

Anlagenband

Schriftenreihe des LfULG, Heft 31/2014

Minderung von Treibhausgas-Emissionen der Landwirtschaft

Treibhausgas-Emissionen der sächsischen Landwirtschaft und ihre Minderungspotenziale

Anlagenband

Stefan Zorn, Falk Rebbe, Thomas Freitag, Axel Dobmaier
Barbara Ilg
Prof. Dr. Frank Eulenstein
Dr. Christine von Buttlar, Daniela Müller

	Vorbemerkungen und Methodik.....	22
	Allgemeine Gebietsinformationen	27
1	Ist-Stand der Treibhausgasemission der sächsischen Landwirtschaft	32
1.1	Treibhausgasemission aus Pflanzenbau und Tierhaltung	32
1.1.1	Datengrundlagen zur Berechnung von N ₂ O-Emissionen aus dem N-Eintrag in landwirtschaftlich genutzte Böden	32
1.1.2	Datengrundlagen zu Berechnung der N ₂ O-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement	42
1.1.3	Datengrundlagen zur Berechnung der CH ₄ -Emissionen	46
1.1.4	N ₂ O-, CH ₄ - und NH ₃ -Emissionen aus der sächsischen Landwirtschaft von 1990 bis 2010	47
1.2	Treibhausgasbilanz aus Landnutzung und Landnutzungsänderung	54
1.2.1	Datengrundlagen zur Berechnung der THG-Emissionen aus Landnutzung und Landnutzungsänderung	54
1.2.2	THG-Emissionen aus Landnutzung und Landnutzungsänderung in der sächsischen Landwirtschaft.....	55
1.2.3	Bewertung der gesetzlichen bzw. förderwirksamen Vorgaben zum Schutz natürlicher Ressourcen aus klimarelevanter Sicht – Fokus Grünlandumbrüche	57
1.3	Treibhausgasemissionen aus direktem Energieeinsatz.....	60
1.4	Treibhausgasemissionen aus ausgewählten Vorketten.....	69
1.4.1	N-Mineraldünger-Herstellung	69
1.4.2	Zukauffuttermittel (Inland, Ausland) für Wiederkäuer, Schweine und Geflügel.....	75
1.4.3	Sonstige Vorketten	83
1.5	Zusammenfassung der Emissionen	84
2	Ist-Situation der Klimaschutzleistungen	88
2.1	Landnutzung.....	88
2.1.1	Erhalt und Etablierung von Grünland.....	88
2.1.2	Grünlandmaßnahmen.....	95
2.2	Energienutzung	104
2.2.1	Energieeffizienz.....	104
2.2.2	Energetische Biomassenutzung	110
2.2.2.1	Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen als Folge energetischer Biomassenutzungspfade.....	110
2.2.2.2	Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen	118
2.2.2.3	Erzeugung und Nutzung von Biodiesel.....	135
2.2.2.4	Erzeugung und Nutzung von reinem Pflanzenöl	137
2.2.2.5	Erzeugung und Nutzung von Bioethanol	140
2.2.2.6	Erzeugung und Nutzung fester Biomasse	142
2.2.2.7	Zusammenfassung	143
2.3	Ackerbau	145
2.3.1	Anwendung konservierender Bodenbearbeitung/Direktsaat.....	145
2.3.2	Stickstoffminderung gemäß WRRL	154
2.3.3	Emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdüngern	164
2.3.4	Zwischenfruchtanbau/Untersaat/Grünstreifen auf Ackerland/bodenschonender Ackerfutterbau.....	180
2.3.5	Breitreifen/Niederdruckreifen, Reifendruckregelanlagen und Gleisketten	190
2.4	Tierhaltung	193
2.5	Sonstige	212
2.5.1	Bewirtschaftungsverfahren Ökologischer Landbau	212
2.5.2	Stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe	222
2.5.3	Konsum vor allem tierischer Lebensmittel.....	224
2.6	Zusammenfassung	230
3	Klimaschutzpotenziale und deren Bewertung	243
3.1	Landnutzung.....	243
3.1.1	Erhalt und Etablierung von Grünland, Grünlandumbruchverbot	243

3.1.2	Grünlandmaßