentation von Weidetieren und durch unvollständige Verbrennung von organischem Material gebildet (Paustian et al., 2006).

28

In Abbildung 4 sind zusammenfassend die wichtigsten Treibhausgasquellen- und emissionen in bewirtschafteten Ökosystemen dargestellt:



Abbildung 4: Die wichtigsten Treibhausgasprozesse in bewirtschafteten Ökosystemen Quelle: Paustian et al. (2006)

3.4. Die Ökobilanz

Die Ökobilanz (Life Cycle Assessment - LCA) ist eine Methode, mit der die potentiellen Umweltwirkungen von Produkten und Dienstleistung über den Lebensweg quantitativ erfasst und beurteilt werden. Die Ökobilanz erfasst nicht nur die direkten Emissionen, die aus dem Produktionsprozess entstehen, sondern auch die indirekten Emissionen, die aus den vorund nachgelagerten Lebenszyklusphasen entstehen (Arman, 2003). Nach Finkbeiner et al. (2006) sind die grundlegenden Anforderungen für die Durchführung einer Ökobilanz durch die ISO Normen 14040 und ISO 14044 geregelt. Die ISO Normen machen aber Herndl et al. (2015) "keine Vorgabe über die Berechnung von Inputs, Emissionen und deren Auswirkungen". Die Qualität der Umsetzung hängt von der Interpretation der ISO Normen ab, was zu unterschiedlichen quantitativen Ergebnissen führen kann (Blonk Agri-footprint BV, 2015). Die Erstellung einer Ökobilanz teilt sich nach Klöpffer & Grahl (2009) in vier Phasen:

 (1) Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmen (Goal and Scope Definition):
Im Rahmen der ersten Phase wird definiert, warum die Ökobilanz-Studie durchgeführt wird. Dies beinhaltet die beabsichtigte Anwendung und die zu erreichende Zielgruppe.
Die Bestimmung der geographischen, zeitlichen und quantitativen Systemgrenzen und der funktionellen Einheit sind essentielle Bestandteile der ersten Phase. Die funktionelle Einheit ist ein quantitatives Maß, auf welche sich die Ressourcen- und Energieflüsse sowie Emissionen beziehen (Finnveden et al., 2009). Die Wahl der funktionellen Einheit ist abhängig vom Ziel der Untersuchung. Für landwirtschaftliche Produkte empfiehlt es sich neben reinen Massen- oder Volumseinheiten den Protein-, Fett-, Nährstoffund/oder Energiegehalt zu berücksichtigen, um die Qualität der Produkte vergleichbar zu machen (Schau & Fet, 2008).

(2) Sachbilanz (Life Cycle Inventory Analysis - LCI)

Das Ergebnis der Sachbilanz ist eine Auflistung aller relevanten Inputs (Ressourcenund Energieflüsse) und Outputs (Emissionen) über den Lebenszyklus in Bezug auf die funktionelle Einheit (Finnveden et al., 2009).

(3) Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment – LCIA)

Die Wirkungsabschätzung zielt darauf ab, die Sachbilanzflüsse des untersuchten Systems, den Wirkungskategorien zuzuordnen. Wirkungskategorien sind unter anderem Ressourcenabbau, Treibhauseffekt, Ozonabbau, Human- und Ökotoxizität, Versauerung und Eutrophierung (Arman, 2003).

(4) Auswertung (Interpretation):

In der letzten Phase werden die Ergebnisse des LCIA und LCI, unter Berücksichtigung des in Phase 1 definierten Systems evaluiert, mit dem Ziel Schlussfolgerungen und Empfehlungen abzugeben (Finnveden et al., 2009).

3.4.1. Agrarökobilanz – spezifische Datenbanken und Methoden

Die ersten Agrarökobilanzen wurden bereits in den frühen 1990er Jahren erarbeitet (Blonk Agri-footprint BV, 2015). Ursprünglich für industrielle Prozesse entwickelt, gibt es heute zahlreiche nationale und regionale Anpassungen für den Einsatz einer Ökobilanz für den landwirtschaftlichen Sektor (Nemecek, 2005). Folgend sind exemplarisch spezifische Agrar-Ökobilanzmethoden und Datenbanken aufgeführt, dabei wird vom Autor kein Anspruch auf Vollständigkeit existierender Datenbanken und Methoden erhoben.

Das Kompetenzzentrum für landwirtschaftliche Forschung in der Schweiz – Agroscope – hat die SALCA Methode (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) entwickelt, welche direkte Feld- und Hofemissionen berechnet. Die Sachbilanz wurde unter anderem um die Methode SALCA- NO_3^- (Richner et al., 2014) ergänzt. Acker- und Futterbau, Milch- und Fleischproduktion als auch gesamtbetriebliche Bewertungen sind die Hauptanwendungsbereiche von SALCA (Agroscope, 2015). Die Methode wurde für die

Schweiz entwickelt und wurde im Rahmen des Forschungsprojektes FarmLife an österreichische Bedingungen angepasst (Herndl, Guggenberger, Baumgartner, Bystricky, & Gaillard, 2013). Die detaillierten Ergebnisse beschreiben Bystricky & Nemecek (2015) und Herndl et al. (2015).

Die Datenbank AGRIBALYSE (Koch & Salou, 2015) berechnet Daten für die Sachbilanz für landwirtschaftliche Produktsysteme. Das Ziel von AGRIBALYSE besteht darin, eine einheitliche, öffentliche LCI Datenbank für französische Agrarprodukte zu erstellen und eine Methode für Ökobilanzen bereitzustellen die für den Landwirtschaftssektor tauglich ist. Im Projekt FarmLife wurden Sachbilanzdaten aus AGRIBALYSE angewendet (Herndl et al., 2015). Die Systemgrenzen sind von der "Wiege bis zum Hoftor" gesetzt (Koch & Salou, 2015). AGRIBALYSE ist für registrierte Benutzer der Software openLCA kostenlos zugänglich (GreenDelta, 2015).

Dieselben Systemgrenzen setzt die Methode Agri-Footprint (Blonk Agri-footprint BV, 2015), welche Sachbilanzdaten für Lebensmittelprodukte und Futter entwickelt. Die inkludierten Prozesse beziehen sich auf unterschiedliche Regionen für eine bestimmte Periode. Die Datenbank ist verfügbar für Ökobilanz-Praktiker mit einer SimaPro Lizenz.

FeedPrint (Vellinga et al., 2013) ist eine Ökobilanzmethode, die sich auf die Emissionen von CO_2 , CH_4 und N_2O aus der Nutztierproduktion in den Niederlanden fokussiert. FeedPrint zieht die Systemgrenzen ebenfalls von der "Wiege bis zum Hoftor".

3.4.2. Ökobilanz-Wirkungskategorien von umweltrelevanten Stickstoff- und Kohlenstoff-Emissionen aus Grünland

Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen, die im Laufe des Grünlandbewirtschaftungsprozesses emittiert werden, haben vielfältige Umweltwirkungen. Im Laufe der Zeit wurden verschiedene Methoden zur Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen entwickelt (Ecoindicator 99, IMPACT 2002+, CML 2001, ReCiPe etc.) (JRC, 2010). Sie alle haben gemeinsam, die Ergebnisse der Sachbilanz in Wirkungskategorien einzuteilen und ihre potentiellen Umweltwirkungen zu berechnen, um die unterschiedlichen Wirkungen auf die Umwelt miteinander zu vergleichen. Die Methode ReCiPe bietet sich für europäische Ökobilanzen im Lebensmittelbereich besonders an, weil sie speziell darauf abzielt, die Umweltwirkungen europäischer Systeme abzubilden (Amani & Schiefer, 2011).

Die Umweltwirkungen von umweltrelevanten N- und C-Emissionen aus Böden lassen sich, wie in Tabelle 2 dargestellt, verschiedenen outputbezogenen Wirkungskategorien zuordnen:

N- und C- Emissionen	LCA- Wirkungskategorie nach Klöpffer und Grahl (2009)	Umweltwirkung nach DeClercq (2001)	Ausmaß der Wirkung nach DeClercq (2001)
Ammoniak (NH ₃)	Versauerung und terrestrische Eutrophierung	Saurer Regen: Versauerung der Böden, Eutrophierung Direkte Toxizität	Lokal: on-farm Ablagerung Regional: Ablagerung in Ökosystemen National/international: Transport und Ablagerung von NH ₃
Ammonium (NH₄⁺)	Versauerung und aquatische Eutrophierung		
Nitrat (NO ₃ ⁻)	Aquatische Eutrophierung	Wasser Qualität: Eutrophierung, Gesundheit	Lokal: Oberflächenwasser Auf Betriebsfläche Regional: Oberflächenwasser, Grundwasser National/international: Seen und Meere
Lachgas (N ₂ O)	Klimaänderung	Treibhausgas: Globale Erwärmung, Ozonwechselwirkung	Global
Methan (CH ₄)	Klimaänderung	Treibhausgas: Globale Erwärmung	Global
Kohlen- dioxid (CO ₂)	Klimaänderung	Treibhausgas: Globale Erwärmung	Global

Tabelle 2: Umweltwirkungen von N- und C-Emissionen

Abhängig von der gewählten Wirkungskategorie werden in der Ökobilanz für die Quantifizierung der einzelnen Wirkungskategorien definierte Maße verwendet, um die verschiedenen Emissionen gegeneinander abzuwiegen bzw. aufsummieren zu können. Für die Klimaänderung ist dies das "Global Warming Potential" (GWP), das diejenige Masse CO₂

angibt, die den gleichen klimaverändernden Effekt hat wie 1 kg eines anderen unterschiedlichen Treibhausgase Treibhausgases. Da die eine unterschiedliche Lebensdauer in der Troposphäre haben, muss ein Zeithorizont vorgegeben werden. Für Ökobilanzen wird meist ein Zeithorizont von 100 Jahren gewählt. Das GWP₁₀₀ für die oben angeführten Treibhausgase sind: $CO_2 = 1$; $CH_4 = 34$; $N_2O = 298$ (Myhre & Shindell, 2013). Das Potential zur Bildung von Sommersmog wird anhand des Smogbildungspotenzial POCP (Photochemical Ozone Creation Potential) von Ethen quantifiziert und in kg Ethen-Äquivalenten ausgedrückt. Die Versauerung wird durch das Versauerungspotential (AP -Acidification Potential) ausgedrückt und wird meist in kg SO₂-Äquivalenten angegeben. Ammoniak etwa hat ein AP von 1,88 kg SO₂-Äquivalente. Das Eutrophierungspotential (EP) wird in kg PO₄³⁻-Äquivalenten dargestellt. Das EP von Nitrat beträgt 0,1 kg PO₄³⁻-Äquivalente (Klöpffer & Grahl, 2009).

3.4.3. Die IPCC Methodologie zur Berechnung von landwirtschaftlichen THG-Emissionen

Die IPCC Methodologie unterscheidet für den Sektor Land- und Forstwirtschaft und andere Landnutzungen (Agriculture, Forestry and Other Land Use – AFOLU) drei Ebenen für die Berechnung von nationalen Treibhausgasemissionen (Tier 1, 2 und 3). Je höher die Stufe, desto höher ist die Genauigkeit der Ergebnisse und gleichzeitig verringert sich die, mit den Berechnungsergebnissen in Verbindung stehende, Unsicherheit. Es erhöhen sich mit steigender Stufe aber auch die Komplexität und der Aufwand für die Datenbeschaffung und Berechnungen. Tier 1 ist die einfachste anzuwendende Methode, für die keine länderspezifischen Daten notwendig sind. Tier 2 Berechnungen basieren auf länder- und regionsspezifischen Daten mit einer höheren räumlichen und zeitlichen Auflösung. Der Tier 3 Ansatz verlangt hochaufgelöste Daten (z.B. Boden-, Landnutzungs- und Managementdaten) auf der Grundlage umfassender Feldversuche oder GIS-basierter Systeme (Paustian et al., 2006).

Folgend werden die Berechnungsmethoden für CH_4 und N_2O Emissionen aus Wirtschaftsdünger, direkten und indirekten N_2O Bodenemissionen, CO_2 aus Kalk und Harnstoffen sowie die Änderung des Bodenkohlenstoffgehalts beschrieben.

1. CH₄ und N₂O Emissionen aus Wirtschaftsdünger

Die Berechnungsmethoden für CH_4 und N_2O Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sind im Chapter 10: Emissions from livestock and manure management (Dong, Mangino, & McAllister, 2006) beschrieben.

33

CH₄ Emissionen

Hierbei geht es um Emissionen die während der Lagerung, Behandlung sowie der Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf Grünland auftreten.

Bei von **Tier 1** kommen Emissionsfaktoren (EF) pro Nutztierkategorie (Rinder, Schweine usw.) zur Anwendung, die die Emissionen für die jeweils jährliche Durchschnittstemperatur wiedergeben.

Tier 2 stützt sich auf zwei wesentliche Einflussfaktoren, die die Methanemissionsfaktoren aus Wirtschaftsdünger beeinflussen: 1) die flüchtigen Feststoffe des Wirtschaftsdüngers und 2) die Art des Düngermanagementsystems, sowie die Berücksichtigung eines systemspezifischen Konvertierungsfaktors der die maximale Methanemissionsmenge pro Düngerart angibt.

Tier 3 verlangt Modellanwendungen, die sich aus Feldversuchen der untersuchten Region ableiten.

Direkte und indirekte N₂O Emissionen

Dong et al. (2006) behandeln nur jene direkten und indirekten N₂O Emissionen, die vor der Ausbringung auf das Feld durch die Düngerlagerung und –behandlung, auftreten. Deshalb werden sie an dieser Stelle nicht beschrieben.

2. <u>N₂O Bodenemissionen und CO₂ aus Kalk und Harnstoffen</u>

Die Berechnungsmethoden für Bodenemissionen von N_2O sowie CO_2 Emissionen aus Kalkung und Harnstoffen sind im Chapter 11: N_2O Emissions from managed soils, and CO_2 Emissions from lime and urea application (De Klein et al., 2006) beschrieben:

Direkte N₂O Bodenemissionen

Tier 1 summiert die N₂O-N Emissionen aus N-Inputs, organischer Böden, Urin und Dung und multipliziert diese mit allgemeinen EF (z.B. 0,01 kg N₂O-N der N-Inputmenge; Schwankungsbreite: 0,003 – 0,03). Wenn detailliertere Daten, etwa zur Anwendung von Wirtschafts- und Mineraldünger, zur Verfügung stehen kommt die **Tier 2** Methode zum Einsatz, indem die für Tier 1 verwendete Formel adaptiert wird. Die N₂O-N Emissionen werden anhand des molekularen Gewichtsverhältnisses von N₂O und N (44/28) in N₂O umgerechnet.

Tier 3 fordert wiederum Modelle, die Boden- und Umweltvariablen miteinander in Beziehung setzen, um die N_2O Emissionen zu berechnen. De Klein et al. (2006) weisen darauf hin, nur jene Modelle zu verwenden, die mit Messdaten validiert wurden.

Indirekte N₂O Emissionen durch Auswaschung und Verflüchtigung

Der Tier 1 Ansatz summiert N-Mengen aus Wirtschafts- und Mineraldünger, abgelagerter N-Menge aus Urin, Dung und Pflanzenresten und die N-Menge aus der Mineralisierung. Multipliziert mit einem fixen Auswaschungsanteil von 0,3 kg N / kg N Zugaben/Ausscheidungen durch Weidetiere (Schwankungsbreite: 0,1 - 0,8) und dem allgemeinen EF von 0,0075 kg N₂O-N / kg N ausgewaschen (Schwankungsbreite: 0,0005 -0,025) respektive dem Verflüchtigungsanteil von 0,2 kg NH₃-N/NO_x-N / kg N Zugaben/Ausscheidungen durch Weidetiere für Wirtschaftsdünger (Schwankungsbreite: 0,05 - 0,5) ergibt sich daraus die N₂O-N Menge durch Auswaschung respektive Verflüchtigung. Wenn detailliertere (länderbezogene) Daten zum Auswaschungsanteil Verfügung stehen, kommt die Tier 2 Methode zum Einsatz, indem die für Tier 1 verwendete Formel adaptiert Emissionen werden wiederum wird. Die N₂O-N anhand des molekularen Gewichtsverhältnisses von N₂O und N (44/28) in N₂O umgerechnet.

Tier 3 fordert dieselbe Herangehensweise wie für die direkten N₂O Bodenemissionen.

CO₂ Emissionen durch Kalkung

Tier 1 berechnet die CO₂-C Emissionen anhand der ausgebrachten Menge an Kalk- und Dolomitgestein multipliziert mit EF, einerseits für Kalkgestein (0,12) und andererseits für Dolomitgestein (0,13). Die EF entsprechen dem prozentuellen Anteil von Karbonat-C der Gesteine und repräsentieren die maximal mögliche Emissionsrate durch Kalkung. Stehen länderspezifische Daten für die beiden EF zur Verfügung, wird dieselbe Formel wie in Tier 1 für **Tier 2** angewandt. Die CO₂-C Emissionen werden anhand des molekularen Gewichtsverhältnisses von CO₂ und C (44/12) in CO₂ umgerechnet.

Für den **Tier 3** Ansatz empfehlen De Klein et al. (2006) die Modellierung von C-Flüssen, die die Formation und Auflösung von Karbonatmineralen abbilden.

CO₂ Emissionen durch Harnstoffdüngung

Tier 1 berechnet die CO₂-C Emissionen anhand der Menge an ausgebrachtem Harnstoff multipliziert mit einem EF von 0,2 der die molekulare C-Masse von Harnstoff $(CO(NH_2)_2)$ repräsentiert. Stehen länderspezifische Daten für den EF zur Verfügung, wird dieselbe Formel wie in Tier 1 für **Tier 2** angewandt. Die CO₂-C Emissionen werden anhand des molekularen Gewichtsverhältnisses von CO₂ und C (44/12) in CO₂ umgerechnet.

Tier 3 verlangt beispielsweise die Modellierung der Auswaschung von Bikarbonat in das Grundwasser, Seen oder Ozeane.

3. Änderung des Bodenkohlenstoffgehalts

Für Grünland unterscheidet der IPCC zwischen Flächen, die mindestens die letzten 20 Jahre als Grünland bewirtschaftet wurden und Flächen die innerhalb der letzten 20 Jahre zu Grünland umgewandelt wurden. Für beide Flächenarten wendet der IPCC die folgenden Berechnungsansätze:

Tier 1 und 2 modellieren den Gehalt an Boden-C bis zur Bodentiefe von 30 cm. Allgemeine C-Bestandsänderungsfaktoren finden sich in Verchot et al. (2006) für gemanagtes Grünland, differenziert nach Klimazone und Managementintensität. Beispielsweise wird für nachhaltig bewirtschaftetes Grünland in gemäßigtem Klima ein C-Bestandsänderungsfaktor von 1,14 bezogen auf den SOC Gehalt angegeben (Standardabweichung +/- 11%). Dieser C-Bestandsänderungsfaktor bezieht sich auf einen Zeitraum von 20 Jahren. Der C-Gehalt nimmt in diesem Fall also über die Zeit zu.

Für verfeinerte Berechnungen des C-Gehalts in mineralischen und organischen Böden, sowie anorganischen C-Pools kann die **Tier 3** Methodik zur Anwendung kommen (Aalde et al., 2006).
4. Material und Methode

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit einem Teilaspekt der Ökobilanzierung, den schlagbezogenen Emissionen von Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen auf Grünlandflächen in Luft und Wasser. Mit Hilfe einer Literaturrecherche und eines selbst erstellten Kriterienkatalogs wird versucht, jene Stickstoff- und Kohlenstoffmodelle zu identifizieren, die praktikabel in der Ökobilanz anzuwenden sind. Die praktische Anwendbarkeit wird anhand des selbst erstellten Kriterienkatalogs, der Mindest- und Bewertungskriterien beinhaltet, beurteilt. In Abbildung 5 ist die methodische Vorgehensweise schematisch dargestellt.



Abbildung 5: Schematische Vorgehensweise der angewandten Methodik

Die Ergebnisse aus der Literaturrecherche, welche eine Kurzbeschreibung der Grundgesamtheit der Modelle inklusive Bewertung der Mindestkriterien umfasst, sind im Anhang (Kapitel 9) zu finden und stellt den ersten Ergebnisteil der Arbeit dar. Die Ergebnisse aus der Bewertung anhand der Mindestkriterien sind in der Vorausscheidungstabelle (Tabelle 9, Kapitel 5) zusammengefasst dargestellt.

Diejenigen Modelle, die die Mindestkriterien erfüllen, sind im Kapitel 5 beschrieben und anhand der Bewertungskriterien qualitativ beurteilt. Dieser Teil der Arbeit ist als zweiter Ergebnisteil zu betrachten.

Die einzelnen Phasen der methodischen Herangehensweise für die vorliegende Arbeit sind in den folgenden Kapiteln dargestellt.

4.1. Literaturrecherche

Um Stickstoff- und Kohlenstoffmodelle zu erheben, wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Dabei wurden folgende Onlinekataloge nach Schlagworten ("nitrogen", "carbon", "model", "grassland", "pasture", "meadow", "validation", "evaluation", einzeln oder kombiniert) nach Autoren oder schon im Vorhinein bekannten Modellnamen durchsucht:

- Onlinekataloge der Universitätsbibliothek für Bodenkultur Wien
- BOKU:LIT search
- SCOPUS (www.scopus.com)
- scholar.google.at und
- einschlägige Journals wie z.B. Environmental Modelling & Software (http://www.journals.elsevier.com/environmental-modelling-and-software/) oder das International Journal of Life Cycle Assessment (http://www.springer.com/environment/journal/11367)

Zusätzlich wurde auf folgende Modelldatenbanken zurückgegriffen:

CAMASE:

Das Projekt CAMASE (a Concerted Action for the development and testing of quantitative Methods for research on Agricultural Systems and the Environment) hatte unter anderem das Ziel, ein Agrar-Ökosystemmodellregister zu erstellen, um das Forschungsfeld landwirtschaftlicher Systeme in den EU Staaten voranzutreiben. Darin enthalten sind Modelle, die bis einschließlich 1996 publiziert worden sind (Plentinger & Penning de Vries, 2005).

ECOBAS:

Das ECOBAS Projekt bietet ein Onlineregister mathematischer Modelle (Register of Ecological Models – REM: http://ecobas.org/www-server/). Das Register wurde anhand einer vorgegebenen Schlüsselwortsuche (grasslands, grassland dynamics, grassland model, grassland simulation model, grazing, grazing management, grazing systems) durchsucht.

GRAMP:

Die Global Research Allicance Modelling Platform (GRAMP) ist eine webbasierte Plattform zur Modellierung von THG-Emissionen aus Agro-Ökosystemmodellen. Das Ziel der Plattform ist es, einen zentralen Zugang zu Modellquellcodes, Datensätzen zur Evaluierung und Schulungsunterlagen etc. für die Forschungscommunity zur Verfügung zu stellen. Als Pilotprojekt zur Aufbau der Plattform diente das DNDC Modell (Yeluripati et al., 2015).

Aus 62 N-Modellen, die Cannavo et al. (2008) auf verschiedene Parameter untersuchten, sowie aus einer parallel laufenden Masterarbeit von Roidmayr (2015), die sich mit N-Modellen in Agrarökobilanzen auseinander setzt, wurden jene Modelle in die Grundgesamtheit aufgenommen, die sich laut Beschreibung für die Anwendung auf Grünlandflächen eignen.

4.2. Kriterienkatalog zur Modellauswahl

Mit einem selbst erstellten Kriterienkatalog wird versucht, jene Stickstoff- und Kohlenstoffmodelle zu identifizieren, die praktikabel in der Ökobilanz anzuwenden sind. Dabei wird ein Teilaspekt der Ökobilanzierung behandelt, nämlich die schlagbezogenen Emissionen von umweltrelevanten Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen auf Grünlandflächen in Luft und Wasser. Die Mindestkriterien legen fest, ob ein Modell grundlegenden Anforderungen entspricht. Die daraus resultierende Modellauswahl wird anschließend differenzierter untersucht und über die Bewertungskriterien qualitativ beurteilt.

4.2.1. Mindestkriterien

Die Mindestkriterien legen fest, ob ein Modell grundlegenden Anforderungen entspricht und über die Bewertungskriterien bewertet wird. Die Mindestkriterien wurden in einem Expertendialog gemeinsam mit den DiplomarbeitsbetreuerInnen, sowie in Anlehnung an Zell (2010) und Hall et al. (2010) festgelegt. Die Kriterien von Zell (2010) sind im Anhang aufgelistet. Ist im Zuge der Bewertung der Mindestkriterien aufgefallen, dass ein Modell mindestens ein Mindestkriterium nicht erfüllt, wurden die anderen Mindestkriterien nicht mehr untersucht. In Tabelle 3 sind die Mindestkriterien zusammengefasst dargestellt.

Mindestkriterien							
1. Modellanwendung für Grünland	Die ausgewählten Modelle müssen für Grünlandflächen anwendbar sein						
2. Modellkomponenten sind verfügbar	Die Modellkomponenten müssen publiziert sein						
3. Aktualität	Die ausgewählten Modelle sind nicht durch ein verfügbares Nachfolgemodell ersetzt						
4. Schlagbezug und Düngung	Die ausgewählten Modelle sind nicht betriebsbezogen sondern schlagbezogen und beinhalten mindestens die Düngeranwendung						
5. Validierung für Grünland	Garantie dafür, dass die ausgewählten Modelle eine " <i>ausreichend gute Genauigkeit</i> <i>für die betrachteten Modelloutputs hat</i> " (Stingl, 2011). Validierung als Prozess, in welchem die Modelloutputs mit unabhängigen Datensets verglichen werden (Aral, 2010; Ittersum & Donatelli, 2003; van Ittersum & Donatelli, 2003).						
6. Geographie	Die ausgewählten Modelle rechnen mit Parameterdaten (Umweltdaten), die für österreichische bzw. mitteleuropäische Verhältnisse anwendbar sind (z.B. Wetter- und Klimadaten), oder es besteht die Möglichkeit die Parameterdaten im Zuge der Dateneingabe selbst zu bestimmen.						
7. Inputdaten	Die maximale Menge an Inputdaten der Modelle wurde auf 30 Inputdaten festgelegt.						

Tabelle 3: Zusammenfassung der Mindestkriterien

Folgend sind die Mindestkriterien genauer beschrieben.

1. Modellanwendung für Grünland

Diese Arbeit soll eine Grundlage für weiterführende Agrar-Ökobilanzen, in denen der Produktionsfaktor Grünland eine Rolle spielt, darstellen. Daher ist es zwingend erforderlich, dass die ausgewählten Modelle für Grünlandprozesse geeignet sind.

2. Modellkomponenten

Um die Logik des Modells zu verstehen, müssen die Modellkomponenten und deren mathematische Beschreibungen publiziert oder anderweitig verfügbar sein.

3. Aktualität

Die Aktualität der Modelle ist dadurch definiert, dass die ausgewählten Modelle nicht durch verfügbare Nachfolgemodelle ersetzt sein dürfen.

4. Schlagbezug und Düngung

Die Stoffkreislaufmodelle sind entweder auf den Schlag oder den gesamten Betrieb bezogen. Um die Grundgesamtheit an verfügbaren Modellen zu verringern wurde entschieden, die Systemgrenze enger zu ziehen sodass im Rahmen dieser Arbeit nur schlagbezogene Modelle für eine weitere Analyse in Betracht kommen, die mindestens die Düngeranwendung modellieren.

5. Validierung für Grünland

Dieses Mindestkriterium fordert eine durchgeführte Validierung der Modelloutputs und die Verfügbarkeit der Validierungsergebnisse (grafisch und / oder numerisch). Für C-Modelle müssen also die C-Outputs, für N-Modelle die N-Outputs und für kombinierte Modelle die C-und N-Outputs validiert sein.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird die Validierung als Beleg bzw. die Garantie dafür verstanden, dass das Modell eine *"ausreichend gute Genauigkeit für die betrachteten Modelloutputs hat*" (Stingl, 2011) und als ein Prozess, in welchem die Modelloutputs mit unabhängigen Datensets verglichen werden (Aral, 2010; Ittersum & Donatelli, 2003; van Ittersum & Donatelli, 2003). De Klein et al. (2006) empfehlen nur jene Tier 3 Modelle zu verwenden, die mit Messdaten validiert wurden.

Augusiak et al. (2014) weisen darauf hin, dass der Term "Validierung" für ökologische Modelle selbst in der wissenschaftlichen Literatur nicht einheitlich verwendet wird. So werden zum Beispiel verschiedene Synonyme für die gleiche Bedeutung verwendet (siehe Tabelle 4).

Definition	Verwendete Synonyme
Entscheidungsprozess ob das Modell für seinen beabsichtigten Zweck geeignet ist	Bestätigung Evaluierung Test Validierung Verifikation
Gewährleistung dass das "richtige Modell" entwickelt wurde	Validierung Verifikation
Zusicherung dass das Computerprogramm und die Implementierung des Modellkonzepts richtig sind	Verifikation
Bewertung der Modelloutputs anhand des Vergleichs mit Daten die möglichst nicht für die Modellentwicklung verwendet wurden.	Validierung Verifikation Begründung (Substantiation)

Tabelle 4. Definitionen	und verwendete	Synonyme für	' den Terminus	Modellvalidierund
		Cynonyme ru		modentanaierung

Quelle: eigene Darstellung nach Augusiak et al. (2014)

6. Geographie

Für die Erfüllung der Ziele im Rahmen dieser Arbeit ist es relevant, ob das Modell mit Parameterdaten (Umweltdaten) rechnet, die für österreichische bzw. mitteleuropäische Verhältnisse anwendbar sind (z.B. Wetter- und Klimadaten), oder ob die Möglichkeit besteht die Parameterdaten im Zuge der Dateneingabe selbst zu bestimmen. Wenn Parameterdaten nur für eine nicht-mitteleuropäische Region im Modell integriert sind und es nicht möglich ist, die vorhandene Daten zu adaptieren bzw. neue Daten zu importieren, wird das Modell für eine weitere Betrachtung ausgeschlossen. Kein Ausschluss der Modelle findet dann statt, wenn ein Mix aus europäischen Daten oder aus Regionen mit gemäßigtem Klima enthalten ist oder die Parameterdaten vom Anwender adaptiert werden können.

7. Maximale Anzahl an Inputdaten

Die Anzahl an benötigten Inputdaten quantitativ zu beschränken ist für die Anwendung in einer Ökobilanz deshalb zielführend, weil die Sachbilanzinventur (Phase 2 der Ökobilanz) ohnehin meist den zeitaufwendigsten Schritt der gesamten Ökobilanz ausmacht. Die maximale Menge an Inputdaten wurde nach einer ersten Sichtung der Modelle daher auf 30 Inputdaten festgelegt.

4.2.2. Bewertungskriterien

Stöckl (2006) zufolge ist eine vollumfängliche Erarbeitung von Kriterien für ein bestimmtes Beurteilungsziel nur sehr schwer mit akzeptablem Aufwand möglich. Um eine Annäherung an Vollständigkeit der Kriterien zu erreichen, empfiehlt Stöckl (2006) einen Mix aus Brainstorming, Expertengruppen und Literaturvergleich, was allerdings den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde.

Die hier verwendeten Bewertungskriterien sind das Ergebnis aus der Literaturrecherche und Gesprächen mit dem Betreuungsteam. Beurteilt werden die Bereiche Inputdaten, Modelloutputs, Anwendbarkeit, Modellgenauigkeit, Modellverfügbarkeit und Validierung der Modelle. Die Bewertungskriterien sind folgend beschrieben und im Kapitel 4.2.3 zusammengefasst dargestellt. Die Reihenfolge der Bewertungskriterien steht dabei nicht in Zusammenhang mit einer Gewichtung der Kriterien.

1. Anzahl Inputdaten

Wainwright & Mulligan (2004) nennen als Anforderung an die Umweltforschung im Hinblick auf die Modellierung, ein Wirkungsverständnis für Prozesse zu erzeugen. Die Modellvorhersagen sind dabei maximal so gut wie die Informationen, auf denen sie basieren.

42

Nach Kolbe & Prutzer (2004) sind nur solche Modelle praxisrelevant, die mit relativ wenigen, gut verfüg- und erhebbaren Inputdaten arbeiten. Arman (2003) zufolge ist die Verfügbarkeit von Eingangsdaten besonders wichtig.

Ein Bewertungskriterium für die Modellbeurteilung stellt daher der Bedarf an Inputdaten, gemessen an der Anzahl der benötigten Inputdaten dar. Auf die Verfügbarkeit der Daten wird nicht näher eingegangen.

2. Modelloutputs aus Sicht der Ökobilanz

Die für die Anwendung in Ökobilanzen relevanten Outputs sind abhängig von den Umweltwirkungen, die über die Ökobilanz dargestellt werden sollen. Nemecek et al. (2011) gibt in den Datenqualitätsrichtlinien für ecoinvent v3.0 eine Empfehlung für die erforderlichen N- und C-Emissionen, die in der Sachbilanz einer Agrarökobilanz dargestellt werden sollen. Dementsprechend wird für die Pflanzen- und Tierproduktion zwischen Emissionen in die Luft, das Oberflächen- und Grundwasser und den benötigten Inputressourcen unterschieden. In Tabelle 5 sind die erforderlichen Outputdaten aufgelistet.

Tabelle 5: N- und C-Verbindungen als Ressourcen und Emissionen für die Sachbilanz einer
Agrarökobilanz nach Nemecek et al. (2011)

Produktion	Inputflüsse	Emissionen	Emissionen in
		in Luft	Grundwasser
Pflanzen- produktion	CO ₂ Pflanzen- aufnahme	NH ₃ N ₂ O NO _x CH ₄ für Reis CO ₂ aus Änderungen der organischen Substanz CO ₂ aus LUC	NO ₃ -
Tier- produktion		$ \begin{array}{c} NH_3 \\ N_2O \\ NO_x \\ CH_4 \\ Biogenes CO_2 aus Veratmung $	

Quelle: eigene Darstellung nach Nemecek et al. (2011)

Die ökologisch wichtigsten N-Emissionen, die im Zuge einer Ökobilanz erfasst werden sollten, sind nach Brentrup et al. (2000) NH₃, N₂O und NO₃⁻. Diese drei N-Emissionen decken sich mit den erforderlichen Outputs nach Nemecek et al. (2011) und stellen somit das Bewertungskriterium für die Modellbeurteilung. Die zu erfassenden C-Emissionen sind nach Nemecek et al. (2011) CO₂ und CH₄ und sind somit Kriterium für die Modellbeurteilung. Die Änderung des Bodenkohlenstoffgehalts wird zusätzlich berücksichtigt (vgl. Verchot et al. (2006)). Methanemissionen durch die enterische Fermentation von Wiederkäuern und aus dem Wirtschaftsdüngermanagement werden im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

Da der IPCC die CH₄ Bodendynamik für Grünland nicht inkludiert (Dong et al., 2006) werden CH₄- Bodenemissionen und Sequestrierung im Rahmen der Arbeit ebenfalls nicht berücksichtigt.

Die Angabe von Unsicherheiten für N- und C-Emissionen stellt ein Qualitätsmerkmal dar und ist somit Teil des Modelloutput-Bewertungskriteriums für die Modellauswahl.

3. Bewirtschaftungspraktik

Ob und welche Bewirtschaftungspraktiken das Modell berücksichtigt ist ein weiteres Bewertungskriterium. Beispielhaft zu nennen ist die Unterscheidung von Mahd und Beweidung. C- und N-Flüsse in der Beweidung unterscheiden sich im Vergleich zu anderen Landnutzungen inklusive geschnittenem Grünland, aufgrund der Weidetiere. Die stellenweisen, tierischen Ausscheidungen erhöhen die räumliche Heterogenität der C- und N-Kreisläufe (Hutchings, Olesen, Petersen, & Berntsen, 2007). Die Beweidungsintensität beispielsweise beeinflusst die verbleibende oberirdische Biomasse und damit eine Teilmenge an C im Grünlandsystem (P. R. Grace, Ladd, Robertson, & Gage, 2006). Je nach Ausbringungstechnik von Dünger wird die Verflüchtigung von NH₃ (Søgaard et al., 2002) und auch die N₂O Emissionen beeinflusst.

4. Ergebnisgenauigkeit

Durch die Angabe der Berechnungsebene nach IPCC (Kapitel 3.4.3) werden die Ergebnisgenauigkeit und Unschärfe der Modelle differenziert. Je höher die Ebene, desto genauer ist das Modell.

5. Modellverfügbarkeit und Benutzerfreundlichkeit

Für eine praktische Anwendung in einer Agrarökobilanz ist die Verfügbarkeit einer Software für das Modell wünschenswert, aber nicht obligatorisch. Ist eine Software verfügbar, muss der Kostenaufwand den finanziellen Mitteln potentieller Anwender entsprechen. Außerdem ist das Vorhandensein von Benutzerhandbüchern und / oder Anwendungsbeispielen wünschenswert.

6. Qualität der Validierung

Bestenfalls ist der Vergleich der Mess- und Modelldaten mit statistischen Gütemaßen belegt. Über die Güte der statistischen Validierungsergebnisse wird die Qualität der Validierung beurteilt. Cannavo et al. (2008) verwenden dazu ein festgelegtes Reihungs- und Bewertungsverfahren, welches in Tabelle 6 dargestellt ist. Die Relevanz der statistischen Kennwerte ist wie folgt gereiht: RMSE > MD > EF > RE (Abkürzungen siehe Tabelle 6). Die Modellperformance wird entweder als schwach (-), mittelmäßig (+/-), gut (+) oder sehr gut (++) bewertet. Diese Herangehensweise wird für die vorliegende Arbeit übernommen.

Tabelle 6: Bewertungsschema statistischer Validierungsergebnisse

Statistischer	-	+/-	+	++
Kennwert				
MD/RMSE/RE	>60%	30-60%	5-30%	<5%
(%)				
r²/EF	<0,5	0,5-0,7	0,7-0,95	>0,95
0 " 0				

Quelle: Cannavo et al. (2008)

Abkürzungen:

MD (mean difference – durchschnittliche Abweichung)

RMSE (relative root mean square error – Wurzel aus der mittleren quadratischen Abweichung)

RE (relative error – relative Fehler)

r² (correlation coefficient - Korrelationskoeffizient)

EF (model efficiency - Modelleffizienz)

4.2.3. Zusammenfassung der qualitativen Bewertungskriterien

In Tabelle 7 sind die Bewertungskriterien zur Beurteilung der N- und C-Modelle zusammengefasst dargestellt. Die Validierung wird nach dem Bewertungsschema nach Cannavo et al. (2008) beurteilt. Für die anderen Bewertungskriterien erfolgt die Beurteilung nach Einschätzung des Autors nach folgendem Schema, angelehnt an Zell (2010):

Ein "+" steht für gute Performance, ein "-" für schlechte Performance. Wenn die Performance weder gut noch schlecht ist, wird dies mit "+/-"gekennzeichnet. Ein "?" steht für "nicht beantwortet" und ein "---" gibt an, dass das Kriterium nicht angewendet werden kann.

Bewertungskriterien					
Inputdatenbedarf	✓ Anzahl				
Modelloutputs	\checkmark Stickstoff: NH ₃ , NO ₃ , N ₂ O				
	\checkmark Kohlenstoff: CO ₂ , CH ₄				
	 Angabe von Unsicherheiten 				
Bewirtschaftungspraktik	 Integration von Bewirtschaftungspraktiken 				
	(z.B. Mahd und Beweidung, Technik der				
	Düngerausbringung)				
Ergebnisgenauigkeit	✓ Berechnungsebene nach IPCC (Paustian et al.,				
	2006):				
	Tier 1, 2 oder 3 Ansatz				
Modellverfügbarkeit	✓ Software (Kosten)				
	✓ Unterstützende Literatur (z.B. Benutzerhandbuch)				
Validierung	 Güte der Validierungsergebnisse 				

Tabelle 7: Bewertungskriterien zur d	ualitativen Be	eurteiluna der	Modelle
	1		

4.3. Beschreibungsstruktur der qualitativ bewerteten Modelle

Die Tabelle 8 zeigt die Modellbeschreibungsstruktur für die detaillierte Beschreibung der Modelle, die durch die Bewertungskriterien qualitativ bewertet werden. Die Struktur entstammt aus eigenen Überlegungen, aus Umsetzungen des Agrar-Ökosystemmodellregister CAMASE von Plentinger & Penning de Vries (2005), sowie aus der parallel laufenden Masterarbeit von Roidmayr (2015).

Modell	Name und Version
Korrespondierender Autor	Kontaktdaten
Aktualität	 Entwicklungsjahr bzw. Zeitpunkt des letzten Updates
Modelltyp	 Dynamisch, deterministisch, mechanistisch
Inputdaten	 Anzahl der benötigten Inputdaten
	 Inputdatenqualität (Primär- Sekundärdaten)
Outputdaten	Modellierte Emissionen
	 betroffene Wirkungskategorien
Modellcharakteristika	 Zeitliche Auflösung (Bezugszeitraum)
	Bodenarten
	 Aufbauendes Modell / Anlehnungen an andere Modelle?
Modellkomponenten	 Aufzählung und Beschreibung der berücksichtigten
	Komponenten
Modellvalidierung	 Beschreibung der G üte der Validierung
Anwendung	 Beabsichtigte Anwendung
	 Gibt es eine Software, Excel- oder webbasierte
	Anwendung? Status der Verfügbarkeit (frei, kommerziell)
Bewertungskriterien	Qualitative Bewertung durch die Bewertungskriterien

Tabelle 8: Detaillierte Modellbeschreibungsstruktur für die Modellauswahl

5. Ergebnisse

Das Kapitel 5 beschreibt die Modellauswahl nach den Mindestkriterien und folgend sind jene Modelle detailliert beschrieben und anhand der Bewertungskriterien bewertet, die sich für eine Anwendung in der Ökobilanz eignen.

5.1. Modellauswahl nach Mindestkriterien

In Tabelle 9 ist die Bewertung der Mindestkriterien der 33 Modelle der Grundgesamtheit (6 C-, 12 N- und 15 kombinierte Modelle) zu finden. Jene 7 Modelle, die für die qualitative Bewertung in Betracht gezogen werden, weil sie alle Mindestkriterien erfüllen, sind grün markiert.

Aus den C-Modellen erfüllen CCB, Roth-C 26.3 und SOCRATES alle 7 Mindestkriterien. Das C-Tool wäre im Sinne der praktischen Anwendung vor das Modell Roth-C zu reihen, weil weniger Inputdaten benötigt werden und die Modellstruktur bewusst einfach gewählt ist, allerdings wurde das C-Tool nicht validiert, weshalb Roth-C in die nähere Auswahl zur Bewertung kommt.

Aus den N-Modellen werden ALFAM, N₂O EF inference scheme und I_{N LOSSES} für die qualitative Bewertung ausgewählt, da sie alle Mindestkriterien erfüllen. GRASMOD erfüllt die ersten fünf Mindestkriterien, benötigt aber über 30 Inputdaten. Außerdem ist der Homepage des ECOBAS Projekts, die 1997 letztmals aktualisiert wurde, zu entnehmen, dass ein Lizenzvertrag zur Nutzung von GRASMOD notwendig ist. Diesbezüglich konnte über die Literaturrecherche keine weiteren Informationen gesammelt werden. Aus diesen Gründen wird das Modell nicht weiter betrachtet. MANNER-NPK und NGAUGE erfüllen die ersten fünf definierten Mindestkriterien, scheiden aber aufgrund des sechsten Mindestkriteriums aus, da die Modelle nur auf, vom atlantischen Klima geprägten, Wetterdaten der Regionen Großbritannien, Schottland und Nordirland zurückgreifen und vom Nutzer nicht adaptiert werden können.

Aus dem Pool der kombinierten Modelle wird PaSim für die qualitative Betrachtung herangezogen. ANIMO entspricht den ersten 6 Mindestkriterien, benötigt aber 80 Inputdaten. Für CNGRAS wurden nur die modellierten Trockenmasseerträge validiert, was auch gegen eine weitere Verwendung des Modells im Rahmen dieser Arbeit spricht. Für die Modelle CANDY, ECOSSE und SPACSYS wurde entweder nur die N- oder C-Dynamik validiert, weshalb sie nicht weiter in Betracht gezogen werden. Die für Grünlandflächen anwendbaren

Module der DNDC-Modellfamilie sind Landscape-DNDC und manure-DNDC. Landscape-DNDC benötigt weit über 30 Inputdaten und manure-DNDC ist ein betriebsbezogenes Modell. UK-, NZ- und BE-DNDC sind regionale Anpassungen und scheiden daher aus.

Für weitere Informationen zu den einzelnen Modellen und der Bewertung der Mindestkriterien ist an dieser Stelle auf den Anhang (Kapitel 9) verwiesen.

Tabelle 9: Bewertung der 33 recherchierten C- und N-Modelle nach Erfüllung von Mindestkriterien

	Modell= anwendung für Grünland	Modell= komponen= ten verfügbar	Aktualität	Schlag= bezug und Düngung	Validierung für Grünland	Geographie	< 30 Input= daten	Kommentar
C-Modelle								
C-Tool	Х	Х	Х	Х	Nein			
CESAR				Nein				
CANDY-CB	Х	Х	X (2011)	Х	Х	Х	Х	
CO2FIX	Х	X	X (2004)	Х	Nicht bekannt			primär für Forstsysteme
Roth-C 26.3	Х	Х	X (1980er)	Х	Х	Х	Х	
SOCRATES	X	X	X (2006)	X	X	X	X	Kostenfreie webbasierte Anwendung
N-Modelle								
ALFAM	Х	X	X (2002)	X	X	X	X	Kostenfreie Excelanwendung
CERES	Nein							
GLEAMS	Nein							
GRASMOD	Х	X	X (1992)	X	X			Für Dauergrünlandsysteme entwickelt
I _{N LOSSES}	X	X	X (2005)	X	X	X	X	Speziell für Grünland entwickelt
MANNER			Nein (MANNER- NPK)					

Tabelle 9 (Fortsetzung)

	Modell= anwendung für Grünland	Modell= komponen= ten verfügbar	Aktualität	Schlag= bezug und Düngung	Validierung für Grünland	Geographie	< 30 Input= daten	Kommentar
MANNER- NPK	X	X	X (2013)	X	X			Reines Düngermodell; kostenfreie Software; nur für Großbritannien, Schottland und Nordirland anwendbar
NTRM			Nein (NLEAP, RZWQM)					
NGAUGE	X	X	X (2005)	X	X			Speziell für Grünland entwickelt; nur für atlantisch geprägtes Klima anwendbar
N2O EF inference scheme	X	X	X (2011)	X	X	X	X	Validierung: Vergleich mit anderen EF
NLEAP	Nein							
SALCA NO ₃	X	Х	X	X				
STICS	X	Tlw.	X (1996)	X	Nicht bekannt			
Kombinierte	Modelle							
ANIMO	Х	Х	X (1985)	Х				Verlangt 80 Inputdaten
CANDY	Х	Х	X (1997)	Х				Nur C-Dynamik validiert
CENTURY	X	X	Nein (DAYCENT)	X	X			
CNGRAS	X	X	X (2005)	X				Speziell für Grünland entwickelt; nur TM Erträge validiert

Tabelle 9 (Fortsetzung)

	Modell= anwendung	Modell= komponen=	Aktualität	Schlag= bezug und	Validierung für Grünland	Geographie	< 30 Input=	Kommentar
	für Grünland	ten		Düngung			daten	
		vertugbar						
DayCent	Х	Х	X (1998)	Х				nur N-Flüsse validiert
Manure- DNDC	Х	Х	Х					
Landscape- DNDC	X	X	X	X	X	X		
ECOSSE	Х	Х	X (2007)	Х				Nur C-Dynamik validiert;
Expert-N	Х	Tlw.	X (1993)	X				Nur N ₂ O Dynamik validiert; Expertenwissen vorausgesetzt
HPM			Nein (PaSim)					
NCSOIL			X (1983)					Validierung nur für SOM- Dynamik; veraltet
PaSim	X	X	X (1998)	X	X	X	X	Speziell für Grünland entwickelt; für Forschungsanwendung ausgelegt
RZWQM	Nein							
SPACSYS	X	x	X	x				Nur N_2O Flüsse validiert. Setzt Datenbankkenntnis voraus (Microsoft SQL Server 2000, Access 2000 oder MySQL5.0)

5.2. Beschreibung der sieben ausgewählten Modelle

Folgend sind die 7 ausgewählten Modelle beschrieben und anhand der Bewertungskriterien beurteilt.

5.2.1. CCB – Candy Carbon Balance

Tabelle 10 zeigt zusammenfassend die Beschreibung von CCB (Candy Carbon Balance).Die Modellkomponenten, Validierungsergebnisse und qualitative Bewertung sindnachfolgend aufgeführt.

ModelIname	CCB – Candy Carbon Balance
Korrespond.	Uwe Franko: uwe.franko@ufz.de; Helmholtz – Zentrum für
Autor /	Umweltforschung UFZ
Institution	
Update	Letztes Update: 2011
Modelltyp	Funktionell und prozessbasiert (mechanistisch) – Tier 3 Ansatz
Inputdaten	Anzahl: Mindestens 8
	Boden (0 – 30 cm): Bodenart *, Ton- und Steingehalt [%], Organischer C
	[%]
	Klima: Ø Lufttemperatur [°C] und NS [mm]
	Bewirtschaftung und Düngerausbringung: Fruchtart, organische und
	mineralische N-Düngung [kg N / ha]
	Ertrag: in [dt / ha]
	Inputdatenqualität: Primärdaten (nicht zwingend erforderlich) und
	Sekundärdaten
Outputdaten	Betroffene Wirkungskategorie: Klimaänderung
	- CO ₂ Produktion [kg C / ha / a]
	 C-Vorrat in der Krume [t / ha]
	 Humusauf- und abbau [kg / ha]
	- N-Bilanzen (keine N-Emissionen)
Modell-	Zeitliche Auflösung: jährliche Zeitschritte
charakteristika	Bodenarten: Kategorien der österreichischen Bodenschätzung
	Anlehnung an andere Modelle: CCB ist eine vereinfachte Version des
	CANDY Modells
Anwendung	CCB ist eine Vereinfachung des CANDY Modells (siehe Kapitel 9.3.2)
	und wurde bewusst für eine praktikable Anwendung entwickelt, die
	vergleichsweise mit wenigen Inputdaten auskommt.
	Eine Software steht zum freien Download auf
	http://www.ufz.de/index.php?de=13999 zur Verfügung (Franko, Kolbe,
	Thiel, & Ließ, 2011). Die Software hat einen Praxis- und einen
	Wissenschaftsmodus. Ein Anwenderhandbuch steht für den Praxismodus
	zur Verfügung (UFZ, 2015b).

Tabelle 10: Detaillierte Beschreibung von CCB – Candy Carbon Balance

* die Bodenarten sind nach der Kategorisierung der Reichsbodenschätzung einzugeben. Die Bodenarten sind äquivalent zur österreichischen Bodenschätzung (BMF, 2015).

Modellkomponenten

In Abbildung 6 sind die Modellkomponenten (Rechtecke) und –flüsse (Ovale) von CCB dargestellt. Die Modellkomponenten sind dieselben wie im CANDY Modell. Das organische Bodenmaterial (SOM) wird in einen aktiven, einen stabilisierten und einen langzeitlich stabilisierten (LTS) Pool eingeteilt. Im aktiven Pool wird die Mineralisierung zu CO₂ simuliert, der stabile Pool repräsentiert den restlichen zersetzbaren SOM-Anteil und im LTS Pool, findet innerhalb eines Jahres keine Umsetzung des organischen Materials statt. Die in CCB inkludierten C-Flüsse sind die jährliche Freisetzung von CO₂ und die Reproduktion von C aus Ernterückstünden und Wirtschaftsdünger (Franko et al., 2011).



Abbildung 6: Modellkomponenten und C-Flüsse in CCB – Candy Carbon Balance

Quelle: Franko et al. (2011)

Modellvalidierung

Franko et al. (2011) validierten die von CCB modellierten C_{org} Werte mittels eines Datensatzes bestehend aus 40 mitteleuropäischen, vorwiegend in Deutschland durchgeführten Langzeitexperimenten. Alle Standorte befinden sich im gemäßigtem Klima (8 - 10 °C, 500 – 700 mm NS) mit einem Lehmanteil < 20% für den Oberboden (0 – 30 cm). Der Datensatz beinhaltet vorwiegend Daten von Ackerfrüchten (Winterweizen, Kartoffel, Zuckerrübe und Sommergerste), aber auch Kleegras (12 von 40 Standorten) und steht daher stellvertretend als gültige Validierung für Grünland. Zur Bewertung der modellierten C_{org} Werte wurden die statistischen Maße RMSE, ME, Standard Error of mean (SEM) und der Pearson Korrelationskoeffizient (r) herangezogen. Abbildung 7 zeigt den Vergleich von modellierten und gemessenen C_{org} Werten. 94,8% aller Messwerte können durch das CCB-Modell erklärt werden ($R^2 = 0.948$).



Abbildung 7: Vergleich von Modell- und Messwerten des C_{org} Gehalts für die oberen 30 cm der Bodenschicht

Quelle: Franko et al. (2011)

Der mittlere quadratische Fehler (RMSE_{rel}) für die Standorte, an denen auch Kleegras angebaut ist, beträgt nach eigener Berechnung im Durchschnitt 8,71 %.

Qualitative Bewertung

CCB modelliert die C-Dynamik in den oberen 30 cm des Bodens. Dafür sind mindestens 8 Inputdaten erforderlich. Die Modelloutputs werden sowohl tabellarisch als auch grafisch ausgewertet. Die jährliche CO₂ Produktion ist dabei der für die Ökobilanz relevanteste Output. Die N-Bilanz kalkuliert keine N-Emissionen und kann im Zuge der Ökobilanzierung unberücksichtigt bleiben.

Die Angaben zur Bewirtschaftung lassen zwar keine Unterscheidung zwischen Mahd und Beweidung zu. Es kann aber zwischen einer Vielzahl an Wirtschafts- und Mineraldüngern ausgewählt werden. CCB kann kostenlos heruntergeladen werden. Die Software unterscheidet zwischen einem Wissenschafts- und Praxismodus. Das online verfügbare Anwenderhandbuch bezieht sich dabei auf den Praxismodus.

Nach dem Beurteilungsschema von Cannavo et al. (2008) kann das Modell anhand der statistischen Ergebnisse des R² und RMSE_{rel} mit "+" bewertet werden. Die von Franko et al. (2011) verwendete Formel für RMSE_{rel} entspricht der von Cannavo et al. (2008) verwendeten Formel für den RMSE. Die Ergebnisse der Bewertung sind in der Tabelle 11 zusammengefasst.

Bewertungskriterium	Bewertung	
Inputdatenbedarf	Anzahl: mind. 8	+
Modelloutputs	Humusbilanz: CO ₂ , C _{org} ,	+
	Humusauf- und abbau, N-Bilanz	
	Keine Angabe von	
	Unsicherheiten	
Bewirtschaftungspraktik	Keine Unterscheidung zwischen	+/-
	Mahd und Beweidung; Vielzahl	
	an auszuwählenden Düngerarten	
Ergebnisgenauigkeit	Tier 3	+
	CCB modelliert die C-Dynamik im	
	Oberboden (0 - 30 cm)	
Modellverfügbarkeit	Kostenlose Software (2 Modi:	+
	Wissenschaft und Praxis),	
	Anwenderhandbuch und	
	Anwendungsbeispiele online	
	verfügbar	
Validierung	R ² und RMSE _{rel}	+

Tabelle 11: Qualitative Bewertung von CCB – Candy Carbon Balance

5.2.2. Roth-C 26.3

Tabelle 12 zeigt zusammenfassend die Beschreibung von Roth-C. Die Modellkomponenten, Validierungsergebnisse und qualitative Bewertung sind nachfolgend aufgeführt. Die Beschreibung bezieht sich, sofern nicht anders angegeben auf Coleman & Jenkinson (2014).

ModelIname	Roth-C 26.3: Rothamsted Carbon Model
Korrespond.	Kevin Coleman: kevin.coleman@rothamsted.ac.uk
Autor /	Agrarforschungsinstitut Rothamsted Research
Institution	
Update	Letztes Update: 2009, aktuelle Version 2.1
Modelltyp	Funktionell und prozessbasiert (mechanistisch) – Tier 3 Ansatz
Inputdaten	Anzahl: Mindestens 9
	Boden: Lehmanteil des Bodens [%], Bodenbedeckung, Tiefe der
	untersuchten Bodenschicht [cm], inerter Boden-C (kann nach der Formel
	von Falloon et al. (1998) berechnet werden)
	Simulation: eine Schätzung der Abbaurate von Pflanzenbiomasse durch
	das DPM/RPM Verhältnis, monatlicher Input von Pflanzenresten [t C / ha]
	Klima: Monatlicher NS [mm], monatliche Evaporation [mm], Monatliche
	durchschnittliche Lufttemperatur [°C]
	Bewirtschaftung und Düngerausbringung: monatlicher
	Festmisteintrag [t C / ha]
	Inputdatenqualität: Primär- oder Sekundärdaten
Outputdaten	Betroffene Wirkungskategorie: Klimaänderung
	- TOC (total organic carbon) [t / ha]
	- Mikrobielle Biomassen-C [t / ha]
	$-\Delta^{14}C [t / ha]$
	- CO ₂ [t / ha]
Modell-	Zeitliche Auflösung: Jährlich
charakteristika	Bodenarten: nicht vernässte Böden
	Anlehnung an andere Modelle: keine
Anwendung	Ursprünglich für Versuchsflächen von Rothamsted Research entwickelt,
	wurde das Modell später für Grünland und Forstflächen weiterentwickelt
	unter Einbezug unterschiedlicher Böden und Klimaverhältnissen. Die
	aktuelle Version 2.1 ist unter http://www.rothamsted.ac.uk/sustainable-
	soils-and-grassland-systems/rothamsted-carbon-model-rothc nach
	Registrierung frei verfugbar. Für die Version 2.0 wird von Rothamsted
	Research (2015) auf mogliche Fehler hingewiesen, da die Version nur
	auf den versuchstlachen von Rothamsted Research getestet wurde.
	Rampazzo Todorovic et al. (2010) haben Roth-C an pannonische
	Verhältnisse angepasst.

Tahalla	12.	Dotailliorto	Reschreihung	von	Roth-C	26.3
Tabelle	12.	Detaimente	Desenicibulig	1011		20.0

Modellkomponenten

Der organische Kohlenstoff ist in vier aktive Bereiche aufgeteilt: DPM – Decomposable Plant Material, RPM – Resistant Plant Material, BIO – Microbial Biomass und HUM – Humified Organic Matter. Jeder Bereich ist durch eine eigene Abbaurate gekennzeichnet. Die Struktur ist in Abbildung 8 dargestellt.



RPM : Resistant Plant Material DPM : Decomposable Plant Material BIO : Microbial Biomass

HUM : Humified OM IOM : Inert Organic Matter

Abbildung 8: Modellstruktur von Roth-C 26.3

Quelle: Coleman & Jenkinson (2014)

Pflanzlicher C wird in DPM und RPM, abhängig vom DPM/RPM Verhältnis, gesplittet. Für "improved grassland" ist ein Verhältnis von 1,44 (d.h. 59% DPM und 41% RPM), für "unimproved grassland" ein Verhältnis von 0,67 (d.h. 40% DPM und 60% RPM) festgelegt. Sowohl DPM als auch RPM werden durch Zersetzungsprozesse in CO₂, BIO und HUM umgewandelt.

Modellvalidierung

Rampazzo Todorovic et al. (2010) haben das Roth-C 26.3 Modell für pannonische Klimaverhältnisse angepasst. Unter anderem wurde die Abbaurate des HUM-Pools an die Standortverhältnisse angepasst. Neben der Modellierung von Ackerkulturen (Zuckerrübe und Sommerweizen) wurde auch brachliegendes Grünland modelliert. Anhand einer fast vierzigjährigen Zeitreihe (Startjahr = 1967) von ¹⁴C-Umsatzmessungen in Fuchsenbigl (Niederösterreich) wurden die Modellergebnisse für verschiedene Ackerbausysteme und Brachland validiert. Der inerte Boden-C Gehalt wurde nach Falloon et al. (1998) berechnet. Abbildung 9 zeigt die modellierten SOC-Werte in t / ha vom Jahr 1967 bis 2007 auf den zwei Versuchsflächen mit brachliegendem Grünland. Die Versuchsflächen wurden einmalig im Startjahr mit Stroh (BF-S) und Festmist (BF-FM) gedüngt. Dabei ist zu erkennen, dass die angepasste Version von Roth-C 26.3 in beiden Fällen die besseren RMSE Werte liefert als die Standardversion (BF-S: 4,14 < 8,29; BF-FM: 4,05 < 7,01).



Abbildung 9: Gemessene und modellierte SOC Werte auf zwei Versuchsflächen (brachliegendes Grünland) in Fuchsenbigl / Niederösterreich. Hellgrau: Originalversion von Roth-C 26.3. Dunkelgrau: An Standortverhältnisse angepasste Version von Roth-C 26.3

Rampazzo Todorovic et al. (2014) modellierten die langfristige Entwicklung des Bodenkohlenstoffgehalts über mehrere Jahrhunderte in Forst-, Ackerund Grünlandsystemen im Marchfeld (Österreich). Das Untersuchungsgebiet befindet sich auf einer früheren Überschwemmungsebene nahe der Donau. Abbildung 10 zeigt die modellierte Entwicklung der SOC-Werte und die einzelnen Messwerte in 0 - 20 cm Bodentiefe für 3 Standorte (geschnittene Grünlandfläche). Pro Standort werden RMSE Werte von 0,001 (c), 0,021 (a) und 0,026 (b) erreicht. Der Standort a) befindet sich in einem regelmäßig von Überflutungsereignissen betroffenen Gebiet. Die Standorte b) und c) sind seit 100 Jahren durch eine Dammverbauung von der Überschwemmungsebene getrennt.









Quelle: Rampazzo Todorovic et al. (2014)

Qualitative Bewertung

Roth-C 26.3 erfordert mindestens 9 Inputdaten. Der inerte Boden-C kann entweder über die Software selbst oder nach der Formel von Falloon et al. (1998) berechnet werden. Roth-C 26.3 modelliert den TOC-Gehalt, den mikrobiellen Biomasse-C, die Änderung von ¹⁴C sowie die CO₂ Bodenemissionen pro C-Pool. Die Modelloutputs werden grafisch ausgewertet. Die in den Grafiken enthaltenen Outputs können vom Benutzer selbst eingestellt werden. Das Modell unterscheidet nicht zwischen den Bewirtschaftungspraktiken Mahd / Beweidung und Düngerausbringungstechnik.

Roth-C 26.3 steht nach Registrierung kostenlos zum Download zur Verfügung (siehe Tabelle 12). Eine Modellbeschreibung mit Anwendungsbeispielen ist online verfügbar. Die Güte der

Validierungsergebnisse für die SOC-Werte sind aufgrund der sehr guten Ergebnisse des RMSE mit "++" zu bewerten.

Die Ergebnisse der Bewertung sind in der Tabelle 13 zusammengefasst.

Bewertungskriterium	Bewertung	
Inputdatenbedarf	Anzahl: mind. 10	+
Modelloutputs	TOC, mikrobieller Biomasse-C,	+
	Δ^{14} C und CO ₂ Bodenemissionen	
	Keine Angabe von	
	Unsicherheiten	
Bewirtschaftungspraktik	Keine Unterscheidung zwischen	-
	Mahd und Beweidung oder	
	Düngerausbringungstechnik; nur	
	Festmistdüngung inkludiert;	
Ergebnisgenauigkeit	Tier 3	+
	Roth-C 26.3 modelliert die	
	obersten 20 cm des Bodens	
	(modellierte Bodentiefe ist	
	einstellbar)	
Modellverfügbarkeit	Kostenlose Software;	+/-
	Es existiert eine Anpassung des	
	Modells an pannonische	
	Verhältnisse	
Validierung	Güte der Validierungsergebnisse	++

Tabelle 13: Qualitative Bewertung von Roth-C 26.3

5.2.3. SOCRATES

Tabelle 14 zeigt zusammenfassend die Beschreibung von SOCRATES. Die Modellkomponenten, Validierungsergebnisse und qualitative Bewertung sind nachfolgend aufgeführt.

Tabelle 14: Detaillierte Beschreibung von SOCRATES

ModelIname	SOCRATES: Soil Organic Carbon Reserves And Transformations in
	EcoSystems
Korrespond.	Peter Grace: pr.grace@qut.edu.au; Institute for Future Environments,
Autor /	Queensland University of Technology
Institution	
Update	Letztes Update: 2006
Modelltyp	Funktionell und prozessbasiert (mechanistisch) – Tier 3 Ansatz
Inputdaten	Anzahl: Mindestens 10
	Boden: KAK (Kationenaustauschkapazität) [mmol / kg] oder Lehmanteil
	in [%] oder Organischer C [%] oder Bodentyp [Lehm, sandiger/schluffiger
	Lehm, Sand (Anteile können vom Anwender spezifiziert werden)]
	Simulation: Startjahr [Jahreszahl], Länge der Simulation [Jahre], Länge
	der Fruchtfolge(n) [Jahre]
	Klima: SOCRATES ermöglicht die Eingabe eigener Wetterdaten in
	verschiedenen Formaten [jährliche, monatliche, durchschnittliche NS und
	Temperatur]
	Bewirtschaftung und Düngerausbringung:
	Fruchtart, Beweidungsintensität [keine, niedrig, hoch], N-Menge [kg / ha]
	Ertrag: kann als TM [kg / ha] angegeben werden oder wird von
	SOCRATES geschätzt
	Inputdatengualität:
	Primärdaten (nicht zwingend erforderlich) und Sekundärdaten
Outputdaten	Betroffene Wirkungskategorie: Klimaänderung
	- Prozentuelle Änderungen SOC-Gehalt in 0-10 cm [%]
	- Relative jährliche Änderung SOC-Gehalt [%]
	- Jährlicher Ertrag [kg / ha]
	- Urin [kg N / ha]
	- Boden-C in 0-30 cm angegeben als CO ₂ Bodenemissionen bzw
	sequestrierung [kg CO ₂ Äg. / ha]
	- direkt und indirekt emittiertes N ₂ O [kg CO ₂ Eg / ha]*
	- CH_4 durch enterische Fermentation [kg CO ₂ Eg / ha]**
Modell-	Zeitliche Auflösung: jährlich
charakteristika	Bodenarten: Lehm, sandiger/schluffiger Lehm, Sand (Anteile können
	vom Anwender spezifiziert werden)
	Anlehnung an andere Modelle: Hinsichtlich der C-Pools bestehen
	strukturelle Ähnlichkeiten zu den Modellen CENTURY und RothC
Anwendung	SOCRATES ist für verschiedene Ackerfrüchte und Grünland ausgelegt.
	Das Modell basiert auf allgemeinen Konzepten der C-Dynamik und
	Biogeochemie und wurde für eine einfache und breite Anwendung
	entwickelt. Die webbasierte Anwendung ist unter
	http://socrates.n2o.net.au/main frei verfügbar.

*die N₂O Emissionen sind nach dem IPCC Tier 1 Ansatz (siehe Kapitel 3.4.3) berechnet.

** keine Angabe zur Berechnungsmethodik der CH₄ Emissionen durch enterische Fermentation

Modellkomponenten

In Abbildung 11 sind die 5 Modellkomponenten in SOCRATES dargestellt. Das Pflanzenmaterial ist in zersetzbares (DPM) und resistentes (RPM) Pflanzenmaterial eingeteilt. Der simulierte Zersetzungsprozess in SOCRATES produziert Humus, mikrobielles Material und CO₂. Die Zersetzungsraten und Aufteilung der C-Flüsse zwischen den einzelnen Modellkomponenten leiten sich aus Daten von Amato & Ladd (1992) sowie Ladd et al. (1995) ab und können im webbasierten Tool adaptiert werden. Die modellierte Zersetzungsrate wird dabei von Temperatur- und Feuchtigkeitsfaktoren beeinflusst (P. R. Grace et al., 2006).





Quelle: Grace et al. (2006)

Modellvalidierung

SOCRATES wurde anhand beobachteten SOC Werten aus 18 Langzeitversuchen (8 – 86 Jahre) in Nordamerika, Europa und Australien für die landwirtschaftlichen Bereiche Ackerbau, Grünland und Forstwirtschaft validiert. Die Validierungsdaten enthalten mittlere jährliche Temperaturen von 5 – 17° C, jährliche NS Intensitäten zwischen 400 – 1200 mm, sowie KAK-Werte von 70 – 270 mm / kg.

Bei der Berücksichtigung aller Langzeitversuche ergibt das Bestimmtheitsmaß r² einen Wert von 0,96 (P < 0,001). Abbildung 12 zeigt die Beziehung von beobachteten und modellierten SOC-Werten.





Quelle: Grace et al. (2006)

Qualitative Bewertung

SOCRATES erfordert mindestens 10 Inputdaten. Sind detailliertere Daten verfügbar, können ca. 40 voreingestellte Parameter modifiziert werden. SOCRATES kalkuliert zum einen den prozentuellen Anteil an organischem C in den obersten 10 cm des Bodens und zum anderen den Boden-C der obersten 30 cm der Bodenschicht angegeben als CO₂ Bodenemissionen bzw. -sequestrierung. Die CH₄ und N₂O Emissionen werden von SOCRATES zwar berechnet, folgen aber vermutlich dem IPCC Tier 1 Ansatz (P. Grace, s.a.).

Das Modell unterscheidet Beweidungsintensitäten (keine, niedrige oder hoch). In den Parametern kann der Prozentsatz der verbleibenden oberirdischen Biomasse entsprechend der Beweidungsintensität eingestellt werden.

SOCRATES steht als webbasierte Anwendung frei zur Verfügung. Die Bedienbarkeit des Modells leidet allerdings unter der fehlenden Beschreibung mancher Parameter bzw. mangelnder Erklärung von Outputs auf der Hilfeseite der Homepage und dem Paper von Grace et al. (2006).

Die Güte der Validierungsergebnisse für die C_{org} Werte ist aufgrund des sehr guten Ergebnisses des Bestimmtheitsmaß (r² = 0,96 (P < 0,001)) mit "++" zu bewerten.

In Tabelle 15 sind die Ergebnisse zusammengefasst.

Tabelle 15: Qualitative Bewertung	von SOCRATES
--	--------------

Bewertungskriterium	Bewertung	
Inputdatenbedarf	Anzahl: mind. 10; ca. 40	+/-
	spezifizierbare Parameter	
Modelloutputs	SOC, CO ₂ , CH ₄ und N ₂ O	+
	Keine Angabe von	
	Unsicherheiten	
Bewirtschaftungspraktik	Unterscheidung zwischen Mahd	+/-
	und Beweidung; keine	
	Unterscheidung der Düngerarten	
Ergebnisgenauigkeit	Tier 3	+
	SOCRATES modellierte die	
	obersten 10 cm des Bodens	
Modellverfügbarkeit	Webbasierte Software, kostenlos;	+/-
-	Fehlende Erklärung zu diversen	
	einzustellenden Parameter	
Validierung	Güte der Validierungsergebnisse	++

5.2.4. ALFAM

Tabelle 16 zeigt zusammenfassend die Beschreibung von ALFAM (Ammonia Loss From Field Applied Manure). Die Modellkomponenten, Validierungsergebnisse und qualitative Bewertung sind nachfolgend aufgeführt. Die Beschreibung bezieht sich, sofern nicht anders angegeben, auf Søgaard et al. (2002).

Tabelle 16: Detaillierte Beschreibung von ALFAM

ALFAM – Ammonia Loss From Field Applied Manure
Henningt Søgaard: henningt.sogaard@agrsci.dk; Department of
Agricultural Engineering, Research Centre Bygholm, Danish Institute of
Agricultural Sciences (DIAS)
Letztes Update: 2002
Nichtlineare Regressionsanalyse – Tier 2
Anzahl: 10
Boden: Bodenfeuchte [trocken, nass]
Klima: Lufttemperatur [°C], Windgeschwindigkeit [m/s]
Bewirtschaftung und Düngerausbringung: Flüssigmist [Rind,
Schwein], Trockenmasse [%], TAN [g N / kg], Ausbringungstechnik
[broad spread, band spread/trailing hose, trailing shoe, open slot, closed
slot, pressurised injection], Anwendungsrate [t / ha], Einarbeitung [nein,
oberflächige Einarbeitung
Messtechnik: Windtunnel, Mikrometeorologische Massenbilanztechnik,
Inputdatenqualitat: Primardaten (nicht zwingend erforderlich) und
Sekundardaten
Betroffene wirkungskategorie: Versauerung und terrestrische
Eutrophierung
- Kumuliene NH ₃ vernuchtigung [% / TAN] oder [kg N / haj
Zoitliche Auflägung: 0. 150 Stunden
Bedenarten: Nicht im Modell inkludiert, de der Effekt der Bedenart auf
die NH. Emissionen laut Sagaard et al. (2002) gering ist
Anlehnung an andere Modelle: Keine
Sonstiges: Für die Düngerausbringung mit Schlennschläuchen
modelliert ALEAM die NH ₂ Verflüchtigung bis zu einer Grasnarbenhöbe
von max 5 cm (Thorman Hansen Misselbrook & Sommer 2008)
Da Messungen zu NH ₂ Verflüchtigung teuer sind und sich für gewöhnlich
nur auf ein bis zwei Einflussfaktoren fokussieren, wurde aus zahlreichen
Messergebnissen eine zentrale Datenbank erstellt. aus der das
Regressionsmodell ALFAM abgeleitet wurde.
ALFAM ist in ein Excelsheet implementiert, das unter
http://www.alfam.dk/ kostenfrei heruntergeladen werden kann

Modellkomponenten

Die NH₃ Verflüchtigung aus Wirtschaftsdüngern im Grünland hängt nach Huijsmans et al. (2001) von der Ausbringungstechnik, der Zusammensetzung des Düngers, der Höhe des Grases sowie Wetter- und Bodenbedingungen ab. Die Datenbank für ALFAM gründet sich aus Messungen aus sieben europäischen Ländern: Großbritannien, Dänemark, Italien,

Niederlande, Norwegen, Schweden und Schweiz. Die Datenbank beinhaltet etwa 6.000 NH₃ Messungen inklusive Wetter- und Bodenbedingungen aus 600 einzelnen Experimenten. ALFAM modelliert aus diesen Daten die kumulierte Ammoniakverflüchtigung über die Zeit. Da die NH₃ Verflüchtigung nach ein paar Tagen gegen Null geht, wird ein Zeitraum von 150 h ab dem Ausbringungszeitpunkt betrachtet. In Tabelle 17 sind die, in ALFAM inkludierten, erklärenden Variablen der NH₃ Verflüchtigung aufgelistet.

Experimental factor	Explanatory variable(s)		Comment	
	Symbol	Range		
Soil water content	x_1	[0, 1]	$x_1 = 1$ if wet soil; $x_1 = 0$ if dry soil	
Air temperature	x_2	[-5.6, 36.0]	Unit: °C	
Wind speed	<i>X</i> 3	[0.0, 9.0]	Unit: ms ⁻¹	
Slurry type	<i>X</i> 4	[0, 1]	$x_4 = 1$ if pig slurry; $x_4 = 0$ if cattle slurry (only pig and	
			cattle slurry have been included in the analysis)	
Dry matter content of slurry	<i>x</i> ₅	[0.8, 11.0]	Unit: %	
TAN content of slurry	x_6	[0.2, 4.0]	Unit: $g N kg^{-1}$	
Application method	x_7	[0, 1]	$x_7 = 1$ if band spread/trailing hose; $x_7 = 0$ otherwise	
	x_8	[0, 1]	$x_8 = 1$ if trailing shoe; $x_8 = 0$ otherwise	
	X9	[0, 1]	$x_9 = 1$ if open slot injection; $x_9 = 0$ otherwise	
	x10	[0, 1]	$x_{10} = 1$ if closed slot injection; $x_{10} = 0$ otherwise	
	x_{11}	[0, 1]	$x_{11} = 1$ if pressurized injection; $x_{11} = 0$ otherwise	
			(The application method "broadcast spreading"	
			corresponds to $x_7 = x_8 = x_9 = x_{10} = x_{11} = 0$)	
Application rate of slurry	x_{12}	[9.6, 99.3]	Unit: tha ^{-1} or m ³ ha ^{-1}	
Slurry incorporation	x13	[0, 1]	$x_{13} = 1$ if no incorporation; $x_{13} = 0$ if shallow	
			cultivation	
Technique for NH ₃ loss	x_{14}	[0, 1]	$x_{14} = 1$ if wind tunnel; $x_{14} = 0$ otherwise	
measurement				
	X15	[0, 1]	$x_{15} = 1$ if micromet; $x_{15} = 0$ otherwise	
			(The JTI technique will be represented by the variable	
			constellation $x_{14} = x_{15} = 0$	

Tabelle 17: Erklärende Variablen der	Ammoniakverflüchtigung in ALFAM
--------------------------------------	---------------------------------

Quelle: Søgaard et al. (2002)

Es wurden jene erklärenden Variablen verwendet, die zum einen den größten Einfluss auf die NH₃ Verflüchtigung haben und zum anderen, in der Datenbank erfasst sind um möglichst viele Messungen daraus verwenden zu können. Der pH Wert des Flüssigmists wurde, trotz des wichtigen Einflusses auf die Verflüchtigung, nicht in ALFAM aufgenommen, da nur wenige Experimente pH Messungen durchgeführt haben. Der Bodentyp wurde aufgrund des geringen Einflusses aus dem Modell ausgeschlossen. Aufgrund dieser und anderer Bereinigungen der Datenbank, blieben 2481 Messdaten übrig, für die eine nichtlineare Regression durchgeführt wurde.

Modellvalidierung

Die Modelloutputs wurden mit einem unabhängigen Datenset von Hansen et al. (2002) validiert. In diesem Versuch wurden in zwei aufeinander folgenden Jahren 30t Flüssigmist / ha auf eine Grünlandfläche (Grasnarbenhöhe = 10 cm) in Dänemark ausgebracht. Die

Ausbringung erfolgte direkt nach der ersten Mahd Anfang Juni und erfolgte mit diversen Injektionsverfahren und einem Schleppschlauch. Die Beziehung zwischen Mess- und Modellwerten ist in Abbildung 13 dargestellt. Die Injektionsverfahren sind nach Volumenverhältnissen (slurry-to-slot volume ratio - SSVR) unterteilt.



Abbildung 13: Beziehung zwischen Mess- und ALFAM Modellwerten der NH₃ Verflüchtigung aus der Flüssigmistanwendung im Grünland

Für die Düngerausbringung mit dem Schleppschlauch (Trailing hose) überschätzt ALFAM die Messwerte, da das Modell nicht zwischen der Höhe der Ackerfrüchte bzw. Grasnarbe unterscheidet. Zu einem späteren Zeitpunkt haben Thorman et al. (2008) entdeckt, dass ALFAM für diese Ausbringungstechnik die NH₃ Emissionen nur bis zu einer Grasnarbenhöhe von max. 5 cm modellieren kann. Die Autoren haben auch die NH₃ Verflüchtigung in Abhängigkeit der Höhe des Pflanzenbestands untersucht und für Grünland eine 5 prozentige Verringerung der NH₃ Verflüchtigung mit zunehmender Grasnarbenhöhe (pro cm) festgestellt. Aufgrund unzureichender Daten ist diese Annahme jedoch noch keiner Validierung unterzogen worden. Für Injektionstechniken unter- und überschätzt ALFAM die Modellwerte.

Qualitative Bewertung

ALFAM modelliert die NH₃ Verflüchtigung bis zu einer Grasnarbenhöhe von maximal 5 cm. Würde der Effekt der Grasnarbenhöhe auf die Emissionen in das Modell aufgenommen, könnten die Modelloutputs verbessert werden.

ALFAM verlangt 10 Inputdaten. ALFAM unterscheidet verschiedene Arten der Ausbringungstechnik, berücksichtigt jedoch nur Wirtschaftsdünger. Das Excelsheet zur Abschätzung der NH₃ Emissionen steht kostenlos als Download zur Verfügung. Die

67

Bedienbarkeit ist einfach und intuitiv und bedarf keiner aufwendigen Erklärung. Ein Ausschnitt ist in Abbildung 14 dargestellt.



Abbildung 14: Ausschnitt aus dem ALFAM Excelsheet

Numerische Validierungsergebnisse stehen nicht zur Verfügung. Der R² Wert der Regressionsanalyse selbst wird mit 0,8 angegeben, das heißt, dass 80 % der Modellwerte durch die Regressionsanalyse erklärt sind.

Bewertungskriterium	Bewertung	
Inputdatenbedarf	Anzahl: mind. 10	+
Modelloutputs	NH ₃ Verflüchtigung	+/-
	Keine Angabe von	
	Unsicherheiten	
Bewirtschaftungspraktik	Unterscheidung von	+/-
	Ausbringungstechniken; nur 2	
	Wirtschaftsdüngerarten	
Ergebnisgenauigkeit	Tier 2	+/-
	bis Grasnarbe von 5 cm	
Modellverfügbarkeit	Excelsheet kostenlos	+
Validierung	Güte der Validierungsergebnisse:	+
-	nur grafisch	
	Güte des Regressionsmodells: R ²	
	= 0,8	

Tabelle 18: Qualitative Bewertung von ALFAM

5.2.5. I_{NLOSSES}

Tabelle 19 zeigt zusammenfassend die Beschreibung von I_{NLOSSES}. Die Modellkomponenten, Validierungsergebnisse und qualitative Bewertung sind nachfolgend aufgeführt. Die Beschreibung bezieht sich, sofern nicht anders angegeben auf Pervanchon et al. (2005).

I _{NLOSSES} – A novel indicator of environmental risks due to nitrogen
management on grasslands
Frank Pervanchon: f.pervanchon@trame.org; UMR INPL (ENSAIA)-INRA
Agronomie et Environnement (Frankreich)
Letztes Update: 2005
Funktionelles Modell (Agro-ökologischer Indikator) – Tier 1 - 3
Anzahl: -
Boden: -
Klima: -
Bewirtschaftung und Düngerausbringung: -
Inputdatenqualität: -
Betroffene Wirkungskategorie: Klimaänderung, Versauerung,
terrestrische Eutrophierung und troposphärische Ozonbildung (NO)
- NH ₃
- N ₂ O
- NO ₃ ⁻
 NO (wird im Zuge der Beschreibung nicht beachtet)
Zeitliche Auflösung: 1 Jahr
Bodenarten: Lehmige und sandige Böden
Anlehnung an andere Modelle: NCYCLE, Menzi et al. (1997)
Das Ziel des Indikators besteht darin, über einfache N-Bilanzen hinaus,
detaillierte und ausführliche Informationen über die Wirkungen von
Managemententscheidungen im Grünlandsystem auf die Luft- und
Wasserqualität bereit zu stellen. I _{NLOSSES} kann als sehr schnelle
Abschätzung aller, für die Ökobilanz relevanten N-Emissionen
herangezogen werden.

Tabelle 19: Detaillierte	Beschreibung	von I _{NLOSSES}
--------------------------	--------------	--------------------------

Modellkomponenten

Berücksichtigte N-Inputs sind Wirtschafts- und Mineraldünger sowie tierische N-Ausscheidungen. Daten für die ausgebrachten Düngermengen wurden durch "on-farm"-Interviews erhoben. Als Grundlage für die Berechnung der Menge an tierischen N-Ausscheidungen für I_{NLOSSES} dient unter anderen das Modell NCYCLE (Scholefield, Lockyer, Whitehead, & Tyson, 1991). Für die Berechnung von pflanzenverfügbarem Ammonium wurde auf Expertenwissen oder Datenbanken zurückgegriffen, deren Quelle nicht spezifiziert ist.

Für die Berechnung der N-Emissionen in Luft und Wasser greift I_{NLOSSES} auf verschiedene Modelle und Emissionsfaktoren zurück. Zur Nachschau sei an dieser Stelle direkt auf Pervanchon et al. (2005) verwiesen. Nachfolgend sind nur einige Modelle beispielhaft angeführt.

N-Verluste in die Luft

Die Gesamtmenge an NH₃ wird anhand folgender Formel berechnet:

$$L_{\rm NH_3} = \Sigma(Q \operatorname{fert}_k C_{\rm NH_3 k})$$

L_{NH3}: Ammoniakemission [kg NH₃-N / ha a] Qfert_k: Mengen an Dünger-N [kg N / ha a]; k = Düngerart C_{NH3 k}: Verflüchtigungskoeffizient pro k Die Verflüchtigungsfaktoren für die NH₃ Verflüchtigung aus Wirtschaftsdünger sind aus dem Schweizer Modell von Menzi et al. (1997) und Chambers et al. (1997) entnommen. Die

Verflüchtigungsfaktoren aus Mineraldünger stammen von Freibauer & Kaltschmitt (2000).

Für die Abschätzung der N₂O Emissionen aus Wirtschaftsdünger rechnet $I_{NLOSSES}$ mit dem IPCC 1997 Tier 1 EF von 0,0125:

$$L_{N_2O} = F \sum (C_{N_2Ok}(QN_k - (Q\operatorname{fert}_k C_{NH_3k})))$$

L_{N2O}: Menge an N₂O Emissionen [kg N₂O-N / ha a]
Q N_k: N-Ausbringungsmenge auf Grünland pro k (Düngerart)
C_{N2O k}: 0,0125 (Mosier et al., 1999)
F: Faktor für Schnitthäufigkeit und Bodentyp [0,7 für mehr als 2 Schnitte / Jahr; 1,5 für Beregnung und lehmige Böden; 2 für organische Böden]

N-Verluste in das Oberflächen- und Grundwasser

Für die Auswaschung von NO₃⁻ werden Verluste in Oberflächenabfluss und Grundwasser zusammengefasst betrachtet.

$$L_{\rm NO_3} = 100((N_{\rm leachable} \times \% N_{\rm leached})/W_{\rm d})4.42$$

L_{NO3}: Nitratverluste [mg NO₃⁻ / L] N_{leachable}: Nitratverlustpotential [kg NO₃⁻ / ha a] W_d: durchschnittlicher Abfluss der letzten 30 Jahre [mm] %N_{leached}: Nitratauswaschungsanteil (ist in I_{NLOSSES} für französische Bedingungen angepasst) 100: Umrechnungsfaktor von [kg N / ha] in [mg / L] 4,42: Umrechungsfaktor von [kg N] in [kg NO₃⁻] Auf Basis von vier Managementszenarien (Tabelle 20) wurde eine fixe Emissionstabelle (Tabelle 21) erstellt, welche die Emissionsverluste in Wasser und Luft in [kg / ha a] quantifiziert.

Tabelle 20:	Managementszenarien	in	INLOSSES
-------------	---------------------	----	----------

Scenarios	Organic fertilisation ^a	Mineral fertilisation ^b	Grazing days	N _{input} ^c	N _{input crit} d
Extensive hay grasslands	20	60	-	100	80
Intensive hay grasslands	70	200	-	340	200
Extensive grazed grasslands	0	80	100	110	80
Intensive grazed grasslands	20	200	500	420	200

^a Amount of manure expressed in t ha⁻¹ yr⁻¹.

^b Amount of chemical fertiliser expressed in kg N ha⁻¹ yr⁻¹.

^c In kg N ha⁻¹ yr⁻¹. ^d In kg N ha⁻¹ yr⁻¹. It is the nitrogen necessary for forage production.

Quelle: Pervanchon et al. (2005)

Tabelle 21: Informationsebenen in I NLOSSES

Levels of information	Extensive hay grassland		Intensive hay grassland		Extensive grazed grassland		Intensive grazed grassland	
	Clay soil	Sandy soil	Clay soil	Sandy soil	Clay soil	Sandy soil	Clay soil	Sandy soil
Losses (in kg ha ⁻¹ yr ⁻	¹)							
NH ₃	6.0	6.0	20.5	20.5	6.4	6.4	28.2	28.2
N ₂ O	2.9	1.9	9.9	6.6	2.0	1.4	9.4	6.2
NO	0.9	0.9	3.1	3.1	1.0	1.0	3.8	3.9
NO ₃	14.3	14.3	20.9	20.9	13.2	13.2	41.3	41.3

Quelle: Pervanchon et al. (2005)

Modellvalidierung

Die Validierung der Modelldaten wurde nur für die Nitratverluste durchgeführt. Die Messdaten stammen von beweidetem und gemähtem Dauer- und Wechselgrünland in Westund Ostfrankreich. In

Tabelle 22 sind die Validierungsergebnisse des Subindikators I_{NO3} angeführt.

Tabelle 22: Validierungsergebnisse des Subindikators I_{NO3}

Data	RMSE ^a	ME ^b	EF^{c}
Total	27.18	0.54	0.47
Grazed grasslands	37.80	12.37	0.35
Hay grasslands	11.23	-8.07	-3.15

^a Root mean square error.

^c Forecasting efficiency.

Quelle: Pervanchon et al. (2005)

^b Mean error.

Qualitative Bewertung

Der Indikator I_{NLOSSES} stellt eine Emissionstabelle, auf Basis von vier Managementszenarien für alle relevanten N-Emissionen zur Verfügung. Es sind daher keine Inputdaten erforderlich. Die Emissionstabelle lässt dabei eine Unterscheidung zwischen Mahd und Beweidung zu.

Es wurde nur der Nitratverlust validiert. Der RMSE von 27,18 ist gerade noch als gut (+) einzustufen. Der EF weist jedoch einen schlechten Wert von 0,47 auf. Das Validierungsergebnis ist nach diesem statistischen Maß mit "schlecht" zu bewerten. Nach Pervanchon et al. (2005) sind die teils schlechten Validierungsergebnisse unter anderem darauf zurück zu führen, dass das NO_3^- Modell die Parameterdaten aus vielen unterschiedlichen Literaturguellen bezogen hat.

I_{NLOSSES} dient somit lediglich einer sehr schnellen Abschätzung der N-Emissionen, auf Basis der vier zu Grund liegenden fixen Managementszenarien.

Bewertungskriterium	Bewertung	
Inputdatenbedarf	Keine Inputdaten erforderlich	+
Modelloutputs	N_2O , NH_3 , NO_3^- und NO	+
	Keine Angabe von	
	Unsicherheiten	
Bewirtschaftungspraktik	Unterscheidung zwischen	+/-
	Beweidung und Mahd;	
	Wirtschafts- und Mineraldünger	
	inkludiert; keine	
	Unterscheidung von	
	Ausbringungstechniken	
Ergebnisgenauigkeit	Tier 1 - 3	+/-
Modellverfügbarkeit	Emissionstabelle verfügbar	+
Validierung	Nur NO ₃	-

Tabelle 23: Qualitative Bewertung von INLC
--
5.2.6. N₂O EF inference scheme

Tabelle 24 zeigt zusammenfassend die Beschreibung des Modells N₂O EF inference scheme (EF inf.sc.). Die Modellkomponenten, Validierungsergebnisse und qualitative Bewertung sind nachfolgend aufgeführt. Die Beschreibung bezieht sich, sofern nicht anders angegeben, auf Lesschen et al. (2011).

ModelIname	N ₂ O EF inference scheme
Korrespond.	J.P Lesschen: janpeter.lesschen@wur.nl; Alterra Wageningen UR
Autor	(Niederlande)
Update	Letztes Update: 2011
Modelltyp	Tier 2 Ansatz
Inputdaten	Anzahl: 1
	Boden: -
	Klima: Jahresniederschlag [mm]
	Bewirtschaftung und Düngerausbringung: -
	Inputdatenqualität: Sekundärdaten
Outputdaten	Betroffene Wirkungskategorie: Klimaänderung
	- N ₂ O [%]
Modell-	Zeitliche Auflösung: 1 Jahr
charakteristika	Bodenarten: Sand, Lehm, Torf
	Anlehnung an andere Modelle: -
Anwendung	Die Anwendung des EF ist auf die Integration in Modelle mit
	großräumlicher Bezugsebene ausgelegt, kann aber auch auf
	Schlagebene angewendet werden indem mit einem NS-Korrekturfaktor
	multipliziert wird. Die Emissionsfaktoren sind sowohl für Ackerland als für
	Grünland anwendbar.

Tabelle 24: Detaillierte	Beschreibung von l	N ₂ O EF inference sch	neme
--------------------------	--------------------	-----------------------------------	------

Modellkomponenten

Das Modell von Lesschen et al. (2011) kalkuliert direkte N₂O Bodenemissionen für Grünland und Ackerland unter der Berücksichtigung von ökologischen Faktoren und N-Inputquellen. Die Methodik des IPCC 2006 (De Klein et al., 2006) greift für den EF in Tier 1, der für die Berechnung direkter N₂O Bodenemission eingesetzt wird, auf den Datensatz von Stehfest & Bouwman (2006) zurück. Das EF inference scheme verwendet ebenfalls den Datensatz von Stehfest & Bouwman (2006), jedoch werden nur jene Daten aus Regionen der gemäßigten Klimazone verwendet. Zusätzlich sind, aus einer Literaturrecherche erhobene Daten zu den Einflussfaktoren von N₂O Emissionen im Modell inkludiert. Folgende Einflussfaktoren sind im EF inference scheme im Hinblick auf Grünland berücksichtigt:

- nitrat- und ammoniumbasierte mineralische Dünger
- Schweine-, Geflügel- und Rindviehdünger (inkl. Aufbewahrung und Ausbringungsmethode)
- Beweidung und Mahd
- Atmosphärische N-Deposition
- Mineralisierung organischer Bodensubstanz

- Landnutzung (Acker- und Grünland)
- Bodentyp und
- Niederschlag

Der Datensatz von Stehfest & Bouwman (2006) enthält N₂O Messungen aus 1008 Experimenten auf landwirtschaftlich genutzter Fläche. Experimente aus tropischen Regionen wurden exkludiert, wodurch 916 Messdaten aus der gemäßigten Klimazone übrig blieben. Daraus wurden jene Messdaten (n = 352) ausgewählt, die durch die N-Düngeranwendung verursacht sind. Die Emissionsfaktoren aus dieser Grundgesamtheit reichen von 0 – 10,8 % der ausgebrachten N-Menge.

Tabelle 25 zeigt die N₂O EF in % für die verschiedene N-Inputquellen, Bodentypen und Landnutzungen bei einem durchschnittlichen jährlichen Niederschlag von 750 mm. Eine sandige Grünlandfläche mit einer jährlichen nitratbasierten Mineraldüngung von 300-400 kg N / ha a stellt dabei das Referenzszenario dar.

Source N input	Sand		Clay		Peat	
	Grassland	Arable land	Grassland	Arable land	Grassland	Arable land
Nitrate based fertilizer	1.00	0.50	1.50	0.75	2.00	1.00
Ammonium based fertilizer	0.50	0.40	0.75	0.60	1.00	0.80
Pig slurry low NH ₃ application	0.75	1.13	1.13	1.69	1.50	2.25
Cattle slurry low NH ₃ application	0.50	0.75	0.75	1.13	1.00	1.50
Pig slurry surface-applied	0.50	0.75	0.75	1.13	1.00	1.50
Cattle slurry surface-applied	0.33	0.50	0.50	0.75	0.67	1.00
Solid pig manure	0.17	0.25	0.25	0.38	0.33	0.50
Solid cattle manure	0.17	0.25	0.25	0.38	0.33	0.50
Poultry manure	0.17	0.25	0.25	0.38	0.33	0.50
Grazing	2.00		3.00		4.00	
Other manure	0.17	0.25	0.25	0.38	0.33	0.50
Crop residues cereals		0.20		0.30		0.40
Crop residues vegetables		2.00		3.00		4.00
Crop residues other arable crops		1.00		1.50		2.00
Atmospheric deposition	0.38	0.30	0.56	0.45	0.75	0.60
Mineralization	0.38	0.30	0.56	0.45	2.60	2.60

Tabelle 25: Prozentuelle N₂O Emissionen pro N-Inputquelle, Bodentyp und Landnutzung

Legt man eine beweidete Grünlandfläche auf sandigem Boden, in einer Region mit 1.150 mm Niederschlag pro Jahr zugrunde, berechnet sich der Emissionsfaktor wie folgt:

EF = 2 * fp

fp:NS Korrekturfaktor

Durch eine lineare Regression der durchschnittlichen, jährlichen N₂O Emissionen und NS Mengen konnte ein signifikanter Zusammenhang der beiden Variablen festgestellt werden (P = 0,006; R² = 0,16). Es wurden dabei jährliche NS-Mengen von 400 – 1.500 mm berücksichtigt. Die Regressionsgleichung wurde an das Referenzszenario angepasst. Damit berechnet sich der NS-Korrekturfaktor wie folgt:

fp = 0,00253 * P - 0,894 P: Niederschlag (mm)

Damit ergibt sich durch Einsetzen in die Gleichung

EF = 2 * (0,00253 * 1150 - 0,894)

ein N₂O Emissionsfaktor von 4,031 % des N-Gehalts der Ausscheidungen.

Modellvalidierung

Für die Validierung wurde der Datensatz von Stehfest & Bouwman (2006) verwendet. Dem Datensatz wurden fehlende Informationen zur Landnutzung, Bodentyp und N-Inputklassen für alle 352 Messdaten hinzugefügt. Beispielsweise fehlten Niederschlagsdaten, die aus einer monatlich aufgelösten Klimadatenbank (1901 – 2000) ergänzt wurden. Da nicht alle Einflussfaktoren für alle Messdaten ergänzt werden konnten, sind für den Vergleich 225 Messdaten zur Verfügung gestanden. Daraus wurden die N₂O Emissionen anhand des EF inference scheme für alle Messdaten kalkuliert und mit der IPCC 2006 Tier 1 Methodik für direkte N₂O Bodenemissionen verglichen.

Zusätzlich wurden die N₂O Emissionen anhand der IPCC 2006 Tier 1 Methodik, mittels eines Modells ("Stehfest & Bouwman Model") für das die Methodik "residual maximum likelihood – REML" angewandt wurde, für 133 Messdaten aus dem Datensatz von Stehfest & Bouwman (2006) berechnet. Das "Stehfest & Bouwman Model" ist ein nicht schlagbezogenes Modell, das zur Abschätzung globaler N2O und NO Emissionen dient, und wurde daher nicht weiter anhand der Mindestkriterien untersucht. Tabelle 26 bietet eine Übersicht über die Validierungsmethodik des EF inference scheme.

••			
Taballa OC. Ilbanalabi da	- Validianum namuanaaaa		
Tabelle zo: Ubersicht de	s validierundsprozesses	s des Nau er interence :	scheme
	s fanals angepterees		

Modellvergleich		Datenbasis zur Berechnung der N ₂ O Emissionen	Statistische Kennwerte
(n = 225) EF inference scheme, IPCC Tier 1	(n = 133) EF inference scheme, "Stehfest & Bouwman Model", IPCC Tier 1	Stehfest & Bouwman (2006)	ME (mean error), NAE (norm. absoluter Fehler), NRMSE (norm. RMSE), Pearson Korrelationskoeffizient

Quelle: eigene Darstellung nach Lesschen et al. (2011)

Die Tabelle 27 zeigt die Ergebnisse der genannten statistischen Kennwerte.

N	Approach	ME ^a (%)	NAE ^a (%)	NRMSE ^a (%)	Pearson correlation coefficient
225	EF inference scheme	-0.310	0.89	1.29	0.429*
	IPCC 1%	-0.350	1.06	1.41	-
133	EF inference scheme	-0.077	0.78	1.52	0.228*
	IPCC 1%	0.034	0.87	1.54	-
	Stehfest and Bouwman model	0.139	0.91	1.65	0.093

Tabelle 27: Validierungsergebnisse N₂O EF inference scheme

*Significant at P < 0.01.

 $^a\,$ ME = mean error, NAE = normalized absolute error, and NRMSE = normalized root mean square error.

Quelle: Lesschen et al. (2011)

Das im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Bewertungssystem von Cannavo et al. (2008) kann hier nicht angewendet werden, da die Messwerte von Stehfest & Bouwman (2006) nicht als Vergleichsbasis, sondern als Datengrundlage zur Kalkulation der N₂O Emissionen anhand der 3 Modelle (EF inference scheme., IPCC Tier 1, Stehfest and Bouwman Model) fungierte. Daraus lässt sich lediglich eine quantitative Reihung der Vergleichsmodelle ableiten. Für alle vier statistischen Kennwerte ist eine bessere Performance des EF inference scheme im Vergleich, sowohl zur IPCC Tier 1 Methodik als auch zum Stehfest and Bouwman Model zu erkennen.

Qualitative Bewertung

Das EF inference scheme stellt einen Ansatz für die Tier 2 Methodik zur Berechnung direkter N₂O Bodenemissionen dar. Um die EF für die Schlagebene anzuwenden, ist lediglich der durchschnittliche jährliche Niederschlag als Dateninput notwendig. Das Modell liefert für Grünland 13 pro N-Inputquelle differenzierte EF, die für den Tier 2 Ansatz nach IPCC (siehe Kapitel 3.4.3) angewendet werden können.

Die Ergebnisse der statistischen Validierung lassen, wie oben bereits erwähnt, nur die Aussage zu, dass das EF inference scheme im Vergleich zu den beiden anderen Modellen besser abschneidet.

Bewertungskriterium	Bewertung	
Inputdatenbedarf	NS [mm]	+
Modelloutputs	N ₂ O EF	+/-
	Keine Angabe von	
	Unsicherheiten	
Bewirtschaftungspraktik	Unterscheidung zwischen	+
	Beweidung und Mahd,	
	Differenziert Wirtschafts- und	
	Mineraldünger sowie	
	Ausbringungstechnik	
Ergebnisgenauigkeit	Tier 2	+/-
Modellverfügbarkeit	Tabelle mit EF für 16	+
	verschiedene N-Inputquellen	
	verfügbar	
Validierung	EF inference scheme > IPCC	
	Tier 1 > Stehfest and Bouwman	
	Model	

Tabelle 28: Qualitative Bewertung des N_2O EF inference scheme

5.2.7. PaSim

PaSim (Pasture Simulation Model) wurde von 1997 bis 2002 vom schweizerischen Forschungszentrum Agroscope entwickelt. Seither hat das INRA (französisches Institut für Agrarforschung) die Entwicklung übernommen (Graux, Lardy, & Duclos, 2012). In Abbildung 15 sind die Input- und Outputflüsse von PaSim dargestellt. Die simulierten Prozesse in PaSim beziehen sich ausschließlich auf die Grünlandfläche.



Abbildung 15: Input- und Outputflüsse in PaSim

Quelle: Carrere (2015)

Tabelle 29 zeigt zusammenfassend die Beschreibung von PaSim. Die Modellkomponenten, Validierungsergebnisse und qualitative Bewertung sind nachfolgend aufgeführt.

Tabelle 29: Detaillierte Beschreibung von PaSim

ModelIname	Pasture Simulation Model (PaSim)
Korrespond.	Jürg Fuhrer: juerg.fuhrer@iul.admin.ch
Autor /	Ansprechperson am INRA: raphael.martin@clermont.inra.fr; INRA -
Institution	französisches Institut für Agrarforschung
Update	2012
Modelltyp	Biogeochemisches Modell – Tier 3 Ansatz
Inputdaten	Anzahl: unbedingt erforderlich sind mindestens 26 Inputdaten
	Standort: geographische Breite [Radiant]; Gefälle [Radiant]; Exposition
	[Radiant]; Meereshöhe [m ü. d. M.]
	Boden : Boden PH Wert; Wassergehalt [m ³ /m ³]; Schluff- und Lehmanteil;
	Quartz- bzw. Sandanteil; Bodendichte pro Bodenschicht [kg / l];
	Kleeanteil [kg / kg]; Wurzeltiefe [mm];
	Klima: NS [mm]; Durchschnittliche Lufttemperatur [K];
	Windgeschwindigkeit [m / s]; Strahlung [W / m ²]; relative Feuchtigkeit [%]
	Bewirtschaftung und Dungerausbringung: Mand- und
	Dungungstermine; Ammonium- und Nitratgenalt ausgebrachter
	Mineraldunger [kg N / m²]; N-Menge In Flussig- und Festmist [kg N / m²];
	Beginn und Dauer der Beweidungspenode, Besalzdichte [GVE / m²];
	Kuhanazifische Daten: Cowicht: Rody Condition Score:
	Abkalbungsdatum: maximale Milchproduktion [kg / Kub]:
	Säugungsperiode [Tage]: Age of exit of calf: Geburtsgewicht Kälber [kg]:
	Anteil primipare Kübe: Verhältnis junger Kübe (< 4 Jahre) zu
	ausgewachsenen Kühen
	Futtermittel: Energiegehalt: Füllwert: Futtermittelmenge /
	Beweidungsperiode
	Inputdatengualität: Primär- und Sekundärdaten erforderlich
Outputdaten	Betroffene Wirkungskategorie: Klimaänderung, Eutrophierung und
-	Versauerung
	Auswahl aus den insgesamt ca. 450 Outputdaten:
	 GWP aus CO₂ (aus Systematmung) [t C / ha]
	- SOC [kg C]
	- GWP aus CH ₄ (enterische Fermenation) [t C / ha]
	- GWP aus N_2O (Denitrifikation) [t C / ha]
	- NH ₃ Verflüchtigung [kg N]
	- NO_3 Auswaschung [kg N] Die Outputdeten eind in Oreuw et el. (2010) im Anneu 2 aufwelietet
Medell	Die Outputdaten sind in Graux et al. (2012) im Annex 3 aufgelistet
wouen-	Bedenarten: durch Inputdaten festzulagen (siehe Zeile Inputdaten)
CIIdidhleiiSliha	Anlehnung an andere Modelle: Hurley Pasture Model (Kapitel 9.3.9)
	PaSim ist im betriebsbezogenen Modell FarmSim (Kapitel 9.4.5)
	integriert
Anwendung	PaSim wurde bisher in verschiedenen europäischen
, and once any	Forschungsprojekten angewandt (CarboEurope IP, NitroEurope IP,
	CARBO-Extreme, CLIMATOR. VALIDATE) um C- und N-Flüsse. C-
	Sequestrierung, THG-Emissionen und Effekte von Klimavariabilitäten und
	Klimawandel auf Grünland zu untersuchen (2012)
	Aktuell wird PaSim in den Projekten CN-MIP, agmip und model4pasture
	angewendet (Martin, 2015).
	Die Software wird vom INRA frei zur Verfügung gestellt nachdem ein
	Onlineformular ausgefüllt wurde:
	https://www1.clermont.inra.fr/urep/modeles/formulaire.php

Modellkomponenten

PaSim besteht aus sechs Submodellen: Pflanzen, Tiere, Mikroklima, Bodenbiologie und physik und Management. Photosynthetischer Kohlenstoff wird in ein Wurzel- und drei Triebkompartimente der Grünlandvegetation alloziert und geht durch Ökosystematmung, enterische Fermentation und der in Milch enthaltene C aus dem System verloren. Die Vegetation wird in vier Altersklassen modelliert. Der Stickstoffzyklus wird in PaSim von der N-Deoposition, N-Düngung, symbiobischer N₂ Fixierung sowie von Gailstellen (=Stellen mit üppigem Pflanzenwuchs verursacht durch N-Anhäufung bzw. Ausscheidungen von Weidetieren) bestimmt. PaSim modelliert die biologische N₂ Fixierung anhand des Modells von Schwinning & Parsons (1996). Oberirdische Biomasse wird entweder durch Mahd oder Beweidung genutzt oder tritt in den Streupool ein. Mineralische und organische N-Düngerzugaben, Mahd und Beweidung können vom Nutzer im Managementmodul festgelegt werden oder werden vom Modell optimiert. Der pflanzenverfügbare Stickstoff wird durch die in Kapitel 3.2 beschriebenen Transformationsprozesse Immobilisierung, Auswaschung, Verflüchtigung und (De)nitrifikation bestimmt (Graux et al., 2012). PaSim wurde schrittweise erweitert, um N₂O Emissionen (Schmid, Neftel, Riedo, & Fuhrer, 2001), NH₃⁻ Verflüchtigung (Riedo, Milford, Schmid, & Sutton, 2002) und CH₄ Emissionen durch enterische Fermentation der Weidetiere, zu simulieren (Vermorel et al., 2008; Vuichard et al., 2007).

Modellvalidierung

Im Allgemeinen gilt der Gültigkeitsbereich von PaSim nach Graux et al. (2012) für Dauergrünland und Kulturweiden mit europäischen Boden- und Klimabedingungen.

CO_2 und CH_4

Vuichard et al. (2007) validierten die CO₂ und CH₄ Outputs von PaSim mit Messdaten aus Frankreich, Schweiz und Irland. In Tabelle 30 sind die Standortcharakteristika der Orte dargestellt. An allen drei Standorten wurde der Netto-Ökosystem-Austausch von CO₂, am Standort in Frankreich die CH₄ Emissionen der Weidekühe gemessen.

Ort	Jährliche	Standortbedingungen	Bewirtschaftung
	Mitteltemp. und NS		
Önsingen, Schweiz	9 °C	450 m ü.d.M.	Mahd
	1.100 mm	Cambisol (3 % SOM)	0 – 210 kg N / ha
Laqueuille,	8 °C	1040 m ü.d.M.	Beweidung,
Frankreich	1.000 mm	Andosol (18 % SOM)	80 – 160 kg N / ha
Carlow, Irland	9,5 °C	56 m ü. d. M.	Mahd und
	820 mm	Podsol (4 % SOM)	Beweidung,
			200 kg N / ha

Tabelle 30: Standortcharakterstika	a der PaSin	n Validierungsflächen	für CO ₂ und CH ₄
------------------------------------	-------------	-----------------------	---

In Abbildung 16 ist der Vergleich der Mess- und Modelldaten der Netto-Ökosystematmung in [kg CO₂ / ha d] grafisch dargestellt. Die vertikalen gestrichelten Linien repräsentieren die Schnitttermine. Die Spalten zeigen die Validierungsergebnisse für die Ausgangsversion von PaSim ohne (S0) und mit Berücksichtigung des Einflusses des Blattflächenindix (Leaf Area Index) und Wasserstress auf die Vegetationsdynamik (S1), sowie Seneszenz (S2). Auf die Unterschiede der einzelnen Simulationsszenarien wird nicht weiter eingegangen.



Abbildung 16: Vergleich der Modelloutputs mit den CO₂ Messdaten für den Standort Önsingen (Schweiz) mit 210 kg N / ha Düngermenge (Gülle und Ammoniumnitrat)

Quelle: Vuichard et al. (2007)

Der R² Wert liegt je nach Senario zwischen 0,67 – 0,73. Dieselbe Auswertung wurde für alle Standorte durchgeführt. Der Minimumwert des Korrelationskoeffizienten R² liegt bei 0,01 und der Maximumwert bei 0,83 (Irland). Die schlechten Werte betreffen den Standort in Frankreich, wo halbnatürliches Grünland vorherrscht. Die R²-Werte für die Schweiz und Irland betragen 0,59 – 0,83.

In Abbildung 17 sind die modellierten und gemessenen CH₄ Emissionen aus enterischer Fermentation der Weidekühe (Standort Frankreich) dargestellt. Ohne es mit statistischen Maßen zu bestätigen, geben Vuichard et al. (2007) an, dass PaSim CH₄ Emissionen von Weidekühen reproduzieren kann.



Abbildung 17: Vergleich der Modell- und Messdaten für CH_4 Emissionen aus enterischer Fermentation in g C-CH₄ / ha d.

Quelle: Vuichard et al. (2007)

N_2O

Schmid et al. (2001a) haben die Version 2.5 von PaSim mit Messdaten vom Standort Kerzersmoos (Schweiz) validiert und stellen teilweise schlechte Ergebnisse fest. Schmid et al. (2001) haben wie oben angeführt die Simulation von N₂O Emissionen aus der (De)nitrifikation modifiziert und in das PaSim Modell inkludiert und gleichzeitig getestet. Die Charakteristika der zwei Messdatensätze, mit dem die Modellergebnisse verglichen wurden, sind in Tabelle 31 beschrieben.

Tabelle 31: N₂O Messdatensätze zum Vergleich mit den Modellergebnissen aus PaSim

Ort	Standortbedingungen	Bewirtschaftung	Datenquelle
Oberbütschel,	Subalpin	3 Schnitte	Rudaz et al.
Schweiz	Bodentyp: Gleyscher	25 kg N / ha NPK	(1999)
	Cambisol	Jeweils 20 kg N / ha	
	Kleeanteil: 7 %	Ammoniumnitrat nach Mahd	
Kerzersmoos,	Tiefland	2 Schnitte	Neftel et al.
Schweiz	Bodentyp: Andosol	Jeweils 20 kg N / ha nach Mahd	(2000)
	Kleeanteil: 30%	-	

In Abbildung 18 ist der Vergleich der Mess- und Modelldaten dargestellt. Die gestrichelten Linien stellen die Düngezeitpunkte dar. Die Modellsimulation zeigt im Vergleich zu den Messungen länger anhaltende Peaks im Frühling und Sommer. Umgekehrt stellt es sich im Herbst dar, wo der letzte Peak der Messdaten von PaSim nicht modelliert wird. Schmid et al.

(2001) geben ohne Absicherung statistischer Kennwerte an, dass das Modell die Messpeaks gut modelliert.



Abbildung 18: Vergleich der Messdaten von Rudaz et al. (1999) mit den PaSim Modelldaten während der Wachstumsperiode des Jahres 1993

Quelle: Schmid et al. (2001)

Auch für den zweiten Standort in Kerzersmoos wird eine gute Übereinstimmung der Größenordnung der Mess-und Modelldaten von Schmid et al. (2001) unterstellt. Wiederum ohne die Angabe von statistischen Kenngrößen.

$\mathbf{NH}_{\mathbf{3}}$

Riedo et al. (2002) haben das NH₃ Modell von Nemitz et al. (2001), welches Einflüsse von Düngung, Beweidung, Mahd, Vegetation sowie atmosphärischen und Bodenprozessen berücksichtigt, in PaSim inkludiert und mit Messdaten aus Südschottland (Milford, Theobald, Nemitz, & Sutton, 2001) verglichen. Der Standort liegt 190 m ü.d.M. und ist mit mind. 90 % deutschem Weidelgras bedeckt. Die Grünlandfläche wurde zweimal geschnitten und ab August mit Kühen und Schafen beweidet und wurde mehrmals mit insgesamt 270 kg Ammoniumnitrat / ha a gedüngt.

Abbildung 19 zeigt den Vergleich der Mess- und Modelldaten in täglicher Auflösung. Die gestrichelten Linien zeigen die Schnitttermine, die durchgezogenen Linien die Düngung und die fett markierte Linie den Start der Beweidungsperiode. Die Güte der Übereinstimmung der Mess- und Modelldaten ist nicht mit statistischen Kennwerten abgesichert.



Abbildung 19: Modellierter und gemessener NH₃ Austausch für die Wachstumsperiode 1999 auf einer südschottischen Grünlandfläche

Quelle: Riedo et al. (2002)

Qualitative Bewertung

Es sind mindestens 26 Inputdaten notwendig. Zählt man die für die Simulation von Weidekühen benötigten Inputdaten dazu, sind 9 weitere Datensätze erforderlich. Es ist daher von einem vergleichsweise hohen Zeitaufwand für die Datenerhebung auszugehen. Dem gegenüber steht der Vorteil, dass PaSim alle für die Ökobilanz relevanten C- und N-Modelloutputs abdeckt und eine Fülle an Managementmaßnahmen berücksichtigt. Allerdings sind Düngerausbringungstechniken nicht in PaSim berücksichtigt. Die Software und ein umfangreiches Benutzerhandbuch können kostenlos heruntergeladen werden.

Nach dem Beurteilungsschema von Cannavo et al. (2008) kann das Modell anhand der statistischen Ergebnisse des Korrelationskoeffizienten R² für die CO₂ Modellierung mit "+/bis +" bewertet werden. Die restlichen Validierungen sind nur grafisch ausgewertet.

Tabelle 32: Qualitative Bewertung PaSim

Bewertungskriterium	Bewertung	
Inputdatenbedarf	Mind. 26	-
Modelloutputs	Alle relevanten N- und C	+
	Flüsse	
	Keine Angabe von	
	Unsicherheiten	
Bewirtschaftungspraktik	Viele für Grünland relevante	+
	Bewirtschaftungsparameter	
Ergebnisgenauigkeit	Tier 3	+
Modellverfügbarkeit	Kostenlose Software	+
Validierung	Nur für CO ₂ mit statistischen	+/- bis +
	Kennwerten beleget; Für	
	N ₂ O und NH ₃ nur grafischer	
	Vergleich der Mess- und	
	Modelldaten	

6. Diskussion und Schlussfolgerung

Die qualitativ beurteilte Modellauswahl liefert all jenen Ökobilanz-Praktikern eine stichhaltige Entscheidungsgrundlage, die die potentiellen Umweltwirkungen grünlandbezogener Prozesse untersuchen. Dieses Kapitel zielt darauf ab, die Unterschiede der 7 ausgewählten Modelle hervorzuheben und einen Vergleich zur Literatur herzustellen.

6.1. Vergleich der Modellgruppen

Ein Vergleich aller Modelle untereinander macht aufgrund der Heterogenität der Modelle nur begrenzt Sinn. Zielführender ist es, die Modelle nach ihren Modelloutputs zu unterteilen und die daraus resultierenden Modellgruppen untereinander zu vergleichen (C-Modelle, N-Modelle und N/C-Modelle). In Tabelle 33 sind die Ergebnisse der qualitativen Beurteilung zusammengefasst.

Modellgruppe	C-Modelle			N-Modelle			N/C- Modelle
Bewertungskriterium	ССВ	SOCRATES	Roth-C 26.3	ALFAM	I _{NLOSSES}	N ₂ O EF inference scheme	PaSim
Inputdatenbedarf	+	+/-	+	+	+	+	-
Modelloutputs	+	+	+	+/-	+	+/-	+
Bewirtschaftungspraktik	+/-	+/-	-	+/-	+/-	+	+
Ergebnisgenauigkeit	+	+	+	+/-	+/-	+/-	+
Modellverfügbarkeit	+	+/-	+/-	+	+	+	+
Validierung	+	++	++	+	-		+/- bis
							+

Tabelle 33: Zusammengefasste Ergebnisse der qualitativen Bewertung der sieben
ausgewählten Modelle

Abkürzungen:

+, +/-, - gute Performance, mittlere, schlechte Performance

?, --- nicht beantwortet, nicht angewendet

++ sehr gute Performance (Cannavo et al. 2008)

Bei den C-Modellen sind sowohl CCB, Roth-C 26.3 und SOCRATES Tier 3 Ansätze und kalkulieren die Bodenkohlenstoffdynamik. CCB berücksichtigt in der Modellierung die obersten 30 cm des Bodens im Gegensatz zu SOCRATES, welches die obersten 10 cm des Bodens modelliert. Roth-C 26.3 berücksichtigt die obersten 20 cm des Bodens, wobei die modellierte Bodentiefe vom Nutzer eingestellt werden kann. Die Modellverfügbarkeit ist für CCB besser zu bewerten als für SOCRATES, da es für SOCRATES kein Benutzerhandbuch gibt und es an einer Erklärung der voreingestellten Parameter fehlt. Die Modellverfügbarkeit von Roth-C 26.3 ist je nach Version unterschiedlich zu beurteilen. Wie in der qualitativen Beschreibung von Roth-C (Tabelle 12) bereits erwähnt, wird auf mögliche Fehler der

Standardversion bei der Anwendung außerhalb der Versuchsflächen von Rothamsted Research hingewiesen. Die Verfügbarkeit der Standardversion ist allerdings gegeben. Es existiert eine an das pannonische Klima angepasste Excelversion von Roth-C 26.3. Der Inputdatenbedarf ist für alle drei Modelle in etwa gleich, mit dem Unterschied, dass SOCRATES etwa 40 zusätzliche Parametereinstellungen erlaubt, die allerdings nicht gut dokumentiert sind. CCB erlaubt, wie auch Roth-C 26.3, im Gegensatz zu SOCRATES keine Unterscheidung zwischen Beweidung und Mahd, es kann dafür unter einer Vielzahl an Düngerarten ausgewählt werden. Roth-C 26.3 modelliert nur Festmistdünger. SOCRATES und Roth-C 26.3 schneiden, was die Modellgüte betrifft, besser ab als CCB.

Die N-Modelle unterscheiden sich in ihren Modelloutputs. ALFAM kalkuliert nur die NH₃ Verflüchtigung, I_{NLOSSES} alle relevanten N-Emissionen und N₂O inference scheme nur die Lachgasemissionen, weshalb selbst ein Vergleich der Modelle innerhalb dieser Modellgruppe nicht zweckmäßig erscheint.

Das C/N-Modell PaSim ist das umfassendste aller ausgewählten Modelle und basiert ebenso wie die C-Modelle auf dem Tier 3 Ansatz. Es erfordert die höchste Anzahl an Inputdaten, kalkuliert aber gleichzeitig alle für die Ökobilanz erforderlichen C- und N-Emissionen. PaSim ist neben dem I_{NLOSSES} das einzige Modell, das speziell für Grünlandsysteme entwickelt wurde. Alle C- und N-Flüsse außer NO₃⁻ wurden validiert, wobei nur die CO₂ Validierung mit statistischen Kennwerten belegt ist. Die anderen Validierungen sind nur grafisch ausgewertet worden.

Keines der ausgewählten Modelle gibt Unsicherheiten für N- und C-Emissionen an.

Von den 7 ausgewählten Modellen haben vier Modelle die C-Dynamik validiert. Zwei Validierungen liegen für die N₂O und NH₃ Emissionen vor und nur für ein Modell liegt eine Validierung der Nitratauswaschung vor. Die Ergebnisse sind in Tabelle 34 zusammengefasst.

87

Tabelle 34: Zusammenfassung der berech	neten und validierter	n C- und N-Flüssen	der sieben
ausgewählten Modelle			

Modellgruppe	C-Modelle			N-Modelle			N/C- Modelle
C- und N-Flüsse	CCB	SOCRATES	Roth-C 26.3	ALFAM	I _{NLOSSES}	N ₂ O EF inference scheme	PaSim
Organischer Boden-C	XV	XV	XV	-	-	-	Х
CO ₂	х	х	Х	-	-	-	XV
N ₂ O	-	х	-	-	Х	XV	XV
NH ₃	-	-	-	XV	Х	-	XV
NO ₃	-	-	-	-	XV	-	х

Abkürzungen:

xv berechnet und validiert (grafisch und/oder mittels statistischen Gütemaßen)

x nur berechnet, nicht validiert

nicht berechnet

Dabei fällt besonders auf, dass im Rahmen von PaSim die meisten Validierungen vorgenommen wurden und dass die Nitratauswaschung nur im Rahmen von I_{NLOSSES} validiert wurde. Zu ist dabei zu beachten, dass die Validierung des N₂O inference scheme nicht nach der Methodik durchgeführt wurde wie es das fünfte Mindestkriterium verlangt. Wie im Kapitel 5.2.6 beschrieben, wurde anhand eines statistischen Vergleichs mit den Ergebnissen anderer Modelle eine Rangordnung erstellt.

6.2. Modellierungsumfang im Vergleich zu den Emissionsquellen

Es ist festzustellen, dass nicht die ganze Bandbreite an Emissionsquellen (Kapitel 3.4.3) von den Modellen abgedeckt wird. Keines der Modelle modelliert die CH_4 Emissionen aus Wirtschaftsdünger, CH_4 Bodenemissionen und CO_2 Emissionen aus der Kalkung. Um diese Emissionsquellen zu berücksichtigen, muss deshalb auf andere Methoden (z.B. IPCC Methodik, siehe Kapitel 3.4.3) zurückgegriffen werden.

6.3. Literaturbasierter Ergebnisvergleich

Da kein anderes Forschungsvorhaben gefunden werden konnte, das eine Modellauswahl für Grünlandflächen für die Anwendung in einer Ökobilanz untersucht, wird auf ähnliche Forschungsarbeiten von Zell (2010), Cannavo et al. (2008) und das Projekt Farmlife (Herndl et al., 2015) eingegangen.

Zell (2010) untersucht in ihrer Arbeit Kohlenstoffmodelle im Hinblick auf die Integration in die Ökobilanz für Forstsysteme. Das Ziel der Arbeit bestand darin, auf Basis von 14 Auswahlkriterien ein bestes Modell aus sechs Modellen auszuwählen. Das beste Modell in diesem Fall ist CO2FIX (Kapitel 9.1.4), welches aufgrund der Auslegung auf Forstsysteme für das Ziel im Rahmen dieser Arbeit nicht in Frage kam. Die abweichende Zielsetzung und das daraus resultierende Ergebnis lassen keinen Vergleich mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit zu.

Cannavo et al. (2008) haben eine umfassende Literaturrecherche zu 62 Stickstoffmodellen vorgenommen, die nach dem Jahr 1990 publiziert wurden. Es wird dabei jedoch kein Bezug zur Ökobilanzierung hergestellt. Der Fokus der Untersuchung liegt auf der Beschreibung der von den Modellen simulierten N-Dynamik, den verwendeten mathematischen Gleichungen für die N-Transformationsprozesse, der räumlichen und zeitlichen Auflösung. Zudem ist die Anzahl der Publikationen zu den einzelnen Modellen erhoben. Nur 13 % der 62 N-Modelle simulieren den N-Zyklus für Leguminosen und 9 % der Modelle beziehen sich auf Weideland. Fast die Hälfte der Modelle bezieht sich auf die Modellierung des N-Zyklus von Getreidearten (v.a. Mais und Weizen).

Das Projekt Farmlife hat es sich zur Aufgabe gesetzt, eine Methodik für ein Ökobilanzierungskonzept auf Betriebsebene zu kreieren. Dabei wurde unter anderem das Bilanzierungskonzept SALCA (Swiss Agriculture Life Cycle Assessment), welches das Modell SALCA-NO₃⁻ beinhaltet (Kapitel 9.2.11), an österreichische Verhältnisse (Bodenbedingungen und Datenverfügbarkeit) angepasst. Das SALCA- NO₃⁻ Modell wurde im Rahmen dieser Arbeit aufgrund der fehlenden Validierung nicht weiter behandelt. Die Ammoniakemissionen auf der Weide werden in FarmLife mit dem betriebsbezogenen Tier 3-Modell Agrammon (Kapitel 9.4.1) berechnet. Dieses Modell wurde im Zuge dieser Arbeit nicht behandelt, da nur schlagbezogenen und keine betriebsbezogenen Modelle untersucht wurden. Die N₂O Emissionen aus dem Pflanzenbau werden in FarmLife mit der Tier 1 Methodik nach IPCC abgeschätzt. Keines der qualitativ beurteilten Modelle dieser Arbeit deckt sich mit den im Zuge von FarmLife an österreichische Bedingungen angepassten Modellen.

Eine Mastertarbeit von Roidmayr (2015) behandelt ackerfruchtbezogene Stickstoffmodelle ebenfalls im Hinblick auf die Integration in die Ökobilanz. Da die Arbeit noch nicht abgeschlossen ist und die Untersuchung auf ackerfruchtbezogenen Stickstoffmodelle fokussiert, ist ein Ergebnisvergleich nicht möglich.

6.4. Methodische Herausforderungen

Die Besonderheit an der hier entwickelten Methodik ist, dass der Kriterienkatalog für das vorgegebene Ziel zuerst erarbeitet werden musste und nicht im Vorhinein feststand. Die Auswahl und Definition der Mindestkriterien ist als iterativer Prozess zu verstehen. Im Laufe der Arbeit sind die Mindestkriterien "Geographie" und "Maximale Anzahl an Inputdaten" hinzugefügt worden, um die Modellauswahl genauer zu definieren und robuster zu gestalten.

89

Außerdem wurde im Laufe der Literaturrecherche entschieden, nur schlagbezogene Modelle zu untersuchen.

Die mit dem Validierungskriterium verbundenen Herausforderungen sind folgend herausgehoben. Nicht durchgeführte Validierungen von Modellen sind in der Praxis offenbar kein Hinderungsgrund die Modelle in der Ökobilanzierung anzuwenden. Petersen et al. (2013) haben das C-Tool (Kapitel 9.1.1) für die Modellierung der C-Sequestrierung in einer Agrarökobilanzstudie angewendet, weil es die obersten 100 cm des Bodenprofils modelliert. Das SALCA-NO₃ Modelle (Kapitel 9.2.11) ist Bestandteil der Ökobilanzierungsmethode FarmLife. Anspruch dieser Arbeit war es trotzdem, nur validierte Modelle qualitativ zu bewerten. Wie bereits erwähnt, gibt es in der Wissenschaft keine einheitliche Definition der Validierung (Augusiak et al., 2014; Rykiel, 1996), weshalb eine für diese Arbeit geltende Definition der Validierung erforderlich war. Das Mindestkriterium der Validierung setzt eine vollständige Validierung aller vom Modell simulierten Stoffflüsse bzw. Emissionen voraus. Im Idealfall sind also alle relevanten Modelloutputs mit unabhängigen Datensätzen mittels statistischen Maßen untersucht und belegt. Es hat sich gezeigt, dass die Validierungen zum einen mit unterschiedlichen statistischen Methoden und Kennwerten durchgeführt wurden. Zum anderen stellen einige publizierte Modellvalidierungen keine statistischen Gütemaße zur Verfügung und vergleichen die simulierten und gemessenen Daten lediglich durch grafische Auswertungen. Streuungsmaße sind in den grafischen Darstellungen für die 7 Modelle nie dargestellt. Diese Beobachtung deckt sich mit den Ergebnissen von Cannavo et al. (2008), die angeben, dass Konfidenzintervalle oder die Standardabweichung nur selten angegeben sind. Manche Validierungsmethoden sind wiederum sehr komplex wie im Falle der CO₂ Validierung von PaSim (Vuichard et al., 2007), die verschiedene Einflüsse von Modellparametern in die Validierung miteinbezieht und bewertet. Diese Gegebenheiten erschwerten die Untersuchung des fünften Mindestkritieriums für die Grundgesamtheit der Modelle, da es eine sehr genaue Analyse der Validierungspublikationen erfordert. Da die Analyse der Modellgrundgesamtheit vorwiegend auf den Inhalten der Abstracts beruhte, haben sich Inkonsistenzen in der Modellauswahl ergeben, was sich darin zeigt, dass nicht alle Stoffflüsse und Emissionen in der Modellauswahl in der Form validiert sind wie es das Mindestkriterium fordert.

Es wurde im Zweifel aber darauf geachtet, dass jene Modelle den Vorrang erhalten, deren Anwendung speziell auf Grünlandflächen ausgerichtet ist. Das N₂O inference scheme stellt, wie schon im Kapitel 6.1 einen solchen Grenzfall dar.

90

7. Weiterführende Arbeiten

Da sich die vorliegende Arbeit mit der Untersuchung von schlagbezogenen Modellen auseinandergesetzt hat, erscheint es naheliegend auch betriebsbezogene Modelle (eine Auswahl ist in Kapitel 9.4 beschrieben) nach einem ähnlichen Schema zu untersuchen. Aufgrund der Aktualität erscheint in diesem Zusammenhang vor allem auch die nähere Betrachtung der im Rahmen des Projekts FarmLife an österreichische Bedingungen angepassten Modelle interessant, zum Beispiel das betriebsbezogene Modell Agrammon (Herndl et al., 2015).

Hinsichtlich der Kriterienauswahl kann ein Expertenworkshop, bestehend aus Experten aus den beiden Bereichen Ökobilanzierung und Landwirtschaft helfen, den Kriterienkatalog zu verfeinern. Die festgelegten Kriterien könnten innerhalb dieser Expertengruppe nach der Methode des analytischen Hierarchieprozesses (Saaty, 1990) quantitativ gewichtet werden. Die quantitative Gewichtung kann die Erstellung künftiger Kriterienkataloge erleichtern.

Die qualitativ beurteilten Modelle dieser Arbeit können einem Praxistest unterzogen werden und für eine konkrete Agrar-Ökobilanzstudie angewandt werden.

Die Verfügbarkeit der für die ausgewählten N- und C-Modelle jeweils nötigen Inputdaten ist nicht Ziel dieser Arbeit, muss aber zur endgültigen Bewertung der Praxistauglichkeit in Agrarökobilanzen erhoben werden.

Für die Modelle mit mehr als 30 benötigten Inputdaten (z.B. ANIMO, GRASMOD oder Landscape-DNDC) kann untersucht werden in wie weit sich Standardwerte für benötigte Inputdaten generieren lassen um den praktischen Aufwand zu senken. Für die Standardversion von Landscape kann für über 30 Inputdaten aus einer Auswahl an vordefinierten Werten selektiert werden (Gilhespy et al., 2014).

8. Literaturverzeichnis

- Aalde, H., Gonzalez, P., Gytarsky, M., Krug, T., Kurz, W. A., Lasco, R. D., Martino, D. L., McConkey, B. G., Ogle, S., Paustian, K., Raison, J., Ravindranath, N.H., Schoene, D., Smith, P., Somogyi, Z., van Amstel, A., Verchot, L. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Verfügbar in: http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_02_Ch2_Generic.pdf [Abfrage am: 27.10.2015]. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan.
- Abberton, M. (2009, 2010). Grassland carbon sequestration: management, policy and economics : proceedings of the Workshop on the Role of Grassland Carbon Sequestration in the Mitigation of Climate Change, Rome, April 2009, Rome.
- Abdalla, M., Jones, M., Yeluripati, J., Smith, P., Burke, J., & Williams, M. (2010). Testing DayCent and DNDC model simulations of N2O fluxes and assessing the impacts of climate change on the gas flux and biomass production from a humid pasture. *Atmospheric Environment, 44*(25), 2961-2970. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.05.018.
- Agroscope. (2015). Agroscope Ökobilanzmethode SALCA, Verfügbar in: http://www.agroscope.admin.ch/oekobilanzen/01199/08185/index.html?lang=de [Abfrage am 02.05.2015].
- Amani, P., & Schiefer, G. (2011). Review on Suitability of Available LCIA Methodologies for Assessing Environmental Impact of the Food Sector. *International Journal on Food System Dynamics, 2*(2), 194 - 206.
- Amato, M., & Ladd, J. N. (1992). Decomposition of 14C-labelled glucose and legume material in soils: Properties influencing the accumulation of organic residue C and microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry, 24(5), 455-464. doi: dx.doi.org/10.1016/0038-0717(92)90208-F.
- Ammann, C., Flechard, C. R., Leifeld, J., Neftel, A., & Fuhrer, J. (2007). The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 121*(1–2), 5-20. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.002.

- Amon, B., Winiwarter, W., Anderl, M., Baumgarten, A., Dersch, G., Guggenberger, T.,
 Hasenauer, H., Kantelhardt, J., Kasper, M., Kitzler B., Moser, T., Pötzelsberger, E.,
 Prosenbauer, M., Schaller, L., Schröck, A., Sigmund, E., Zechmeister-Boltenstern, S.,
 Zethner, G. (2014). Farming for a Better Climate (FarmClim). Design of an Inter- and
 Transdisciplinary Research Project Aiming to Address the "Science-Policy Gap".
 Leibniz: Leibniz Institute for Agricultural Engineering.
- Aral, M. M. (2010). Environmental modeling and health risk analysis (Acts/Risk) (pp. 1-470). doi: http://dx.doi.org10.1007/978-90-481-8608-2.
- Arman, B. (2003). Die Ökobilanz zur Abschätzung von Umweltwirkungen in der Pflanzenproduktion dargestellt anhand von Praxisversuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung und von unterschiedlich intensiv wirtschaftenden konventionellen Betrieben. Dissertation/Thesis, Universität Hohenheim.
- Augusiak, J., Van den Brink, P. J., & Grimm, V. (2014). Merging validation and evaluation of ecological models to 'evaludation': A review of terminology and a practical approach.
 ECOLOGICAL MODELLING, 280, 117-128. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.11.009.
- Beheydt, D. (2006). *Nitrous oxide emission from agricultural soils: experimental approach and simulation.* PhD, Ghent University, Ghent.
- Beheydt, D., Boeckx, P., Sleutel, S., Li, C., & Van Cleemput, O. (2007). Validation of DNDC for 22 long-term N2O field emission measurements. *Atmospheric Environment,* 41(29), 6196-6211. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.04.003.
- Bell, M. J., Jones, E., Smith, J., Smith, P., Yeluripati, J., Augustin, J., Juszczak, R.,
 Olejnik, J., Sommer, M. (2012). Simulation of soil nitrogen, nitrous oxide emissions and mitigation scenarios at 3 European cropland sites using the ECOSSE model. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 92*(2), 161-181. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s10705-011-9479-4.

- Bergez, J. E., Raynal, H., Launay, M., Beaudoin, N., Casellas, E., Caubel, J., Chabrier, P.
 Coucheney, E., Dury, J., Garcia de Cortazar-Atauri, I., Justes, E., Mary, B., Ripoche,
 D., Ruget, F. (2014). Evolution of the STICS crop model to tackle new environmental issues: New formalisms and integration in the modelling and simulation platform
 RECORD. *Environmental Modelling & Software, 62*, 370-384. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.07.010.
- Berghuijs-van Dijk, J. T., Rijtema, P. E., & Roest, C. W. J. (1985). ANIMO : agricultural nitrogen model. 86. Verfügbar in: http://edepot.wur.nl/214074 [Abfrage am: 19.01.2015].
- Biernath, C., Gayler, S., Bittner, S., Klein, C., Högy, P., Fangmeier, A., & Priesack, E. (2011).
 Evaluating the ability of four crop models to predict different environmental impacts on spring wheat grown in open-top chambers. *European Journal of Agronomy, 35*(2), 71-82. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2011.04.001.
- Blonk Agri-footprint BV. (2015). Agri-footprint Methodology and basic principles. Version 1.0, 38. Verfügbar in: http://www.agri-footprint.com/assets/Agri-Footprint-Part1-Methodologyandbasicprinciples-Version1.0.pdf [Abfrage am: 29.04.2015].

BMF. (2015). Österreichische Bodenschätzung - Allgemeine Informationen über die Bodenschätzung. Verfügbar in: http://www.bev.gv.at/pls/portal/docs/PAGE/BEV_PORTAL_CONTENT_ALLGEMEIN/ 0200_PRODUKTE/PDF/ALLGEMEINE_INFORMATION_UEBER_DIE_FINANZBOD ENSCHAETZUNG_STAND_20150908.PDF. [Abfrage am 01.11.2015].

- Bortolon, E. S. O., Mielniczuk, J., Tornquist, C. G., Lopes, F., & Bergamaschi, H. (2011).
 Validation of the Century model to estimate the impact of agriculture on soil organic carbon in Southern Brazil. *Geoderma*, *167–168*, 156-166. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.08.008.
- Bouwman, A. F., Boumans, L. J. M., & Batjes, N. H. (2002). Emissions of N2O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles, 16*(4), 1058. doi: http://dx.doi.org/10.1029/2001GB001811.

- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., & Kuhlmann, H. (2000). Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 5*(6), 349-357. doi: http://dx.doi.org/10.1007/BF02978670.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J.,
 Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, F., Cabidoche, Y. M., Cellier, P., Debaeke, P.,
 Gaudillère, J. P., Hénault, C., Maraux, F., Seguin, B. Sinoquet, H. (2003). An
 overview of the crop model stics. *European Journal of Agronomy, 18*(3–4), 309-332.
 doi: http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7.
- Brisson, N., Launay, M., Mary, B., & Beaudoin, N. (2008). *Conceptual Basis, Formalisations* and Parameterization of the STICS Crop Model. Versailles.
- Brown, L., Scholefield, D., Jewkes, E. C., Lockyer, D. R., & del Prado, A. (2005). NGAUGE:
 A decision support system to optimise N fertilisation of British grassland for economic and environmental goals. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 109*(1–2), 20-39. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.021.
- Brown, L., Syed, B., Jarvis, S. C., Sneath, R. W., Phillips, V. R., Goulding, K. W. T., & Li, C. (2002). Development and application of a mechanistic model to estimate emission of nitrous oxide from UK agriculture. *Atmospheric Environment, 36*(6), 917-928. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00512-X.
- Buchgraber, K., & Gindl, G. (2004). Zeitgemäße Grünlandbewirtschaftung. Graz [u.a.]: Stocker.
- Buchgraber, K., & Schaumberger, A. (2006). Grünlandbewirtschaftung in Österreich. Verfügbar in: http://www.bmlfuw.gv.at/land/laendl_entwicklung/Online-Fachzeitschrift-Laendlicher-Raum/archiv/2006/buchgraber.html. [Abfrage am 21.04.2015].
- Butterbach-Bahl, K., & Gundersen, P. (2011). Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. The European Nitrogen Assessment. Verfügbar in: http://www.nine-esf.org/sites/nineesf.org/files/ena_doc/ENA_pdfs/ENA_c6.pdf. [Abfrage am: 09.04.2015].

- Bystricky, M., & Nemecek, T. (2015). SALCA-Emissionsmodelle: Anwendung in Österreich.
 Paper präsentiert auf Abschlusstagung des Projektes FarmLife 2015, Höhere
 Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein. Verfügbar in:
 http://www.raumberggumpenstein.at/cm4/de/forschung/publikationen/downloadsveranstaltungen/finish/31
 26-farmlife-2015/28264-salca-emissionsmodelle-anwendung-in-oesterreich.html.
 [Abfrage am 30.09.2015].
- Calanca, P., Vuichard, N., Campbell, C., Viovy, N., Cozic, A., Fuhrer, J., & Soussana, J. F. (2007). Simulating the fluxes of CO2 and N2O in European grasslands with the Pasture Simulation Model (PaSim). *Agriculture, Ecosystems and Environment, 121*(1-2), 164-174. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.010.
- Cannavo, P., Recous, S., Parnaudeau, V., & Reau, R. (2008). Modeling N Dynamics to Assess Environmental Impacts of Cropped Soils. *97*, 131-174. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(07)00004-1.
- Carrere, P. (2015). The Pasture Simulation Model (PaSim), Verfügbar in: https://www1.clermont.inra.fr/urep/modeles/pasim.htm. [Abfrage am: 19.06.2015].
- Cederberg, C., Henriksson, M., & Berglund, M. (2013). An LCA researcher's wish list data and emission models needed to improve LCA studies of animal production. *ANIMAL, 7*(suppl. 2), 212-219. doi: http://dx.doi.org/10.1017/S1751731113000785.
- Chambers, B., Smith, K., & van der Weerdan, T. (1997). Ammonia emissions following the land spreading of solid manures. In S. Jarvis & B. Pain (Eds.), *Gaseous nitrogen emissions from grasslands* (pp. 275-280).
- Clay, D. E., Clapp, C. E., Molina, J. A. E., & Linden, D. R. (1985). Nitrogen-tillage-residue management. I. Simulating soil and plant behavior by the model NCSWAP. *Plant and Soil, 84*(1), 67-77. doi: http://dx.doi.org/10.1007/BF02197868.
- Coleman, K., & Jenkinson, D. S. (2014). Roth-C 26.3 A model for turnover of carbon in soil. Verfügbar in: http://www.rothamsted.ac.uk/sites/default/files/users/kcoleman/RothC_guide_WIN.pdf . [Abfrage am: 10.09.2015].

- Conijn, J. G. (2005). CNGRAS : A dynamic simulation model for grassland management and C and N flows at field scale. 58. Verfügbar in: http://edepot.wur.nl/25559. [Abfrage am: 18.06.2015].
- Corbeels, M., Hofman, G., & Van Cleemput, O. (1999). Simulation of net N immobilisation and mineralisation in substrate-amended soils by the NCSOIL computer model. *Biology and Fertility of Soils, 28*(4), 422-430. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s003740050515.
- Coucheney, E., Buis, S., Launay, M., Constantin, J., Mary, B., García de Cortázar-Atauri, I., Ripoche, D., Beaudoin, N., Ruget, F., Andrianarisoa, K. S., Le Bas, C., Justes, E., Léonard, J. (2015). Accuracy, robustness and behavior of the STICS soil–crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agroenvironmental conditions in France. *Environmental Modelling & Software, 64*, 177-190. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11.024.
- De Klein, C., Novoa, R. S. A., Ogle, S., Smith, K. A., Rochette, P., & Wirth, T. C. (2006).
 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Verfügbar in: http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf. [Abfrage am: 27.10.2015]. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan.
- DeClercq, P. (2001). *Nutrient management legislation in European countries*. Wageningen: Wageningen Pers.
- Dong, H., Mangino, J., & McAllister, T. A. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Verfügbar in: http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf. [Abfrage am: 27.10.2015]. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan.
- Erisman, J. W. (2011). The European Nitrogen problem in a global perspectiveThe European Nitrogen Assessment. Verfügbar in: http://www.nine-esf.org/sites/nineesf.org/files/ena_doc/ENA_pdfs/ENA_c2.pdf. [Abfrage am 16.11.2015].
- Erisman, J. W., Sutton, M. A., Galloway, J., Klimont, Z., & Winiwarter, W. (2008). How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*, 1(10), 636-639. doi: http://dx.doi.org/10.1038/ngeo325.

- Eswaran, H., Van Den Berg, E., & Reich, P. (1993). Organic carbon in soils of the World. *Soil Science Society of America Journal, 57*(1), 192-194.
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K., & Marshall, S. (1998). Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, *30*(8), 1207-1211. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00256-3.
- Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., & Klüppel, H.-J. (2006). The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 11*(2), 80-85. doi: http://dx.doi.org/10.1065/lca2006.02.002.
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1-21. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018.
- Formayer, H., Clementschitsch, L., Hofstätter, M., & Kromp-Kolb, H. (2009). Vor Sicht Klima! Klimawandel in Österreich, regional betrachtet (Endbericht Global 2000, Mai 2008): BOKU-Met Report 16. Wien.
- Franko, U. (1996). Modelling approaches of soil organic matter turnover within the CANDY system. In D. Powlson, P. Smith & J. Smith (Eds.), *Evaluation of Soil Organic Matter Models* (Vol. 38, pp. 247-254): Springer Berlin Heidelberg.
- Franko, U., Kolbe, H., Thiel, E., & Ließ, E. (2011). Multi-site validation of a soil organic matter model for arable fields based on generally available input data. *Geoderma*, *166*(1), 119-134. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.019.
- Franko, U., Kuka, K., Romanenko, I. A., & Romanenkov, V. A. (2007). Validation of the CANDY model with Russian long-term experiments. *Regional Environmental Change*, 7(2), 79-91. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s10113-007-0027-3.
- Franko, U., Oelschlägel, B., & Schenk, S. (1995). Simulation of temperature-, water- and nitrogen dynamics using the model CANDY. *Ecological Modelling*, 81(1–3), 213-222. doi: http://dx.doi.org/10.1016/0304-3800(94)00172-E.

- Freibauer, A., & Kaltschmitt, M. (2000). Emission rates and emission factors of greenhouse gas fluxes in arable and animal agriculture. *European summary report of the EU Concerted Action FAIR-CT96-1877, Stuttgart.*
- Frolking, S. E., Mosier, A. R., Ojima, D. S., Li, C., Parton, W. J., Potter, C. S., Priesack, E. Stenger, R., Haberbosch, C., Dörsch, P., Flessa, H. Smith, K. A. (1998). Comparison of N2O emissions from soils at three temperate agricultural sites: simulations of yearround measurements by four models. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 52*(2-3), 77-105. doi: http://dx.doi.org/10.1023/A:1009780109748.
- Gabrielle, B., Gagnaire, N., Massad, R. S., Dufossé, K., & Bessou, C. (2014). Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling.
 Bioresource Technology, 152(0), 511-518. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104.
- Gallejones, P., Aizpurua, A., Ortuzar-Iragorri, M. A., & del Prado, A. (2014). Development of a new model for the simulation of N2O emissions: a case-study on wheat cropping systems under humid Mediterranean climate. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s11027-014-9563-6.
- Gallejones, P., Pardo, G., Aizpurua, A., & del Prado, A. (2015). Life cycle assessment of firstgeneration biofuels using a nitrogen crop model. *Science of The Total Environment,* 505(0), 1191-1201. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.061.
- Gerakis, A., Rasse, D., Kavdir, Y., Smucker, A. J. M., Katsalirou, I., & Ritchie, J. T. (2006).
 Simulation of Leaching Losses in the Nitrogen Cycle. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 37*(13), 1973-1997. doi: http://dx.doi.org/10.1080/00103620600767462.
- Gilhespy, S. L., Anthony, S., Cardenas, L., Chadwick, D., del Prado, A., Li, C., . . . Yeluripati, J. B. (2014). First 20 years of DNDC (DeNitrification DeComposition): Model evolution. *Ecological Modelling*, 292(0), 51-62. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.09.004.
- Giltrap, D. L., Li, C., & Saggar, S. (2010). DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 136*(3–4), 292-300. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.06.014.

- Glatzel, S. N. (1999). *The greenhouse gas exchange of grassland agroecosystems*. Inst. für Bodenkunde und Standortslehre, Stuttgart.
- Global Research Alliance Modeling Platform. (2015a). About ECOSSE. Verfübar in: http://www.gramp.org.uk/models/101. [Abfrage am 23.09.2015].
- Global Research Alliance Modeling Platform. (2015b). Available Versions of DNDC. Verfübar in: http://www.gramp.org.uk/models/2/versions. [Abfrage am 23.09.2015].
- Grace, P. (s.a.). S.O.C.R.A.T.E.S. Soil Organic Carbon Reservers And Transformations in EcoSystems. Verfügbar in: http://socrates.n2o.net.au/main. [Abfrage am 29.10.2015].
- Grace, P. R., Ladd, J. N., Robertson, G. P., & Gage, S. H. (2006). SOCRATES—A simple model for predicting long-term changes in soil organic carbon in terrestrial ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, *38*(5), 1172-1176. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.09.013.
- Graux, A.-I., Lardy, R. G., M., & Duclos, E. K., K. (2012). Pasim User Guide. Verfügbar in: https://www1.clermont.inra.fr/urep/modeles/Pasim_User_Guide-pasim_v5-3_201212.pdf. [Abfrage am 18.06.2015].
- GreenDelta. (2015). openLCA Nexus: The source for LCA datasets Verfügbar in: https://nexus.openIca.org/databases. [Abfrage am 30.12.2015].
- Groen, T. A., Nabuurs, G. J., & Schelhaas, M. J. (2006). Carbon accounting and cost estimation in forestry projects using CO2Fix V.3. *Climatic Change, 74*(1-3), 269-288. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s10584-006-1827-z.
- Groenendijk, P., Renaud, L. V., & Roelsma, J. (2005). Prediction of nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface waters; process descriptions of the animo4.0 model (pp. 114). Wageningen: Alterra.
- Haas, E., Klatt, S., Fröhlich, A., Kraft, P., Werner, C., Kiese, R., Grote, R., Breuer, L.,
 Butterbach-Bahl, K. (2013). LandscapeDNDC: a process model for simulation of
 biosphere–atmosphere–hydrosphere exchange processes at site and regional scale. *Landscape Ecology, 28*(4), 615-636. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s10980-012-9772x.

- Haase, M. (2010). Kohlenstoffflüsse über einer Wiesenfläche im Fichtelgebirge. Universität Bayreuth. Verfügbar in: http://www.bayceer.unibayreuth.de/mm/de/top/diss/87356/DA_Haase_zweiseitig.pdf. [Abfrage am: 12.06.2015].
- Hall, P., Holmes-Ling, P., Stewart, K., & Sheane, R. (2010). A SCOTISH FARM-BASED GREENHOUSE GAS ACCOUNTING TOOL - A review of existing tools and recommandations for improved emissions accouting and reporting within agriculture and horticulture. Edinburgh.
- Hansen, M. N., Sommer, S. G., & Madsen, N. P. (2002). Reduction of Ammonia Emission by Shallow Slurry Injection. *Journal of Environmental Quality*, *32*(3), 1099-1104. doi: http://dx.doi.org/10.2134/jeq2003.1099.
- Helmholtz Zentrum München. (2012). Welcome to the pages of Expert-N. Verfügbar in: http://www.helmholtz-muenchen.de/en/iboe/expertn/. [Abfrage am 24.09.2015].
- Herndl, M., Baumgartner, D. U., Guggenberger, T., Bystricky, M., Gaillard, G., Lansche, J.,
 Fasching, C., Steinwidder, A., Nemecek, T. (2015). Abschlussbericht FarmLife (pp. 93): Raumberg-Gumpenstein, Agroscope.
- Herndl, M., Guggenberger, T., Baumgartner, D. U., Bystricky, M., & Gaillard, G. (2013).
 Entwicklung und Umsetzung eines Ökobilanzierungskonzeptes für landwirtschaftliche Betriebe in Österreich. Verfügbar in: http://www.raumberggumpenstein.at/cm4/de/component/jdownloads/viewdownload/860umweltressourcen-im-gruenland/12572-entwicklung-und-umsetzung-einesoekobilanzierungskonzeptes-fuer-landwirtschaftliche-betriebe-in-oesterreich.html. [Abfrage am 02.05.2015].
- Hertel, O. (2011). Nitrogen processes in the atmosphereThe European Nitrogen Assessment. Verfügbar in: http://www.nine-esf.org/sites/nineesf.org/files/ena_doc/ENA_pdfs/ENA_c9.pdf. [Abfrage am: 09.04.2015].
- Hoogendoorn, C., Bowatte, S., & Tillman, R. (2011). Simple models of carbon and nitrogen cycling in New Zealand hill country pastures: exploring impacts of intensification on soil C and N pools. *New Zealand Journal of Agricultural Research, 54*(4), 221-249. doi: http://dx.doi.org/10.1080/00288233.2011.599395.

- Hsieh, C.-I., Leahy, P., Kiely, G., & Li, C. (2005). The Effect of Future Climate Perturbations on N2O Emissions from a Fertilized Humid Grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 73*(1), 15-23. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s10705-005-7129-4.
- Huijsmans, J. F. M., Hol, J. M. G., & Hendriks, M. M. W. B. (2001). Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland. *NJAS Wageningen Journal of Life Sciences*, *49*(4), 323-342. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S1573-5214(01)80021-X.
- Hutchings, N. J., Olesen, J. E., Petersen, B. M., & Berntsen, J. (2007). Modelling spatial heterogeneity in grazed grassland and its effects on nitrogen cycling and greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 121*(1–2), 153-163. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.009.
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Amon, B., Markut, T., Kirner, L., & Zollitsch, W. (2010).
 Greenhouse gas emissions from selected Austrian dairy production systems—model calculations considering the effects of land use change. *Renewable Agriculture and Food Systems, 25*(4), 316-329. doi: http://dx.doi.org/10.1017/S1742170510000025.
- Ittersum, v. M. K., & Donatelli, M. (2003). Modelling cropping systems—highlights of the symposium and preface to the special issues. *European Journal of Agronomy, 18*(3–4), 187-197. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00095-3.
- Jarvis, S. (2011). Nitrogen flows in farming systems across EuropeThe European Nitrogen Assessment. Verfügbar in: http://www.nine-esf.org/sites/nineesf.org/files/ena_doc/ENA_pdfs/ENA_c10.pdf. [Abfrage am 09.04.2015].
- Johnsson, H., Bergstrom, L., Jansson, P.-E., & Paustian, K. (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 18*(4), 333-356. doi: http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809(87)90099-5.
- JRC, J. R. C. (2010). ILCD Handbook Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. Verfügbar in: http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-LCIA-Background-analysisonline-12March2010.pdf. [Abfrage am 08.05.2015].

Kasper, M. (2015). [DNDC Landscape]. Persönliche Mitteilung.

- Kersebaum, K. C. (1989). *Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden.* PhD., Universität Hannover, Hannover.
- Khalil, M. I., Richards, M., Osborne, B., Williams, M., & Muller, C. (2013). Simulation and validation of greenhouse gas emissions and SOC stock changes in arable land using the ECOSSE model. *ATMOSPHERIC ENVIRONMENT*, *81*, 616-624. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.09.038.
- Klöpffer, W., & Grahl, B. (2009). *Ökobilanz (LCA): ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf.* Weinheim: Wiley-VCH.
- Knisel, W. G., & Douglas-Mankin, K. R. (2012). Creams/gleams: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE, 55*(4), 1291-1302.
- Koch, P., & Salou, T. (2015). AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique Version 1.2 ADEME (Ed.) (pp. 385). Verfügbar in: http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/agribalyse-methodologyv1_2.pdf. [Abfrage am 02.05.2015].
- Kolbe, H., & Prutzer, I. (2004). Überprüfung und Anpassung von Bilanzierungsmodellen für Humus an Hand von Langzeitversuchen des Ackerlandes. Verfügbar in: http://orgprints.org/3130/2/Humus-Endbericht_Internet.pdf. [Abfrage am 25.05.2015].
- Kupper, T., & Menzi, H. (2015). Dokumentation zum Modell. Verfügbar in: http://www.agrammon.ch/dokumentation-zum-modell/. [Abfrage am 01.10.2015].
- Küstermann, B., Kainz, M., & Hülsbergen, K.-J. (2008). Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems, 23*(1), 38-52. doi: http://dx.doi.org/10.1017/S1742170507002062.
- Ladd, J. N., Amato, M., Grace, P. R., & van Veen, J. A. (1995). Simulation of 14C turnover through the microbial biomass in soils incubated with 14C-labelled plant residues. *Soil Biology and Biochemistry*, *27*(6), 777-783. doi: http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(94)00243-T.
- Lemaire, G., Hodgson, J., & Chabbi, A. (2011). *Grassland productivity and ecosystem services*. Wallingford [u.a.]: CABI.

- Lesschen, J. P., Velthof, G. L., de Vries, W., & Kros, J. (2011). Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. *Environmental Pollution*, *159*(11), 3215-3222. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.001.
- Li, C., Salas, W., Zhang, R., Krauter, C., Rotz, A., & Mitloehner, F. (2012). Manure-DNDC: a biogeochemical process model for quantifying greenhouse gas and ammonia emissions from livestock manure systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 93(2), 163-200. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s10705-012-9507-z.
- Li, C. S., Frolking, S., & Frolking, T. A. (1992). A MODEL OF NITROUS-OXIDE EVOLUTION FROM SOIL DRIVEN BY RAINFALL EVENTS .1. MODEL STRUCTURE AND SENSITIVITY. *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH-ATMOSPHERES,* 97(D9), 9759-9776.
- Madramootoo, C. A., Serem, V. K., & Dodds, G. T. (1998). Predicting Nitrate-N leaching under different tillage systems using LEACHM and NTRM.
- Martin, R. (2015). [PaSim Model]. Persönliche Mitteilung.
- Masera, O. R., Garza-Caligaris, J. F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Liski, J., Nabuurs, G. J., Pussinen, A., de Jong, B. H. J., Mohren, G. M. J. (2003). Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling, 164*(2–3), 177-199. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00419-2.
- Menzi, H., Frick, R., & Kaufmann, R. (1997). *Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmaß und technische Beurteilung des Reduktionspotentials* (Vol. 26). Zürich-Reckenholz: FAL.
- Milford, C., Theobald, M. R., Nemitz, E., & Sutton, M. A. (2001). Dynamics of Ammonia Exchange in Response to Cutting and Fertilising in an Intensively-Managed Grassland. *Water, Air and Soil Pollution: Focus, 1*(5), 167-176. doi: http://dx.doi.org/10.1023/A:1013142802662.
- Molina, J. A. E., Clapp, C. E., Shaffer, M. J., Chichester, F. W., & Larson, W. E. (1983).
 NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil: description, calibration, and behavior. *Soil Science Society of America Journal, 47*(1), 85-91.

- Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Sybil, S., & van Cleemput, O. (1999). An overview of the revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology for nitrous oxide from agriculture. *Environmental Science & Policy, 2*(3), 325-333. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S1462-9011(99)00022-2.
- Myhre, G., & Shindell, D. (2013). Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Vol. Chaper 8 - Anthropogenic and Natural Radiative Forcing, pp. 82). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Nakamura, S., Hayashi, K., Omae, H., Ramadjita, T., Dougbedji, F., Shinjo, H., Saidou, A., Tobita, S. (2011). Validation of soil organic carbon dynamics model in the semi-arid tropics in Niger, West Africa. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 89*(3), 375-385. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s10705-010-9402-4.
- Necpálová, M., Anex, R. P., Fienen, M. N., Del Grosso, S. J., Castellano, M. J., Sawyer, J., Iqbal, J., Pantoja, J. L., Barker, D. W. (2015). Understanding the DayCent model: Calibration, sensitivity, and identifiability through inverse modeling. *Environmental Modelling & Software, 66*(0), 110-130. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.12.011.
- Neftel, A., Blatter, A., Schmid, M., Lehmann, B., & Tarakanov, S. V. (2000). An experimental determination of the scale length of N2O in the soil of a grassland. *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH-ATMOSPHERES, 105*(D10), 12095-12103.
- Nemecek, T. (2005). Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau (Vol. 58). Zürich: Agroscope FAL Reckenholz.
- Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O., & Gaillard, G. (2011). Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems*, 104(3), 217-232. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2010.10.002.
- Nemecek, T., Gaillard, G., Freiermuth, R., Antón, A., Wilfart-Monziols, A., & Hermansen, J. (2011 - unveröffentlicht). Good practice for life cycle inventories in agriculture (plant and animal production).

- Nemitz, E., Milford, C., & Sutton, M. A. (2001). A two-layer canopy compensation point model for describing bi-directional biosphere-atmosphere exchange of ammonia. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 127*(573), 815-833. doi: http://dx.doi.org/10.1002/qj.49712757306.
- Neufeldt, H., Schäfer, M., Angenendt, E., Li, C., Kaltschmitt, M., & Zeddies, J. (2006).
 Disaggregated greenhouse gas emission inventories from agriculture via a coupled economic-ecosystem model. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 112*(2–3), 233-240. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.024.
- Nicholson, F. A., Bhogal, A., Chadwick, D., Gill, E., Gooday, R. D., Lord, E., Misselbrook, T.
 Rollett, A. J., Sagoo, E., Smith, K. A., Thorman, R. E., Williams, J. R. Chambers, B. J.
 (2013). An enhanced software tool to support better use of manure nutrients:
 MANNER-NPK. *Soil Use and Management, 29*(4), 473-484. doi: http://dx.doi.org/10.1111/sum.12078.
- Oenema, O. (2011). Nitrogen in current European PoliciesThe European Nitrogen Assessment. Verfügbar in: http://www.nine-esf.org/sites/nineesf.org/files/ena_doc/ENA_pdfs/ENA_c4.pdf. [Abfrage am 16.11.2015].
- O'Brien, D., Brennan, P., Humphreys, J., Ruane, E., & Shalloo, L. (2014). An appraisal of carbon footprint of milk from commercial grass-based dairy farms in Ireland according to a certified life cycle assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 19*(8), 1469-1481. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s11367-014-0755-9.
- Parton, W. J., Hartman, M., Ojima, D., & Schimel, D. (1998). DAYCENT and its land surface submodel: description and testing. *Global and Planetary Change*, *19*(1–4), 35-48. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8181(98)00040-X.
- Parton, W. J., Ojima, D. S., Cole, C. V., & Schimel, D. S. (1994). A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management (pp. 147-167).

- Paustian, K., Ravindranath, N. H., & Amstel, A. v. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Verfügbar in: from http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_01_Ch1_Introduction.pdf. [Abfrage am 30.11.2015]. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan.
- Pervanchon, F., Bockstaller, C., Amiaud, B., Peigné, J., Bernard, P.-Y., Vertès, F., Fiorelli, J., Plantureux, S. (2005). A novel indicator of environmental risks due to nitrogen management on grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 105*(1–2), 1-16. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.06.001.
- Peter, C., Angela, F., Claas, N., & Cristos, X. (2014). Improving the accounting of land-based emissions in Carbon Footprint of agricultural products: comparison between IPCC Tier 1, Tier 2 and Tier 3 approaches. Paper präsentiert auf Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in Agri-Food Sector (LCA Food 2014), 8 10 Oktober 2014, San Francisco, USA. ACLCA, Vashon, WA, USA.
- Petersen, B. M., Knudsen, M. T., Hermansen, J. E., & Halberg, N. (2013). An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, 52, 217-224. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.007.
- Petersen, B. M., Olesen, J. E., & Heidmann, T. (2002). A flexible tool for simulation of soil carbon turnover. *Ecological Modelling*, 151(1), 1-14. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00034-0.
- Pirlo, G. (2012). Cradle-to-farm gate analysis of milk carbon footprint: a descriptive review. ITALIAN JOURNAL OF ANIMAL SCIENCE, 11(1), e20-e20. doi: http://dx.doi.org/10.4081/ijas.2012.e20.
- Plentinger, M. C., & Penning de Vries, F. W. T. (2005). CAMASE. Register of Agroecosystems Models, Version 11. CAMASE; a Concerted Action for the development and testing of quantitative methods for research on agricultural systems and the environment, March 1996. Wageningen: DLO-Research Institute for Agrobiology and Soil Fertility (AB-DLO).
- Ponce-Hernandez, R. (2004). Modelling carbon dynamics in soils Assessing carbon stocks and modelling win-win scenarios of carbon sequestration through land-use changes. Rome: Food and Agriculture Organization.

- Powlson, D. S. (1996). *Evaluation of soil organic matter models: using existing long-term datasets* (Vol. 38). Berlin [u.a.]: Springer [u.a.].
- Rampazzo Todorovic, G., Lair, G. J., & Blum, W. E. H. (2014). Modeling and prediction of C dynamics in soil chronosequences of the critical zone observatory (CZO)
 Marchfeld/Austria. *Catena*, *121*, 53-67. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2014.05.002.
- Rampazzo Todorovic, G., Stemmer, M., Tatzber, M., Katzlberger, C., Spiegel, H., Zehetner,
 F., & Gerzabek, M. H. (2010). Soil-carbon turnover under different crop management:
 Evaluation of RothC-model predictions under Pannonian climate conditions. *Journal* of Plant Nutrition and Soil Science, 173(5), 662-670. doi:
 http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200800311.
- Renaud, L. V., Roelsma, J., & Groenendijk, P. (2005). ANIMO 4.0; user's guide of the ANIMO 4.0 nutrient leaching model (pp. 191). Wageningen: Alterra.
- Richner, W., Oberholzer, H.-R., Freiermuth Knuchelf, R., Huguenin, O., Ott, S., Nemecek, T., & Walther, U. (2014). Modell zur Beurteilung der Nitratauswaschung 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, Version 2.0. Verfügbar in: http://www.agroscope.admin.ch/publikationen/suche/mitarbeiterpublikationen/index.ht ml?lang=en&mid=513. [Abfrage am 17.04.2015].
- Richner, W., Oberholzer, H.-R., Freiermutz, R., Huguenin, O., & Walther, U. (2006). Modell zur Beurteilung des Nitratauswaschungspotenzials in Ökobilanzen SALCA-Nitrat.
 25. Agroscope.
- Riedo, M., Grub, A., Rosset, M., & Fuhrer, J. (1998). A pasture simulation model for dry matter production, and fluxes of carbon, nitrogen, water and energy. *Ecological Modelling*, *105*(2–3), 141-183. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00110-5.
- Riedo, M., Milford, C., Schmid, M., & Sutton, M. A. (2002). Coupling soil–plant–atmosphere exchange of ammonia with ecosystem functioning in grasslands. *Ecological Modelling*, 158(1), 83-110. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00169-2.
- Roidmayr, F. (2015 in Arbeit). *Stickstoffmodellierung in Agrarökobilanzen Bestehende Modelle und Verbesserungsansätze.* Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Rothamsted Research. (2015). Rothamsted Carbon Model (Roth-C), Verfügbar in: http://www.rothamsted.ac.uk/sustainable-soils-and-grassland-systems/rothamstedcarbon-model-rothc. [Abfrage am 19.10.2015].
- Rudaz, A. O., Wälti, E., Kyburz, G., Lehmann, P., & Fuhrer, J. (1999). Temporal variation in N2O and N2 fluxes from a permanent pasture in Switzerland in relation to management, soil water content and soil temperature. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 73*(1), 83-91. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00005-5.
- Ruget, F., Satger, S., Volaire, F., & Lelièvre, F. (2009). Modeling tiller density, growth, and yield of mediterranean perennial grasslands with STICS. *Crop Science*, 49(6), 2379-2385. doi: http://dx.doi.org/10.2135/cropsci2009.06.0323.
- Rykiel, E. J. (1996). Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, *90*(3), 229-244. doi: http://dx.doi.org/10.1016/0304-3800(95)00152-2.
- Saaty, T. L. (1990). *Multicriteria decision making the analytic hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation* (Vol. 1). Pittsburgh, Pa: RWS Publications.
- Saggar, S., Andrew, R. M., Tate, K. R., Hedley, C. B., Rodda, N. J., & Townsend, J. A. (2004). Modelling nitrous oxide emissions from dairy-grazed pastures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 68*(3), 243-255. doi: http://dx.doi.org/10.1023/B:FRES.0000019463.92440.a3.
- Saggar, S., Giltrap, D. L., Li, C., & Tate, K. R. (2007). Modelling nitrous oxide emissions from grazed grasslands in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 119*(1), 205-216. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.010.
- Schau, E. M., & Fet, A. M. (2008). LCA studies of food products as background for environmental product declarations. *INTERNATIONAL JOURNAL OF LIFE CYCLE* ASSESSMENT, 13(3), 255-264. doi: http://dx.doi.org/10.1065/Ica2007.12.372.

- Schelhaas, M. J., Esch, P. W. v., Groen, T. A., Jong, B. H. J. d., Kanninen, M., Liski, J.,
 Masera, O., Mohren, G. M. J., Nabuurs, G. J., Palosuo, T., Pedroni, L., Vallejo, A.,
 Vilén, T. (2004). CO2FIX V 3.1 A modelling framework for quantifying carbon
 sequestration in forest ecosystems (pp. 122): Alterra Centrum Ecosystemen.
- Schils, R. L. M., Haan, M. H. A. d., Hemmer, J. G. A., Pol-van Dasselaar, A. v. d., de Boer, J. A., Evers, A. G., Holshof, G., van Middelkoop, J., Zom, R. L. G. (2007). DairyWise, A Whole-Farm Dairy Model. *Journal of Dairy Science, 90*(11), 5334-5346. doi: http://dx.doi.org/10.3168/jds.2006-842.
- Schils, R. L. M., Olesen, J. E., del Prado, A., & Soussana, J. F. (2007). A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livestock Science*, *112*(3), 240-251. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.005.
- Schmid, M., Fuhrer, J., & Neftel, A. (2001a). Nitrous Oxide Concentrations in the Soil of a Mown Grassland: Comparison of Model Results with Soil Profile Measurements. *Water, Air and Soil Pollution: Focus, 1*(5), 437-446. doi: http://dx.doi.org/10.1023/A:1013158028103.
- Schmid, M., Neftel, A., & Fuhrer, J. (2000). *Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft* (Vol. 33). Liebefeld, Bern: Eidgenöss. Forschungsanstalt für Agrarökologie u. Landbau.
- Schmid, M., Neftel, A., Riedo, M., & Fuhrer, J. (2001). Process-based modelling of nitrous oxide emissions from different nitrogen sources in mown grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 60*(1), 177-187. doi: http://dx.doi.org/10.1023/A:1012694218748.
- Schmidt, T. G. (2004). Integrierte Methodik zur ökologischen und ökonomischen Analysen von Agrarsystemen unter Berücksichtigung von Unsicherheiten. Dissertation/Thesis, Leipzig.
- Scholefield, D., Lockyer, D. R., Whitehead, D. C., & Tyson, K. C. (1991). A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. *Plant* and Soil, 132(2), 165-177. doi: http://dx.doi.org/10.1007/BF00010397.

- Schwaiger, M., Hofer, O., Fehrer, R., & Brier, K. (2014). Grüner Bericht 2014. Wien: Verfügbar in: http://www.gruenerbericht.at/cm3/download/summary/82-gruenerbericht-oesterreich/1392-gruener-bericht-2014.html. [Abfrage am 21.04.2015].
- Schwinning, S., & Parsons, A. J. (1996). A Spatially Explicit Population Model of Stoloniferous N-Fixing Legumes in Mixed Pasture with Grass. *Journal of Ecology*, *84*(6), 815-826. doi: http://dx.doi.org/10.2307/2960554.
- Schütze, G., & Geupel, M. (s.a.). Stickstoff Zuviel des Guten. Verfügbar in: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4058.pdf. [Abfrage am 12.05.2015].
- Shaffer, M. J. (2001). *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. Boca Raton, Fla. [u.a.]: Lewis Publ.
- Smith, J., Gottschalk, P., Bellarby, J., Richards, M., Najak, D., Coleman, K., Hillier, J.
 Flynn, H., Wattenbach, M., Aitkenhead, M., Yeluripurti, J., Farmer, J. Smith, P.
 (2010). Model to Estimate Carbon in Organic Soils Sequestration and Emissions
 (ECOSSE) UserManual. Institute of Biological and Environmental Sciences, University of Aberdeen.
- Smith, J., Richards, M., Hillier, J., Flynn, H., Wattenbach, M., Aitkenhead, M., Yeluripati, J.,
 Farmer, J., Milne, R., Thomson, A., Evans, C., Gottschalk, P., Whitmore, A., Falloon,
 P., Smith, P., Bellarby, J., Chapman, S., Lilly, A., Towers, W., Bell, J., Coleman, K.,
 Nayak, D. (2010). Estimating changes in Scottish soil carbon stocks using ecosse. I.
 Model description and uncertainties. *Climate Research*, 45(1), 179-192. doi: http://dx.doi.org/10.3354/cr00899.
- Smith, J. U., Bradbury, N. J., & Addiscott, T. M. (1996). SUNDIAL: A PC-based system for simulating nitrogen dynamics in arable land. AGRONOMY JOURNAL, 88(1), 38-43. doi: http://dx.doi.org/10.2134/agronj1996.00021962008800010008x
- Smith, P., Smith, J., Flynn, H., Killham, K., Rangel-Castro, I., Foereid, B., Aitkenhead, Matt Chapman, S., Towers, W., Bell, J., Lumsdon, D., Milne, R., Thomson, A., Simmons, I., Skiba, U., Reynolds, B., Evans, C., Frogbrook, Z., Bradley, I., Withmore, A., Fallon, P. (2007). ECOSSE – ESTIMATING CARBON IN ORGANIC SOILS SEQUESTRATION AND EMISSIONS. Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department.

- Smith, P., Smith, J. U., Powlson, D. S., McGill, W. B., Arah, J. R. M., Chertov, O. G.,
 Coleman, K., Franko, U., Frolking, S., Jenkinson, D. S., Jensen, L. S., Kelly, R. H.,
 Klein-Gunnewiek, H., Komarov, A. S., Li, C., Molina, J. A. E., Mueller, T., Parton, W.
 J., Thornley, J. H. M. Whitmore, A. P. (1997). A comparison of the performance of
 nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81(1-2), 153-225. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00087-6.
- Stehfest, E., & Bouwman, A. F. (2006). N2O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 74*(3), 207-228. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s10705-006-9000-7.
- Stehfest, E., & Müller, C. (2004). Simulation of N2O emissions from a urine-affected pasture in New Zealand with the ecosystem model DayCent. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres, 109*(3), 1 -7.
- Stenger, R., Priesack, E., Barkle, G., & Sperr, C. (1999). Expert-N A tool for simulating nitrogen and carbon dynamics in the soil-plant-atmosphere system *Proceedings Technical Session 20: Modelling of Land Treatment Systems*. New Plymouth: The New Zealand Land Treatment Collective.
- Stingl, V. (2011). Modellierung von Stoffkreisläufen im Boden an zwei Österreichischen Waldstandorten mittels MoBiLE-DNDC2. Dissertation/Thesis.
- Stöckl, C. (2006). Konzeption und Evalutation eines Kriterienkataloges für rechnergestützte Befundermittlung zur kooperativen Versorgung. Doktor, Medizinische Universität Innsbruch, Innsbruck. Verfügbar in: http://iig.umit.at/dokumente/phd_stoeckl.pdf. [Abfrage am: 23.05.2015].
- Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven,
 H., Grizzetti, B. (2011). *European Nitrogen Assessment Sources, Effects and Policy Perspectives.* New York: Cambridge University Press.
- Søgaard, H. T., Sommer, S. G., Hutchings, N. J., Huijsmans, J. F. M., Bussink, D. W., & Nicholson, F. (2002). Ammonia volatilization from field-applied animal slurry—the ALFAM model. *Atmospheric Environment, 36*(20), 3309-3319. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00300-X.

- Taghizadeh-Toosi, A., Christensen, B. T., Hutchings, N. J., Vejlin, J., Katterer, T., Glendining, M., & Olesen, J. E. (2014). C-TOOL: A simple model for simulating whole-profile carbon storage in temperate agricultural soils. *ECOLOGICAL MODELLING*, 292, 11-25. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.016.
- Thorman, R. E., Hansen, M. N., Misselbrook, T. H., & Sommer, S. G. (2008). Algorithm for estimating the crop height effect on ammonia emission from slurry applied to cereal fields and grassland. *Agronomy for Sustainable Development, 28*(3), 373-378. doi: http://dx.doi.org/10.1051/agro:2008013.
- Thornley, J. H. M. (1998). *Grassland dynamics: an ecosystem simulation model*. Wallingford, Oxon [u.a.]: CAB Internat.
- UFZ. (2015a). Candy, Verfügbar in: http://www.ufz.de/index.php?de=14007. [Abfrage am 17.09.2015].
- UFZ. (2015b). CCB Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ Forschen für die Umwelt. Verfügbar in: http://www.ufz.de/index.php?de=13999. [Abfrage am 02.11.2015].
- University of New Hampshire. (2012). User's Guide for the DNDC Model (Version 9.5): Institute for the Study of Earth, Oceans and Space.
- van Ittersum, M. K., & Donatelli, M. (2003). Modelling cropping systems—highlights of the symposium and preface to the special issues. *European Journal of Agronomy, 18*(3–4), 187-197. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00095-3.
- Vellinga, T. V., Blonk, H., Marinussen, M., Zeist, W. J. v., & Starmans, D. A. J. (2013).
 Methodology used in FeedPrint: a tool quantifying greenhouse gas emissions of feed production and utilization (pp. 108). Lelystad: Wageningen UR Livestock Research.
- Ven, G. W. J. v. d. (1992). *GRASMOD : a grassland management model to calculate nitrogen losses from grassland*. Wageningen: CABO-DLO.
- Ven, G. W. J. v. d. (1996). A mathematical approach to comparing environmental and economic goals in dairy farming on sandy soils in the Netherlands. Proefschrift Wageningen, Van de Ven, [S.I.]. Verfügbar in: http://edepot.wur.nl/137971. [Abfrage am 07.09.2015].

- Ven, G. W. J. v. d. (1997). Register of Ecological Models: GRASMOD. Verfügbar in: http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/grasmod.html. [Abfrage am 09.10.2015].
- Ven, G. W. J. v. d., & Conijn, J. G. (1997). Protocol for input and output data of the simulation models NTEGRATE, GRASMOD and the Dairy Farming Model.
- Ven, G. W. J. v. d., & Keulen, v. H. (2007). A mathematical approach to comparing environmental and economic goals in dairy farming: Identifying strategic development options. *Agricultural Systems*, 94(2), 231-246. doi: 10.1016/j.agsy.2006.09.002.
- Verchot, L., Krug, T., Lasco, R. D., Ogle, S., & Raison, J. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Verfügbar in: http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_06_Ch6_Grassland.pdf. [Abfrage am: 18.08.2015]. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan.
- Vermorel, M., Jouany, J. P., Eugène, M., Sauvant, D., Noblet, J., & Dourmad, J. Y. (2008).
 Evaluation quantitative des émissions de méthane entérique par les animaux
 d'élevage en 2007 en France. *Productions Animales*, *21*(5), 403-418.
- Vleeshouwers, L. M., & Verhagen, A. (2001). CESAR : a model for carbon emission and sequestration by agricultural land use: Plant Research International.
- Vuichard, N., Cécile, M., Jean-François, S., Philippe, C., Nicolas, V., Christof, A., Pierluigi, C., Clifton-Brown, J., Fuhrer, J., Mike, J. (2007). Estimating the greenhouse gas fluxes of European grasslands with a process-based model: 1. Model evaluation from in situ measurements. *Global Biogeochemical Cycles, 21*(1), GB1004. doi: http://dx.doi.org/10.1029/2005GB002611.
- Wageningen UR. (2015). ANIMO General description. Verfügbar in: http://www.wageningenur.nl/en/Expertise-Services/Research-Institutes/alterra/Facilities-Products/Software-and-models/ANIMO/Description.htm. [Abfrage am 19.06.2015].
- Wainwright, J., & Mulligan, M. (2004). *Environmental modelling: finding simplicity in complexity*. New York [u.a]: Wiley.

- Wolf, J., Broeke, M. J. D. H. T., & Rötter, R. (2005). Simulation of nitrogen leaching in sandy soils in the Netherlands with the ANIMO model and the integrated modelling system STONE. Agriculture, Ecosystems and Environment, 105(3), 523-540. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.07.010.
- Wu, L., McGechan, M. B., McRoberts, N., Baddeley, J. A., & Watson, C. A. (2007).
 SPACSYS: Integration of a 3D root architecture component to carbon, nitrogen and water cycling—Model description. *Ecological Modelling, 200*(3), 343-359. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.08.010.
- Wu, L., Rees, R. M., Tarsitano, D., Zhang, X., Jones, S. K., & Whitmore, A. P. (2015).
 Simulation of nitrous oxide emissions at field scale using the SPACSYS model.
 Science of The Total Environment, 530–531, 76-86. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.064.
- Yan, M.-J., Humphreys, J., & Holden, N. M. (2011). An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 372-379. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.025.
- Yeluripati, J. B., del Prado, A., Sanz-Cobeña, A., Rees, R. M., Li, C., Chadwick, D., . . .
 Smith, P. (2015). Global Research Alliance Modelling Platform (GRAMP): An open web platform for modelling greenhouse gas emissions from agro-ecosystems. *Computers and Electronics in Agriculture, 111*, 112-120. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.compag.2014.11.016.
- Zell, C. (2010). Consideration of Biogenous Carbon Sequestration in the Scope of Life Cycle Assessment. Bachelor of Science, Universität Tübingen, Echterdingen / Tübingen.

9. Anhang – Kurzbeschreibung der recherchierten Modelle

Dieses Kapitel spiegelt den ersten Ergebnisteil der Arbeit wieder. Hier werden 33 schlagbezogene Stickstoffmodelle, Kohlenstoffmodelle und kombinierte Modelle kurz beschrieben und anhand der Mindestkriterien bewertet. Die Mindestkriterien legen fest, ob ein Modell grundlegenden Anforderungen entspricht und über die Bewertungskriterien bewertet wird. Die Modelle sind kapitelweise nach reinen C-Modellen, reinen N-Modellen und kombinierten C/N-Modellen gegliedert. Außerdem sind 5 betriebsbezogene Modelle kurz beschrieben.

9.1. C-Modelle

9.1.1. C-Tool

Das C-Tool Modell wurde von Petersen et al. (2002) erstmals beschrieben und berechnet die mittel-, bis langfristige Speicherung von SOC in Mineralböden. Es benötigt weniger Inputdaten als vergleichbare Modelle wie z.B. Roth-C (Kapitel 9.3.3) oder CENTURY (Kapitel 9.1.5). Die benötigten Inputdaten umfassen den C-Gehalt des Bodens, die monatliche Lufttemperatur, die C-Inputs aus Dünger und Stroh sowie Informationen zur angebauten Frucht und deren Erträge (Taghizadeh-Toosi et al., 2014). Petersen et al. (2013) haben das C-Tool für die Modellierung der C-Sequestrierung in einer Agrarökobilanzstudie angewendet, weil das C-Tool –im Gegensatz zur IPCC Tier 1 Methode- sowohl den Ober- als auch Unterboden in die Modellierung miteinbezieht.

Bewertung der Mindestkriterien:

- 1. Das Modell kann auf Grünlandflächen angewendet werden.
- Die Modellkomponenten sind beschrieben und verfügbar. Der von Petersen et al. (2002) angegebenen Downloadlink (http://www.agrsci.dk/c-tool) f
 ür die Software ist allerdings nicht aktuell.
- 3. Das C-Tool wurde 2002 entwickelt. Ein Nachfolgemodell ist nicht bekannt.
- 4. Die Auswertungen des Modells beziehen sich auf einen Hektar, sind also schlagbezogen und inkludieren die Anwendung von Wirtschaftsdünger.
- 5. Nach Taghizadeh-Toosi et al. (2014) hat eine Evaluierung des Modells aufgrund fehlender Daten zur SOC Speicherung im Unterboden bisher nicht stattgefunden.

9.1.2. CESAR

CESAR (Carbon Emission and Sequestration by AgRiculture land use) wurde im Jahr 2001 an der Universität Wageningen (University & Research centre) am Institut "Plant Research International" entwickelt. Es simuliert C-Flüsse in landwirtschaftlich genutzten Böden auf der regionalen Ebene (0,5 x 0,5° Raster) mit einer jährlichen Zeitauflösung. CESAR kalkuliert den C-Input aus Pflanzenrückständen und den C-Output aus der Zersetzung organischen Materials. Es wird zwischen vier C-Pools unterschieden: C in lebender Biomasse, C in geernteter Trockenmasse, C in Pflanzenrückständen sowie C im organischen Bodenmaterial. Das Modell benötigt eine Vielzahl an Inputdaten (Vleeshouwers & Verhagen, 2001).

Bewertung der Mindestkriterien: Da es sich bei CESAR um kein schlagbezogenes Modell handelt, sondern für regionale Anwendungen gedacht ist, kommt es für eine weitere Betrachtung im Sinne der Beurteilungskriterien nicht in Frage.

9.1.3. CCB – Candy Carbon Balance

CCB (Candy Carbon Balance) wurde vom Zentrum für Umweltforschung (UFZ) in Leipzig (Deutschland) entwickelt und stellt eine vereinfachte Version des CANDY Modells (siehe Kapitel 9.3.2) dar, um die praktische Anwendung zu erleichtern. CCB arbeitet im Gegensatz zu CANDY in jährlichen Zeitschritten (Franko et al., 2011), kommt mit wenigen Inputdaten aus und berechnet daraus die Humus- und N-Bilanz (UFZ, 2015b).

Bewertung der Mindestkriterien:

- 1. Die Anwendung auf Grünland ist aufgrund der Validierung (siehe Punkt 5) für Kleegras gegeben.
- 2. Die Modellkomponenten sind beschrieben und verfügbar. Eine Software steht gratis zum Download unter http://www.ufz.de/index.php?de=13999 zur Verfügung.
- 3. Das CCB Modell wurde aus Gründen der praktikablen Anwendung 2011 entwickelt.
- 4. CCB ist schlagbezogen und beinhaltet organische und mineralische Düngervarianten.
- 5. Die C-Dynamik des Modells wurde von Franko et al. (2011) mittels eines Datensatzes bestehend aus 40 Langzeitexperimenten in Mitteleuropa statistisch validiert. Der Datensatz beinhaltet neben Ackerfrüchten auch Kleegras und steht daher stellvertretend als gültige Validierung für Grünland.
- 6. Die erforderlichen Inputdaten und Modifizierung der Modellparameter erfolgen durch den Anwender in der Softwareapplikation.
- 7. Das Modell erfordert mindestens 8 Inputdateneingaben.

9.1.4. CO2FIX

CO2FIX wurde am Forschungsinstitut Alterra der Universtität Wageningen (Niederlande) entwickelt. Die aktuellste zum Download verfügbare Version ist V3.1. CO2FIX modelliert C-Flüsse der Biomasse, des organischen Bodenmaterials und der Holzproduktkette für Forstflächen mit einer Zeitauflösung von einem Jahr und einer räumlichen Auflösung von einem Hektar. Ursprünglich für die Bewertung von C-Bilanzen in Waldökosystemen entwickelt, kann CO2FIX soweit parametrisiert werden, um C-Flüsse für Grünland darzustellen. Groen, Nabuurs & Schelhaas (2006) beschreiben zwar eine Anwendung des Modells für eine überweidete Grünlandfläche in Zentralamerika, die beabsichtigte Anwendung des Modells ist dennoch ausdrücklich für Forstsysteme angedacht (Schelhaas et al., 2004). Eine Validierung der Version 2 des Modells für Forstsysteme haben Masera et al. (2003) vorgenommen.

Bewertung der Mindestkriterien: Ob eine Validierung des Modells für Grünlandflächen stattgefunden hat ist nicht bekannt. Da Schelhaas et al. (2004) die Anwendung ausdrücklich für Forstsysteme empfehlen, wird das Modell nicht für eine qualitative Bewertung in Betracht gezogen.

9.1.5. Roth-C 26.3

Das Roth-C (Rothamsted Carbon Model) wurde am Agrarforschungsinstitut Rothamsted Research entwickelt. Ursprünglich für Versuchsflächen von Rothamsted Research entwickelt, wurde es später für Grünland und Forstflächen weiterentwickelt unter Einbezug unterschiedlicher Böden und Klimaverhältnissen. Roth-C ist ein Modell, das den Umsatz von organischem Kohlenstoff im wasserungesättigten Oberboden beschreibt. In monatlichen Zeitschritten berechnet es den organischen Boden-C, mikrobielle Biomassen-C und Δ^{14} C über einen Zeitraum von mehreren Jahren oder Jahrhunderten. Es ermöglicht daher langfristige Trends zu simulieren (Coleman & Jenkinson, 2014).

Insgesamt sind 9 Inputdaten notwendig: Monatlicher NS (mm), monatliche Evaporation (mm), Monatliche durchschnittliche Lufttemperatur (°C), Lehmanteil des Bodens (%), eine Schätzung der Abbaubarkeit von Pflanzenbiomasse durch das DPM/RPM Verhältnis, Bodenbedeckung, monatlicher Input von Pflanzenresten (t C / ha), monatlicher Festmisteintrag (t C / ha), Tiefe der untersuchten Bodenschicht (cm). Als Output berechnet das Modell die C-Mengen in den vier Bereichen DPM, RPM, BIO und HUM. Pro Bereich wird der CO₂-C modelliert (Coleman & Jenkinson, 2014).

- 1. Das Modell kann auf Grünlandflächen angewendet werden.
- Die Modellkomponenten sind beschrieben und verfügbar. Verschiedene Versionen der Software stehen nach Registrierung auf http://www.rothamsted.ac.uk/sustainablesoils-and-grassland-systems/rothamsted-carbon-model-rothc zum Download zur Verfügung.
- 3. Die aktuellste Version 2.1 stammt aus dem Jahr 2009.
- 4. Die Auswertungen des Modells beziehen sich auf einen Hektar und inkludieren die Düngeranwendung in Form von Festmist.

- 5. Die Performance von Roth-C zur Simulierung langfristiger SOC-Dynamik wurde beispielsweise in Westafrika für sandige Böden statistisch getestet (Nakamura et al., 2011), wobei diese Ergebnisse aber aufgrund der geographischen Lage der Region nicht betrachtet werden. Rampazzo Todorovic et al. (2014) stellen modellierte und gemessene TOC-Werte gegenüber. Eine Validierung der C-Dynamik für 7 verschiedene Langzeitexperimente, u.a. Grünland, wurde von Smith et al. (1997) durchgeführt. Alle angeführten Quellen beziehen sich auf langfristige Trends der C-Dynamik.
- 6. Die Modellparameterdaten können im Zuge der Dateneingabe in der Softwareanwendung vom Anwender eingegeben werden. Dabei ist abhängig vom Simulationsmodus mindestens die Angabe zur Menge inerten organischen Bodenkohlenstoffs pro Hektar notwendig. Die Version (2.0) des Modells wird Rothamsted Research (2015) zufolge nicht viel außerhalb von Rothamsted genutzt und es wird auf mögliche Modellfehler hingewiesen (Rothamsted Research, 2015). Rampazzo Todorovic et al. (2010) haben das Roth-C 26.3 für pannonische Klimaverhältnisse angepasst. Neben der Modellierung von Ackerkulturen (Zuckerrübe und Sommerweizen) wurde brachliegendes Grünland berücksichtigt.
- 7. Es sind 9 Inputdaten notwendig.

9.1.6. SOCRATES

SOCRATES (Soil Organic Carbon Reserves And Transformations in EcoSystems) ist ein einfaches C-Modell, das mit wenigen Inputdaten auskommt. Es wurde am "Institute for Future Environments" an der technischen Universität Queensland entwickelt, um langfristige C-Dynamiken von Landnutzung und Landnutzungsänderungen zu simulieren. Das Modell basiert auf wöchentlichen Zeitschritten. Eine webbasierte Anwendung ist unter http://socrates.n2o.net.au/main frei verfügbar (P. R. Grace et al., 2006).

- 1. SOCRATES kann für Grünlandflächen angewendet werden.
- 2. Die Modellkomponenten sind beschrieben und verfügbar. Eine webbasierte Anwendung steht kostenfrei zur Verfügung.
- 3. SOCRATES wurde 1995 erstmals beschrieben. Ein Nachfolgemodell ist nicht bekannt.
- 4. Das Modell ist schlagbezogen und berücksichtigt die Düngeranwendung.
- 5. Die Validierung für Grünlandflächen hat stattgefunden und die Ergebnisse sind verfügbar.
- 6. Die erforderlichen Inputdaten und Modifizierung der Modellparameter erfolgen durch den Anwender im webbasierten Tool.

7. Das Modell erfordert mindestens 10 Inputdateneingaben.

9.2. N-Modelle

9.2.1. ALFAM

ALFAM (Ammonia Loss from Field Applied Manure) ist ein nichtlineares Regressionsmodell und modelliert die NH₃ Emission aus Flüssigmist. ALFAM wurde vom dänischen Institut für Agrarwissenschaften in Zusammenarbeit mit weiteren europäischen Forschungsinstituten entwickelt. Da Messungen zu NH₃ Verflüchtigung teuer sind und sich für gewöhnlich nur auf ein bis zwei Einflussfaktoren fokussieren, wurde aus zahlreichen einzelnen Messergebnissen eine einheitliche Datenbank erstellt und mit Klima-, Boden- und Managementdaten kombiniert (Cannavo et al., 2008). Die Daten stammen aus sieben europäischen Ländern (Dänemark, Italien, Niederlande, Norwegen, Schweden, Schweiz und Großbritannien). ALFAM gibt die Ammoniakverflüchtigung entweder als % zum angewendeten TAN oder als kg / ha über die Zeit von 150 h ab dem Ausbringungszeitpunkt an (Søgaard et al., 2002). Bewertung der Mindeskriterien:

- 1. ALFAM ist auf Grünlandflächen anwendbar.
- Die Regressionsgleichung die aus der Datenbasis abgeleitet wurde ist beschrieben. Zudem steht das Modell als Excelsheet unter http://www.alfam.dk/ frei zum Download zur Verfügung.
- 3. Das Modell stammt aus dem Jahr 2002. Eine Aktualisierung ist nicht bekannt.
- 4. Das Modell ist schlagbezogen und enthält verschiedene Wirtschaftsdünger.
- Das Regressionsmodell wurde anhand des Datensets von Hansen et al. (2002) f
 ür eine Gr
 ünlandfl
 äche getestet (S
 øgaard et al., 2002). Die Messdaten stammen aus D
 änemark.
- 7. Das Modell erfordert 10 Inputdaten.

9.2.2. CERES

CERES (Crop Estimation through Resource and Environment Synthesis) ist eine Modellfamilie, welche auf die Simulation von Pflanzenwachstum und –ertrag ausgelegt ist. Sie enthält aber auch Komponenten, welche N-Bilanzen für das Pflanzen- und Bodensystem berechnet (Gerakis et al., 2006). CERES ist nach Cannavo et al. (2008) das meistpublizierteste Modell unter 62 N-Modellen.

Bewertung der Mindeskriterien: Da CERES nur auf Ackerfrüchte ausgelegt ist, wird es im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter behandelt.

9.2.3. GLEAMS

GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) wurde an der University of Georgia entwickelt, um den Einfluss von Managementpraktiken auf potentielle Pestizid- und Nährstoffauswaschung innerhalb, durch und unterhalb der Wurzelzone auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zu modellieren. Es kann auch auf der Betriebsebene für die Bewertung von Managemententscheidungen auf die Wasserqualität verwendet werden (Shaffer, 2001). Zusätzlich berechnet GLEAMS den Oberflächenabfluss und die Bodenerosion, ist schlagebezogen und arbeitet in täglichen Zeitschritten (Knisel & Douglas-Mankin, 2012).

Bewertung der Mindeskriterien: Die Literaturrecherche hat keine publizierten Anwendungsbeispiele für Grünlandflächen ergeben.

9.2.4. GRASMOD

Die Beschreibung bezieht sich, sofern nicht anders angegeben auf Ven (1992).

GRASMOD (GRASsland management MODel to calculate nitrogen losses from grassland) wurde am Center for Agrobiological Research and Soil Fertility (Wageningen) entwickelt, um die Stickstoffin- und outputs für Dauergrünlandsysteme zu quantifizieren. GRASMOD simuliert N- und Kaliumflüsse. Der Schwerpunkt des Models liegt auf der Beziehung zwischen Pflanzenproduktion und der N-Nutzungseffizienz. Das Modell unterscheidet zwischen mehreren Produktionssystemen (Zeitspanne der Beweidung, Prozentueller Anteil der Mahd, Zusatz von Maissilage, Düngeranwendungsrate, Milchproduktion / Milchkuh und Jahr). Die Outputs sind u.a. organische und anorganische N-Bilanzen für Grünland und Milchkühe. Die räumliche und zeitliche Auflösung der Outputs bezieht sich auf einen Hektar auf jährlicher Basis.

- 1. GRASMOD ist speziell auf Dauergrünlandsysteme ausgelegt.
- Die verfügbaren Modellkomponenten und mathematischen Formulierungen in GRASMOD beziehen sich auf gut drainierte, sandige Böden. Um die Softwareanwendung zu erhalten, ist ein kostenpflichtiger Vertrag notwendig (Ven, 1997).
- Das Modell stammt aus dem Jahr 1992. GRASMOD ist in einem später entwickelten betriebsbezogenen Modell namens "Dairy Farming Model" integriert. Es kann aber auch als "stand-alone"-Modell angewendet werden (Ven, 1996).

- 4. GRASMOD ist schlagbezogen. Es sind anorganische Dünger und Wirtschaftsdünger im Modell berücksichtigt.
- 5. Validierungsergebnisse der Modelloutputs bezüglich des Trockenmasseertrags und Nitratverlusten sind verfügbar (Ven, 1996; Ven & Keulen, 2007).
- 7. GRASMOD erfordert über 30 Inputdaten (Ven & Conijn, 1997).

9.2.5. 1_{N losses}

Die Beschreibung bezieht sich, sofern nicht anders angegeben auf Pervanchon et al. (2005). Der Indikator *I*_{N losses} wurde am Institut für Umwelt und Ackerbau am INRA (französisches Institut für Agrarforschung) entwickelt und berechnet die wichtigsten N-Flüsse (NH₃, N₂O, NO und NO₃⁻) speziell für Grünlandsysteme. Das Ziel des Indikators besteht darin, über einfache N-Bilanzen hinaus, detaillierte und ausführliche Informationen über die Wirkungen von Managemententscheidungen im Grünlandsystem auf die Luft- und Wasserqualität bereit zu stellen. Die Berechnungen beziehen sich auf die Schlagebene für den Zeitraum von einem Jahr. Der Indikator liefert Informationen auf drei Ebenen:

- 1) Die erste Ebene liefert, auf einer Skala von 0 (hohes Risiko) bis 10 (kein Risiko), Informationen zum gesamten Verschmutzungsrisiko auf die Umwelt.
- Die zweite Informationsebene liefert, auf einer Skala von 0 (hohes Risiko) bis 10 (kein Risiko), Ergebnisse zum Verschmutzungsrisiko der einzelnen N-Flüsse mittels Subindikatoren (I_{NH3}, I_{N20}, I_{N0}, I_{N03})
- 3) Auf der dritten Ebene gibt der Indikator N-Verluste in Wasser und Luft in kg N / ha und Jahr an.

- 1. *I*_{N losses} ist speziell auf Grünlandsysteme ausgelegt.
- 2. Die Modellkomponenten, die zur Berechnung der einzelnen N-Flüsse dienen, sind verfügbar.
- 3. Das Modell stammt aus dem Jahr 2005. Eine Weiterentwicklung des Indikators ist nicht bekannt.
- 4. *I*_{N losses} ist schlagebezogen und berücksichtigt die Ausbringung von organischem und anorganischem Dünger.
- 5. Eine Validierung wurde für diverse Boden- und Klimabedingungen, wie sie in Westund Ostfrankreich vorherrschen durchgeführt. Es wird von den Autoren darauf hingewiesen, dass die Notwendigkeit besteht, die Outputs mit Langzeitdatensätzen zu vergleichen.
- 6. Die Parameterdaten sind auf französische Bedingungen abgestimmt.

 Der Indikator I_{NLOSSES} stellt eine Emissionstabelle, auf Basis von vier Managementszenarien f
ür alle relevanten N-Emissionen zur Verf
ügung. Daher werden keine Inputdaten ben
ötigt.

9.2.6. MANNER

MANNER (MANure Nitrogen Evaluation Routine) ist vom ADAS Research Centre (GB) entwickelt worden, um die N-Dynamik für die Anwendung verschiedenster organischer Wirtschaftsdünger zu simulieren. MANNER wurde aufgrund von Useranfragen zu einer neuen Version - MANNER-NPK – weiterentwickelt, welches neuere wissenschaftliche Erkenntnisse in das Modell integriert (Nicholson et al., 2013). Da das Mindestkriterium "Aktualität" nicht erfüllt ist wird das Modell im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter behandelt.

9.2.7. MANNER-NPK

Die Beschreibung bezieht sich, sofern nicht anders angegeben auf Nicholson et al. (2013). MANNER-NPK (MANure Nutrient Evaluation Routine) ist die Weiterentwicklung von MANNER (siehe Kapitel 9.2.9). Es simuliert die ökologischen Auswirkungen der Anwendung von organischem Rinder-, Schweine- und Geflügeldünger sowie Festmist auf Acker- und Grünlandflächen. Neben überarbeiteten N-Flüssen (NH₃ Verflüchtigung, NO₃⁻ Auswaschung, N₂O/N₂ Emissionen und Mineralisierung) wird zusätzlich die Verfügbarkeit von Phosphor, Kalium, Schwefel und Magnesiumverfügbarkeit modelliert. Die Software ist nach Registrierung auf http://www.planet4farmers.co.uk/Manner gratis erhältlich. Bei Eingabe der Hof- und Felddaten ist eine Postleitzahl einzugeben, der dann die Klimadaten zugewiesen werden. Es sind nur Eingaben von Postleitzahlen aus Großbritannien, Schottland und Nordirland möglich.

- 1. MANNER ist für Grünlandflächen anwendbar.
- 2. Die Modellkomponenten sind beschrieben und verfügbar.
- 3. Das Modell stammt aus dem Jahr 2013 und ist eine Erweiterung von MANNER (siehe Kapitel 9.2.9). Eine Aktualisierung ist nicht bekannt.
- 4. Die Anwendung von MANNER ist schlagbezogen. Es simuliert exklusiv die N-Dynamik durch die Düngeranwendung.
- MANNER-NPK wurde validiert und Ergebnisse sind verfügbar (Nicholson et al., 2013). Ein Teil der Messwerte denen die Modellwerte gegenübergestellt worden sind, sind aus Experimenten von Grünlandflächen entnommen.

6. Die in MANNER-NPK fix vorgegebenen Wetterdaten sind auf die Regionen Großbritannien, Schottland und Nordirland beschränkt und werden nach Eingabe einer spezifischen Postleitzahl von der Software der Region zugewiesen.

9.2.8. NTRM

Das NTRM Modell (Nitrogen-Tillage-Residue Management) wurde am Agricultural Research Service des United States Department of Agriculture (USDA-ARS) entwickelt. Es berechnet Änderungen des Nitrathaushaltes, die sich aus der Zersetzung von Pflanzenresten, Mineralisierung, Immobilisierung, Nitrifikation und Denitrifikation ergibt (Madramootoo, Serem, & Dodds, 1998).

Bewertung der Mindestkriterien:

NTRM ist ein Vorgänger von NLEAP (siehe Kapitel 9.3.11) und RZWQM (siehe Kapitel 9.3.13) (Shaffer, 2001). Da das Mindestkriterium "Aktualität" nicht erfüllt ist, wird NTRM im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter behandelt.

9.2.9. NGAUGE

NGAUGE wurde am "Institute of Grassland and Environmental Research, Soil Science and Environmental Quality" (North Wyke, Großbritannien) im Jahr 2005 auf der Grundlage von NCYCLE (Scholefield et al., 1991) entwickelt. NGAUGE ist ein empirisch-basiertes Modell, das monatliche, schlagbezogene Stickstoffflüsse für Grünlandflächen simuliert. NGAUGE berechnet monatliche, flächenspezifische N-Düngungsempfehlungen und stellt betriebs- und feldbezogene Stickstoffbilanzen bereit. Das Modell modelliert Ammoniakverluste, Nitratauswaschung sowie N_2O , N_2 und NO Emissionen (Brown, Scholefield, Jewkes, Lockyer, & del Prado, 2005).

Bewertung der Mindeskriterien:

Die nachstehenden Aussagen beziehen sich auf Brown et al. (2005).

- 1. NGAUGE ist speziell für Grünlandflächen ausgelegt.
- 2. Die in NGAUGE zur Anwendung kommenden Modellkomponenten sind beschrieben. Es existiert ein User Interface, das in Zusammenarbeit mit Landwirten, Beratern, Programmierern und Personen, die Erfahrung mit Entscheidungsunterstützungstools haben, entwickelt wurde. Die Software hat zwei Inputmasken (allgemeine Betriebsdaten und Daten zur Schlagfläche) und drei Output Masken (optimierte und nicht optimierte N-Bilanz; Möglichkeit zum Update der Zielerträge und Inputs in Bezug auf das im Jahr vorherrschende Wetter). Allerdings steht die Software nicht als Download zur Verfügung. Eine E-Mail Anfrage an die korrespondierende Autorin Lorna Brown (14.05.2015) wurde nicht zugestellt.

- 3. Das Modell stammt aus dem Jahr 2005 und ist eine Erweiterung von NCYCLE von Scholefield et al. (1991). Eine Aktualisierung ist nicht bekannt.
- 4. Die Anwendung von NGAUGE ist schlagbezogen inkl. Düngeranwendung.
- Die Ergebnisse von NGAUGE wurden auf zwei Wegen validiert. Einerseits wurden die Modellwerte mit Messwerten verglichen, andererseits wurden die Düngeempfehlungen auf Koppeln von Milchviehbetrieben hinsichtlich der N-Verluste getestet.
- 6. Die verwendeten Wetterdaten in NGAUGE beziehen sich auf die Gegebenheiten von Großbritannien und können nicht vom Nutzer angepasst werden.

9.2.10. N₂O EF inference scheme

Das Modell wurde von Lesschen et al. (2011) am Forschungsinstitut Alterra der Universtität Wageningen (Niederlande) entwickelt und kalkuliert direkte N₂O Bodenemissionen unter der Berücksichtigung von ökologischen Faktoren und N-Inputquellen. Die Anwendung des N₂O inference scheme ist auf die Integration in Modelle mit großräumlicher Bezugsebene ausgelegt, kann aber auch auf Schlagebene angewendet werden, indem der relevante EF mit einem NS-Korrekturfaktor multipliziert wird. Das Modell berechnet EF sowohl für Ackerland als auch für Grünland. Sie unterscheiden sich je nach N-Inputquellen. Folgende N-Inputquellen sind berücksichtigt: Zwei Typen von Mineraldünger, drei verschiedene Wirtschaftsdünger, ausgeschiedener N während der Beweidung, Feldfruchtrückstände, atmosphärische N-Deposition und die Mineralisierung von organischem N.

Bewertung der Mindestkriterien:

Alle folgend getroffenen Aussagen zur Bewertung sind aus Lesschen et al. (2011) abgeleitet.

- 1. Die EF können auf Grünlandflächen angewendet werden.
- 2. Die Autoren stellen die notwendigen Daten (Tabelle mit prozentuellen EF; NS-Korrekturfaktor) für die Berechnung spezifischer EF zur Verfügung.
- 3. Das Modell stammt aus dem Jahr 2011. Eine Aktualisierung des EF ist nicht bekannt.
- Die Anwendung des N₂O inference scheme ist f
 ür die Integration in gro
 ßr
 äumige Modelle gedacht (z.B. MITERRA-Europe). Eine Anwendung auf Schlagebene ist aber nach Anwendung des NS-Korrekturfaktors m
 öglich.
- 5. Eine Validierung im engeren Sinn hat nicht stattgefunden. Jedoch wurde der EF mit dem IPCC EF und dem empirischen Modell von Stehfest & Bouwman (2006) einem statistischen Vergleich unterzogen, wobei der EF durchschnittlich am besten abschnitt.
- 6. Die Daten, die zur Berechnung des EF verwendet wurden, stammen aus Regionen der gemäßigten Klimazone aus dem Datensatz von Stehfest & Bouwman (2006).

7. Es wird lediglich der durchschnittliche NS in [mm] als Input benötigt.

9.2.11. SALCA- NO₃

SALCA-NO₃⁻ (Swiss Agricultural Life-Cycle Assessment) wurde vom Schweizer Kompetenzzentrum für landwirtschaftliche Forschung (Agroscope) entwickelt und ist ein einfaches Modell zur Abschätzung der Nitratauswaschung ins Grundwasser. Die Motivation hinter der Einfachheit des Modells ist die unterstellte, zu hohe Komplexität anderer Stickstoffsimulationsmodelle. SALCA-NO₃⁻ ist schlagbezogen und berechnet die Nitratauswaschung in monatlicher Auflösung im Jahresverlauf. Der geographische Geltungsbereich des Modells ist die Schweiz inklusive angrenzende Regionen (Richner et al., 2014). Wie im Kapitel 3.4.1 schon erwähnt, wird SALCA-NO₃⁻ im Rahmen des Forschungsprojektes FarmLife an österreichische Bedingungen angepasst (Herndl et al., 2013).

Bewertung der Mindeskriterien:

- 1. SALCA-NO₃⁻ ist auf Grünland anwendbar. Das Modell unterscheidet zusätzlich verschiedene Höhenlagen (Tal-, Hügel- und Bergregionen).
- 2. Die Modellkomponenten sind beschrieben und verfügbar.
- 3. Das Modell wurde erstmals von Richner et al. (2006) beschrieben und von Richner et al. (2014) auf die Version 2.0 erweitert.
- 4. SALCA kann auf den Schlag angewendet werden und berücksichtigt die Düngeranwendung.
- Quantitative Angaben in SALCA-NO₃, die auf Expertenwissen basieren (z.B. N-Verlust durch Dünger), sind nicht wissenschaftlich belegt (Richner et al., 2014). Die Literaturrecherche hat keine Validierung des Modells anhand von Daten einer Grünlandfläche ergeben.

9.2.12. STICS

STICS (Simulateur mulTldisciplinaire pour le Cultures Standard) wurde 1996 am "National Institute for Agricultural Research" (INRA) in Frankreich entwickelt. Es ist mit Schlagbezug sowohl auf Grünland als auch auf mehrere Ackerfrüchte anwendbar (Brisson et al., 2003). STICS berechnet neben Wasser- Stickstoff- und Kohlenstoffdynamiken auch landwirtschaftliche Variablen wie den Ertrag oder den Inputbedarf (Coucheney et al., 2015). C-Dynamiken sind zwar in den Modulen von STICS berücksichtigt, die Outputs werden aber nur für N berechnet. Die inkludierten Prozesse werden in täglichen Zeitschritten modelliert (Bergez et al., 2014).

Ruget et al. (2009) haben STICS adaptiert, um den Ertrag, das Wachstum und ökologische Wirkungen für Dauergrünland in Frankreich zu modellieren (STICS-Grassland). Hauptzweck des adaptierten Modells war es das tägliche Wachstum und den Trockenmassenertrag der Grünlandbiomasse zu simulieren. Dabei wurde das Land in 200 Parzellen á 2.500 km² eingeteilt, welchen jeweils die wichtigsten Bodentypen und Grünlandtypen zugewiesen wurden.

Bewertung der Mindestkriterien:

- STICS ist f
 ür Gr
 ünland anwendbar. Eine Auflistung der Anwendungen von STICS wird von Bergez et al. (2014) beschrieben. Dabei ist die adaptierte Version STICS-Grassland die einzige auf Gr
 ünland angewendete Modellierung. Sie fokussiert auf das Wachstum auf regionaler / nationaler Ebene und ist daher im Rahmen dieser Arbeit nicht relevant.
- Die Modellkomponenten sind beschrieben. Mathematische Formulierungen sind jedoch nicht in den wissenschaftlichen Publikationen verfügbar, vermutlich aber im kostenpflichtigen Handbuch ("Conceptual Basis, formalisations and parameterization of the STICS crop model"; (Brisson, Launay, Mary, & Beaudoin, 2008)). Die Software steht nach Registrierung gratis unter http://www6.paca.inra.fr/stics_eng zur Verfügung.
- 3. Das Modell wurde 1996 entwickelt und wurde seither vielfach, vor allem für Ackerfrüchte, angewandt und adaptiert (Bergez et al., 2014).
- 4. STICS kann auf den Schlag angewendet werden und berücksichtigt die Düngeranwendung.
- 5. Eine Validierung des Modells auf Grünlandflächen ist nicht bekannt.

9.3. Kombinierte Modelle

9.3.1. ANIMO

ANIMO (Agricultural Nitrogen Model) wurde 1985 an der Universität Wageningen entwickelt. Es war ursprünglich für die Modellierung von Ackerland entworfen worden und wurde im Laufe der Zeit für die Anwendung auf Grünland erweitert. Ein Konzept dazu ist schon in der ersten Publikation zu ANIMO beschrieben (Berghuijs-van Dijk, Rijtema, & Roest, 1985). ANIMO simuliert N, P und einen Teil der C Dynamiken auf verschiedenen räumlichen Ebenen und zeitlichen Auflösungen. Hauptsächlich wird das Modell in der Forschung auf Schlag- oder Regionalebene angewendet (Renaud, Roelsma, & Groenendijk, 2005).

Für das ANIMO Modell besteht ein Softwarepaket, das vom "Alterra Institute for Green World Research" verwaltet wird (Groenendijk, Renaud, & Roelsma, 2005). Für das Modell sind

etwa 80 verschiedene Inputdaten zu erfassen, womit über 1000 Outputs generiert werden (Wageningen UR, 2015).

Bewertung der Mindestkriterien:

- 1. ANIMO ist auf Grünlandflächen anwendbar.
- 2. Die Modellkomponenten sind beschrieben und verfügbar.
- 3. Das Modell ist aktuell.
- 4. ANIMO ist schlagbezogen inkl. Düngeranwendung
- 5. Eine Validierung für die N-Dynamik auf Dauergrünlandflächen haben Wolf, Broeke & Rötter (2005) durchgeführt. Eine Validierung für die C-Dynamik ist nicht bekannt.
- 7. Das Modell verlangt die Eingabe von 80 Inputdaten und liegt damit weit über der festgelegten Grenze von maximal 30 Inputdaten.

9.3.2. CANDY

Das CANDY Modell (CArbon-Nitrogen-DYnamics) wurde vom Zentrum für Umweltforschung (UFZ) in Leipzig (Deutschland) entwickelt und beschreibt die N- und C-Dynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden bis 2 Meter Tiefe. Der Boden wird in Schichten von je 10 cm Mächtigkeit unterteilt und modelliert. Die zeitliche Auflösung bezieht sich auf Tagesschritte. CANDY besteht aus vier Submodellen: Bodentemperaturmodell, hydrologisches Modell, Fruchtmodell und dem Modell zum Umsatz der OS inkl. N-Umsatz Modell. (Franko, Oelschlägel, & Schenk, 1995). CANDY liefert Informationen zu C-Beständen im Boden, Umsatz von organischem Material, N-Aufnahme von Nutzpflanzen, N-Auswaschung und Wasserqualität (UFZ, 2015a).

- Ein Modul, das die N-Dynamik f
 ür Weide- und Schnittnutzung im Dauergr
 ünland modelliert, wurde von Schmidt (2004) entwickelt, da bis dahin nur Module f
 ür ackerbauliche Standorte und Forstfl
 ächen in CANDY inkludiert waren.
- Die Modellkomponenten f
 ür das CANDY Modell sind im "CANDY Manual 2015" beschrieben. Eine Software steht ebenfalls zum Download zur Verf
 ügung (UFZ, 2015a).
- 3. Das Modell wurde in den 1990er Jahren entwickelt und seither laufend aktualisiert.
- 4. CANDY ist schlagbezogen und berücksichtigt die Anwendung von Dünger.
- 5. Eine Validierung der C-Dynamik wurde von Franko et al. (2007) für verschiedene Fruchtfolgen von Ackerfrüchten in den Regionen Weißrussland, Russland und der Ukraine durchgeführt. Eine Validierung der C-Dynamik für 7 verschiedene Langzeitexperimente, u.a. Grünland, wurde von Smith et al. (1997) durchgeführt.

9.3.3. CENTURY

CENTURY wurde von der Natural Resource Ecology Laboratory an der Colorado State University entwickelt (W. J. Parton, Ojima, Cole, & Schimel, 1994). Das Modell kann von der Schlagebene bis zur globalen Ebene angewendet werden und arbeitet in monatlichen Zeitschritten (Ponce-Hernandez, 2004). Ursprünglich nur für Grünland entwickelt, wurde es seither auf Ackerfrüchte, Wälder und Savannen erweitert (P. Smith et al., 1997). CENTURY wird verwendet, um langfristige Kohlenstoff- und Nährstoffdynamiken für verschiedene Ökosystemtypen, inklusive Grünland und Ackerland zu simulieren. Das Sub-Modell für Stickstoff ist sehr simplifiziert. Es unterscheidet nicht zwischen NH₄⁺ und NO₃⁻. Die Nitrifikation und Denitrifikation, NH₃-Verflüchtigung und Harnhydrolyse werden nicht simuliert (Shaffer, 2001).

Bewertung der Mindestkriterien:

Die Beschreibung des Modells ist an dieser Stelle nur zur Information beigefügt wird. Da das Mindestkriterium "Aktualität" nicht erfüllt ist, ist das Modell obsolet und müsste im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter behandelt werden.

- 1. Das Modell ist für Grünlandflächen anwendbar.
- 2. Die Modellkomponenten sind online unter https://www.nrel.colostate.edu/projects/century/ verfügbar.
- Das Modell wurde 1998 erweitert auf eine Version mit dem Namen DAYCENT (siehe Kapitel 9.3.5), das auf täglichen Zeitschritten basiert (William J. Parton, Hartman, Ojima, & Schimel, 1998).
- 4. Das Modell ist von der Schlagebene bis hin zur globalen Ebene anwendbar und inkludiert die Düngeranwendung.
- Die Modellvorhersagen von CENTURY der langfristigen Entwicklung von organischem Bodenkohlenstoff auf Forst- und Ackerflächen wurden von Bortolon et al. (2011) validiert. Eine Validierung der C-Dynamik für 7 verschiedene Langzeitexperimente, u.a. Grünland, wurde von Smith et al. (1997) durchgeführt.

9.3.4. CNGRAS

Die nachfolgende Beschreibung beruht, sofern nicht anders angegeben, auf Conijn (2005). CNGRAS wurde am Institut "Plant Research International" an der Universität Wageningen speziell für Grünlandflächen entwickelt. CNGRAS ist schlagbezogen und simuliert die Flächenproduktivität, Effekte von Wassermangel und –Überschuss, Treibhausgasdynamik (CO₂ und N₂O), kurz- und langfristige Bodenfruchtbarkeit sowie die Auswaschung von NO₃⁻. Die zeitliche Auflösung des Modells beläuft sich von einem Tag bis zu mehreren Dekaden. Das Modell unterscheidet zwischen Mahd und Beweidung. Die Hauptoutputs sind die Mengen an CO₂, die in der oberirdischen Biomasse fixiert werden, CO₂ Emissionen aus den Bodenprozessen, N_2O Emissionen aus der Denitrifikation sowie die Auswaschung von NO_3^- . Als einzig verfügbare Information zum Modell liegt der zitierte Report von Plant Research International vor. Es werden keine NH_3 Emissionen modelliert.

Bewertung der Mindestkriterien:

- 1. CNGRAS wurde speziell für Grünlandflächen entwickelt.
- 2. Die Modellkomponenten sind beschrieben und verfügbar.
- 3. Das Modell wurde 2005 entwickelt und wurde bis dato von keinem Nachfolgemodell abgelöst.
- 4. Das Modell ist schlagbezogen und inkludiert organische und anorganische Düngeranwendung.
- 5. Es wurden nur Modellergebnisse für Trockenmasseerträge mit Datensätzen der FAO validiert.

9.3.5. DAYCENT

DAYCENT wurde 1998 am Natural Resource Ecology Laboratory (NREL) an der Colorado State University entwickelt (Necpálová et al., 2015). Es simuliert N₂O, NO_x und CH₄ Flüsse für terrestrische Ökosysteme (William J. Parton et al., 1998). DAYCENT basiert auf dem CENTURY Modell und simuliert die N- und C-Flüsse in täglichen Zeitschritten. Es ist ein prozessbasiertes Modell und wurde vielfach für Ackerbau, Grünland und Forst- und Savannenökosysteme angewandt. Eine Software ist nach Necpálovaá et al. (2015) auf Anfrage frei verfügbar. DAYCENT besteht aus Submodellen für den Bodenwassergehalt und Temperatur pro Bodenhorizont, Pflanzenproduktion, Zersetzung von OS, Mineralisierung von Nährstoffen, gasförmigen N-Emissionen aus der Nitrifikation und Denitrifikation sowie CH₄ Oxidation (Necpálová et al., 2015).

Bewertung der Mindestkriterien:

- 1. DAYCENT kann für Grünlandflächen angewendet werden.
- 2. Die Modellkomponenten sind in Parton et al. (1998) beschrieben.
- 3. Das Modell wurde 1998 entwickelt und wurde bis dato von keinem Nachfolgemodell abgelöst.
- 4. Das Modell ist schlagbezogen und berücksichtigt die Düngeranwendung.
- Die modellierten N-Flüsse wurden für eine Grünlandfläche in Neuseeland validiert (Stehfest & Müller, 2004), sowie für N₂O Emissionen in Irland (Abdalla et al., 2010).

9.3.6. DNDC Modellfamilie

Die nachfolgende Beschreibung bezieht sich, sofern nicht anders angegeben, auf Gilhespy et al. (2014).

Das DNDC Modell (DeNitrification and DeComposition) wurde erstmals von Li et al. (1992) beschrieben. Während der letzten 20 Jahre wurde das Modell mehrfach modifiziert und angepasst. So entstand eine umfangreiche DNDC-Modellfamilie. DNDC simuliert die Emissionen der Treibhausgase N₂O, CO₂ und CH₄, als auch NH₃-Verflüchtigung und NO₃⁻-Auswaschung (Giltrap, Li, & Saggar, 2010). Das Modell kann entweder schlagbezogen oder auf regionaler Ebene angewendet werden. Leichte und schwere Böden sind im Modell unterschieden.

Die Inputdaten lassen sich in die Kategorien Lage, Klima/Wetter, Boden, Bewirtschaftungspraktiken (Fruchtarten, Dünger, Bodenbearbeitung, Beweidung/Mahd) und Bewässerung einteilen. Die Modelloutputs von DNDC sind vielfältig und beinhalten tägliche Reporte zum Wetter, Bodenklima, C-, und N-Pools und -Flüsse, Pflanzenwachstum und Feldmanagement. Auch jährliche Berichte können generiert werden.

Die DNDC Versionen, die sich auf Grünlandflächen beziehen, sind: UK-DNDC, NZ-DNDC, EFEM-DNDC, BE-DNDC, Landscape-DNDC und Manure-DNDC:

<u>UK-DNDC</u>: Wurde von Brown et al. (2002) entwickelt und enthält spezifische Inputdaten für Großbritannien, um das Klima, den Viehbestand, Fruchtarten, Bodentypen und Betriebspraktiken besser zu simulieren. Es eignet sich daher speziell um das von Weideland geprägte Agrosystem in Großbritannien zu modellieren.

<u>NZ-DNDC</u>: Wurde von Saggar et al. (2004) entwickelt, um die Bedingungen in Neuseeland besser zu reflektieren. Die Präsenz von unterschiedlichen Bodentypen auf kleinräumlicher Ebene, der höhere organische C-Gehalt im Boden gekoppelt mit den klimatischen Bedingungen und der ganztägigen (24h) Beweidung sind wesentliche Unterscheidungsmerkmale zu anderen Ländern. 2007 wurde das Modell weiterentwickelt, um intensiv beweidete Grünlandsysteme zu simulieren (Saggar, Giltrap, Li, & Tate, 2007).

<u>EFEM-DNDC</u>: Ist ein GIS-gekoppeltes Ökonomie-Ökosystemmodell, das Treibhausgasemissionen typischer Nutztier- und Feldfruchtsysteme in Baden-Württemberg simuliert. Es simuliert Emissionen auf Betriebsebene (CO₂, CH₄, N₂O und NH₃ aus fossilen Treibstoffen, Mineral- und Wirtschaftsdünger, Futter, enterischer Fermentation und Düngermanagement). Zusätzlich zu den Emissionsdaten können ökonomische Parameter (z.B. Deckungsbeitrag) berechnet werden (Neufeldt et al., 2006).

<u>BE-DNDC</u>: Das DNDC Modell wurde für spezifische Bedingungen Belgiens angepasst, wobei regionale Daten integriert wurden. Das Modell beschränkt sich auf N₂O Emissionen, die auf Regressionsgleichungen basieren, die für Acker- und Grünland gesondert entwickelt wurden (D. Beheydt, 2006).

Landscape-DNDC: Das Modell simuliert Treibhausgasemissionen für Forst-, Acker-, und Grünlandsysteme. Es kann auf Schlagebene und regionaler Ebene angewendet werden (Haas et al., 2013). Das Landscape-DNDC wird in den Forschungsprojekten FARMCLIM

131

sowie im Folgeprojekt NITROAUSTRIA verwendet, in denen die N₂O Emissionen verschiedener österreichischer Regionen modelliert werden (Kasper, 2015).

<u>Manure-DNDC</u>: Wurde von Li et al. (2012) entwickelt und modelliert Treibhausgase (CO₂, CH₄ und N₂O) und NH₃ Emissionen aus der Nutztierhaltung. Es modelliert den Dünger-Lebenszyklus auf landwirtschaftlichen Betrieben.

Ergebnisse aus einer Umfrage beschreiben die Stärken von DNDC, die vergleichsweise einfache Anwendung und die Attraktivität der graphischen Oberfläche der Software. Als einer der Schwächen geht hervor, dass weder die Differenzen noch die Gemeinsamkeiten der verschiedenen DNDC Modelle gut dokumentiert und verstanden sind. Deshalb hat Großbritnannien die Global Research Alliance Modelling Platform (www.gramp.org.uk) initiiert, um diesen Umstand zu verbessern (Gilhespy et al., 2014). Dort sind, neben anderen Modellen, sämtliche Versionen von DNDC beschrieben.

Bewertung der Mindestkriterien:

- Die Anwendung ist abhängig von der Version. Die für Grünland anwendbaren Modellversionen sind: UK-DNDC, NZ-DNDC, EFEM-DNDC, BE-DNDC, Landscape-DNDC und Manure-DNDC.
- Die Modellkomponenten sind f
 ür die jeweiligen Versionen beschrieben. Ein Benutzerhandbuch steht unter http://www.dndc.sr.unh.edu/model/GuideDNDC95.pdf zum Download zur Verf
 ügung (Global Research Alliance Modeling Platform, 2015b).
- 3. Das Modell wurde 1992 entwickelt und seither mehrfach an spezifisches Anforderungen erweitert.
- 4. DNDC kann schlagbezogen angewendet werden und berücksichtigt die Düngeranwendung.
- Die verschiedenen Modellversionen wurden mehrfach validiert (Giltrap et al., 2010). Validierung für Grünland: (Hsieh, Leahy, Kiely, & Li, 2005), (Frolking et al., 1998), (Brown et al., 2002), (Daan Beheydt, Boeckx, Sleutel, Li, & Van Cleemput, 2007), N₂O in Irland (Abdalla et al., 2010). Eine Validierung der C-Dynamik für 7 verschiedene Langzeitexperimente, u.a. Grünland, wurde von Smith et al. (1997) durchgeführt.
- 7. DNDC benötigt weit mehr als 30 Inputdaten (Gilhespy et al., 2014; Kasper, 2015; University of New Hampshire, 2012).

9.3.7. ECOSSE

ECOSSE (Estimate Carbon in Organic Soils – Sequestration and Emission) nutzt Komponenten der Modelle Roth-C (siehe Kapitel 9.1.5), SUNDIAL (J. U. Smith, Bradbury, &

Addiscott, 1996), CENTURY (siehe Kapitel 9.3.3) und DNDC (siehe Kapitel 9.3.6) (Pete Smith et al., 2007). Es ist ein prozessbasiertes Modell, das C und N Vorräte und gasförmige Emissionen simuliert. ECOSSE kann sowohl auf nationaler als auch auf Schlagebene angewendet werden. Es nutzt einfache Gleichungen zur Beschreibung der N- und C-Prozesse, die mit schnell verfügbaren Inputvariablen auskommen. Das Hauptziel von ECOSSE ist es, die Wirkungen von Landnutzung und Klimawandel auf die Treibhausgasemissionen aus Böden mit einem organischen Horizont < 50cm zu modellieren (Global Research Alliance Modeling Platform, 2015a). Das Modell simuliert verschiedene zeitliche Auflösungen, wobei eine Untersuchung der N₂O Emissionen aus 3 verschiedenen Ackerkulturen zeigt, dass für Zeitintervalle von 4 Wochen die besten statistischen Kennwerte erreicht wurden (Bell et al., 2012).

Bewertung der Mindestkriterien:

- ECOSSE wurde zur Untersuchung des SOC-C in Schottland u.a. auf Grünlandflächen angewandt (Jo Smith et al., 2010). Weitere Anwendungen für Grünlandflächen sind nicht bekannt.
- 2. Die Modellkomponenten sind in J. Smith et al. (2010) beschrieben. Eine Software steht nicht zur Verfügung.
- Das Modell ist 2007 entwickelt worden und integriert Komponenten aus diversen anderen Modellen (Roth-C (siehe Kapitel 9.1.5), SUNDIAL, CENTURY (siehe Kapitel 9.3.3) und DNDC (siehe Kapitel 9.3.6)).
- 4. ECOSSE kann auf die Schlagebene angewendet werden und inkludiert die Anwendung von Dünger.
- Die modellierte C-Dynamik wurden u.a. f
 ür Gr
 ünlandfl
 ächen in Schottland validiert (Jo Smith et al., 2010). Khalil et al. (2013) haben die CO₂- CH₄- und N₂O-Fl
 üsse validiert, allerdings f
 ür einen Ackerstandort (Gerste) in Irland.

9.3.8. Expert-N

Expert-N wurde 1993 am Institut für Bodenökologie (München, Deutschland) entwickelt und modelliert die Wasser- N- und C-Dynamik im Boden-Pflanzen-Atmosphärensystem. Expert-N ist schlagbezogen und simuliert die Prozesse in täglichen Zeitschritten. Der Anwender kann aus diversen Algorithmen anderer Modelle selbst wählen (siehe Abbildung 20) und hat dadurch die Möglichkeit, die bestpassendste Gleichung in das Modell zu integrieren (Stenger, Priesack, Barkle, & Sperr, 1999).

oil Nitrogen / Carbon Module Config	guration
TRANSFORMATION Mineralization Johnsson et al.	Nitrification Incl. N20 Production
Denitrification Johnsson et al.	Urea Hydrolysis Hutson & Wagenet
Godwin Flohnsson et al. Constant N2:N20 Variable N2:N20 Li et al.	CH4 - Imission/Emission Deposition
PDE - Solver	Constant Deposition Volatilization Hutson & Wagenet
	OK Help Cancel Empty

Abbildung 20: Expert-N Konfigurationsfenster für N- und C-Prozesse

- Frolking et al. (1998) haben die modellierten N₂O Emissionen von Expert-N f
 ür zwei ged
 üngte Gr
 ünlandschl
 äge in Schottland mit anderen Modellen verglichen und validiert. Die M
 öglichkeit der flexiblen Auswahl verschiedener Algorithmen f
 ür die Beschreibung der N- und C-Prozesse setzt die Kenntnis der zur Verf
 ügung stehenden Algorithmen voraus, was h
 öchstens von Experten erwartet werden kann.
- 2. In der Dokumentation "Expert-N Dokumentation der Modellbibliothek" von Priesack (2006) wird die Beschreibung der Modellkomponenten vermutet. Sie ist aber nur als Print am Helmholtz Zentrum München verfügbar. Die neueste Version 5.0 hätte 2012 publiziert werden sollen, was aber bis dato nicht passiert ist. Die Version 3.0 ist auf Anfrage verfügbar (Helmholtz Zentrum München, 2012). Aufgrund des letzten Updates der Homepage im Jahr 2012 ist nicht mit einer baldigen Verfügbarkeit der Version 5.0 zu rechnen.
- 3. Das Modell wurde 1993 entwickelt. Ein Nachfolgemodell ist nicht bekannt.
- 4. Expert-N ist schlagbezogen und inkludiert die Anwendung von Dünger.
- 5. Siehe Punkt 1. Eine aktuellere Validierung beziehet sich auf Ackerfrüchte (Biernath et al., 2011).

9.3.9. Hurley Pasture Model

Das Hurley Pasture Model (HPM) wurde am Grassland Research Institute in Hurley, Großbritannien entwickelt. Das HPM quantifiziert C- und N Pools und Flüsse und integriert Submodelle für Pflanzen, Tiere, Boden und Wasser. Es wurde am "Institute of Terrestrial Ecology" in Edinburgh, dem "BBSRC Insitute of Grassland & Environmental Research" in North Wyke und im Zuge von einigen europäischen Forschungsprogrammen für Grünland weiterentwickelt (Thornley, 1998).

Bewertung der Mindestkriterien: Das HPM wurde für die Herleitung des Modells PaSim (siehe Kapitel 9.3.12) verwendet und wird deshalb nicht weiter beschrieben (Graux et al., 2012).

9.3.10. NCSOIL

NCSOIL wurde 1983 an der University of Minnesota entwickelt. Anfangs existierte NCSOIL als Submodell von NTRM (siehe Kapitel 9.2.8) und wurde später in das NCSWAP Modell (Clay, Clapp, Molina, & Linden, 1985) eingegliedert. Es kann auch als "stand-alone" Modell verwendet werden (Shaffer, 2001). NCSOIL berechnet die kurzfristigen Umsätze von N und C im Bodensystem (Molina et al., 1983).

Bewertung der Mindestkriterien:

Eine Validierung der C-Dynamik für 7 verschiedene Langzeitexperimente, u.a. Grünland, wurde von Smith et al. (1997) durchgeführt. Abgesehen von der Validierung der C-Dynamik sind nur Anwendungen auf Ackerfrüchte, wie z.B. Weizen (Corbeels, Hofman, & Van Cleemput, 1999) bekannt. Außerdem sind die meisten Anwendungen vor dem Jahr 2000 zu verzeichnen, was auf ein veraltetes Modell hindeutet.

9.3.11. NLEAP

NLEAP quantifiziert die Nitratauswaschung aus landwirtschaftlichen Prozessen und wurde mehrfach genutzt, um die Wasserqualität zu bewerten. Das Modell simuliert die Prozesse Nund C-Kreisläufe und Transformationen im Boden, Infiltration und Transport von Bodenwasser und Nitrate, Oberflächenabfluss von Wasser, Nitrat und Ammonium, Verluste aus der Denitrifikation und Ammoniakverflüchtigung. Sämtliche Anwendungen beziehen sich auf Ackerfrüchte (Shaffer, 2001).

9.3.12. PaSim

Das Pasture Simulation Modell (PaSim) stammt vom Hurley Pasture Modell (siehe Kapitel 9.3.9) ab und wurde ursprünglich entwickelt, um die Trockenmasseproduktion und damit verbundene Flüsse von C, N und Wasser auf Weideland, auf Schlagebene, zu simulieren

(Calanca et al., 2007). Der zeitliche Bezug fokussiert auf eine Wachstumsperiode (Riedo, Grub, Rosset, & Fuhrer, 1998). PaSim unterscheidet zwischen den Bewirtschaftungsmethoden Beweidung und Mahd (Schils, Olesen, del Prado, & Soussana, 2007). Auf europäischer Forschungsebene wird PaSim intensiv genutzt. Es steht ein Benutzerhandbuch sowie eine Software zum Download zur Verfügung (Carrere, 2015). Bewertung der Mindestkriterien:

- 1. PaSim wurde speziell für die Anwendung auf Grünlandflächen entwickelt (Graux et al., 2012).
- Die Modellkomponenten sind beschrieben, sind jedoch sehr komplex. Eine Anfrage f
 ür den Download der Software wurde am 14.10.2015
 über das Formular auf https://www1.clermont.inra.fr/urep/modeles/pasim.htm gestellt und am 10.11.2015 beantwortet.
- 3. Das Modell ist aktuell.
- 4. PaSim ist schlagbezogen und inkludiert die Düngeranwendung.
- 5. Vuichard et al. (2007) evaluierten PaSim mittels Daten von fünf Grünlandschlägen in Europa.
- 6. Die Modellparameter können vom Anwender adaptiert werden
- 7. PaSim erfordert mindestens 26 Inputdaten.

9.3.13. RZWQM

Das Root Zone Water Quality Model (RZWQM) simuliert Prozesse des Bodenwassers, Bodentemperatur, Pflanzenwachstum, Pestizidverlagerungen und N- und C-Dynamiken. Das Hauptmerkmal ist die Simulation von mehreren Managementpraktiken (z.B. Bodenbearbeitung, Düngerausbringung, Bewässerung, etc.) und die detaillierten Effekte auf die Wasserqualität und Ackerproduktion (Shaffer, 2001).

Bewertung der Mindestkriterien: Das Modell ist auf die Bewertung der Wasserqualität ausgelegt. Eine Anwendung auf Grünland ist nicht bekannt.

9.3.14. SPACSYS

SPACSYS wurde 2007 von Wu et al. (2007) entwickelt. Es simuliert die N- und C Dynamik, Pflanzenwachstum, Wasser- und Wärmetransporte. Es ist schlagbezogen und bezieht sich auf tägliche Zeitschritte. Die In- und Outputs der Modellkomponenten sind in Datenbanken (Microsoft SQL Server 2000, Access 2000 oder MySQL5.0) organisiert (Wu et al., 2007). Die Berechnung der N₂O Emissionen wurde von Wu et al. (2015) modifiziert. In Abbildung 21 sind die Hauptin- und outputs von SPACSYS dargestellt.



Abbildung 21: Hauptin- und outputs von SPACSYS (Wu et al., 2015)

Bewertung der Mindestkriterien:

- 1. Das Modell kann auf Grünland angewendet werden.
- Die Modellkomponenten sind in Wu et al. (2007) beschrieben. Die Installationsdatei sowie eine Installations- und Anwenderbeschreibung können auf http://www.rothamsted.ac.uk/people/wul heruntergeladen werden. Die Kenntnis von Datenbanken ist Voraussetzung, um das Modell anzuwenden.
- 3. Das Modell ist aktuell.
- 4. SPACSYS ist schlagbezogen und inkludiert die Anwendung von Dünger.
- Die modellierten N₂O Flüsse wurden für eine Grünlandfläche in Schottland validiert (Wu et al., 2015)

9.4. Betriebsbezogene Modelle

Betriebsbezogene Modelle sind komplexe Systeme mit mehreren interagierenden Elementen. Generell unterscheiden betriebsbezogene Modelle mindestens eine Tierkomponente und eine Boden-Fruchtkomponente (Schils, Olesen, et al., 2007).

Dieser Modellansatz ist im Vergleich zu den feldbezogenen Modellen gekennzeichnet durch eine höhere Anzahl von Inputdaten, da neben ökologischen Prozessen auch technische und ökonomische Prozesse abgebildet werden können. Manche betriebsbezogene Modelle haben schlagbezogene Modelle inkludiert (PaSim in FarmSim, oder NGAUGE in SIMS_{DAIRY}). Nach Abschluss der Literarturrecherche wurde vom Autor entschieden die betriebsbezogenen Modelle in der vorliegenden Arbeit nicht zu berücksichtigen.

9.4.1. Agrammon

Agrammon modelliert die NH₃-Verflüchtigung und wurde von der Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL) in Zollikofen (Schweiz) entwickelt und basiert auf dem Modell von Menzi et al. (1997), welches Ammoniakemissionen in der Schweiz beschreibt. Agrammon ist ebenfalls an Schweizer Bedingungen angepasst und wurde im Zuge des Projekts FarmLife von Experten für die Anwendung auf österreichische Verhältnisse als geeignet betrachtet (Bystricky & Nemecek, 2015). Das Modell berechnet die NH₃-Verluste mittels anteiligen Emissionsraten der Stickstoffflüsse auf der gesamten betrieblichen Ebene. Die Emissionsraten geben dabei jenen Anteil des Stickstoffs an, der sich auf Acker- oder Grünland, im Stall oder in Düngerlagern als NH₃ verflüchtigt (Kupper & Menzi, 2015). Abbildung 22 zeigt die schematische Darstellung von Agrammon. Dabei ist zu erkennen, dass Agrammon verschiedene Stufen der Ammoniakverflüchtigung im Pflanzenbau und der Tierproduktion unterscheidet.



Abbildung 22: Schematische Darstellung des Agrammon-Modells Quelle: Kupper & Menzi (2015)

9.4.2. DAIRYWISE

DAIRYWISE wurde von der "Animal Sciences Group" der Wageningen University and Research Centre (Niederlande) entwickelt. Es simuliert technische, ökologische und finanzielle Prozesse auf Milchviehbetrieben. Die Treibhausgasemissionen (N_2O , CO_2 und CH₄ aus enterischer Fermentation) werden in einem Submodell berechnet, welches Emissionsfaktoren anwendet, wie sie in der dänischen Emissionsinventur verwendet werden (Schils, Haan, et al., 2007).

Es sind Inputdaten für die Kategorien Betriebsmanagement, Bodeneigenschaften, Herdentyp, Fütterungsmanagement, Anbauplan, Gras- und Futtermanagement, Gebäude und Maschinerie erforderlich. Die wichtigsten Submodelle in DairyWise sind das Graswachstumsmodell und das Milchviehherden-Modell. Ersteres simuliert die Biomasseakkumulation sowie die Qualität des Grünfutters als eine Funktion des Bodentyps, der N-Anwendung und des früheren Managements. Das Herdensubmodell simuliert die tägliche Futteraufnahme und die Milchproduktion der Tiere. Die N-Prozesse werden nach den Emissionen von NH₃, N₂O und NO₃⁻ unterteilt. Es wird zwischen direkten und indirekten N₂O Emissionen unterschieden. CH₄ Emissionsquellen sind die enterische Fermentation sowie gelagerte Wirtschaftsdünger und direkt ausgeschiedene Exkrete. Die CO₂ Emissionen resultieren aus dem direkten Energieverbrauch auf dem Betrieb sowie dem indirekten Energieverbrauch, z.B. Stromverbrauch und Futter- und Düngemittelimporte (Schils, Olesen, et al., 2007).

9.4.3. FarmGHG

FarmGHG wurde am dänischen Institut für Agrarforschung (Danish Institute of Agricultural Sciences) entwickelt. Es modelliert alle relevanten C- und N-Flüsse außer CO₂ Emissionen aus der Bodenatmung. Integrierte Methoden sind IPCC Tier 1 und 2, IPCC Good Practice Guidance, sowie eine eigene FarmGHG Methodologie, die verschiedene Charakteristika und Variablen für CH₄, N₂O, NO₃⁻ und NH₃ berücksichtigt (Schils, Olesen, et al., 2007).

9.4.4. SIMS_{DAIRY}

Sustainable and Integrated Management Systems for Dairy Production (SIMS_{DAIRY}) simuliert alle relevanten N- und C-Flüsse exclusive CO_2 . Das Modell ist neben dem Managementfaktor sensibel für ökologische Gegebenheiten (Wetter, Bodencharakterisitik und Topographie). SIMS_{DAIRY} simuliert die N-Flüsse anhand des schlagbezogenen Modells NGAUGE (siehe Kapitel 9.2.9). Es erlaubt die Emissionen für verschiedene Referenzeinheiten darzustellen, was für die Einbindung in eine Ökobilanz von Vorteil ist (Schils, Olesen, et al., 2007).

9.4.5. FarmSim

FarmSim arbeitet mit dem schlagbezogenen Modell PaSim (siehe Kapitel 9.3.12), um die Treibhausgasdynamik auf Grünlandflächen darzustellen. FarmSim erfordert detaillierte Inputdaten: Betriebsstruktur (Größe, Fruchtarten, Grünlandtypen, Herdentypen), Herde (Anzahl der Tiere pro Typ in zweiwöchigem Zeitschritt), Grünland (Beweidungs- und Mahdzeiten, Besatzungsrate, organische und anorganische Düngeranwendung), Daten zu Feldfrüchten, Fütterung und Abfallmanagement (Schils, Olesen, et al., 2007).

9.5. Kriterien von Zell (2010)

Criteria for methods:

- Completeness: Are the carbon storages of the ecosystem as defined by the IPCC (see chapter 2.1.1) and the flows between these compartments considered in entirety?
- 2) Reliability: Have the calculation results from the method been compared to other results by any study?
- 3) Realisation with model: Do the creators of the method suggest a useful model to calculate carbon storage capacity and carbon fluxes (does not have to be part of the method, can also be a suggestion for any existing model)?
- 4) Integration in LCA: Is it possible to integrate the outcomes in LCA using the land use method (see chapter 2.2.6)?

Criteria for models:

- 1) User liberty: Is it possible for users to input their own data into the model?
- 2) User support: Are there sample files provided if the user has no own data?
- 3) Data requirements: Do the required inputs for the model match available and commonly measured/inventoried data?
- 4) Assurance: Have results of the model been validated for different conditions and assumptions?
- 5) Global applicability: Is the model applicable to different climatic regions?
- 6) Applicability in the scope of land use: Is the model applicable for all land use scenarios?
- 7) Management applicability: Is the model applicable to different management scenarios?
- 8) Usability: Does the output data satisfy the requirements of the user?
- 9) Manageability: Is the model easy to understand and is the application userfriendly?
- 10) Extras: Does the model have any useful additional functions?

Quelle: Zell (2010)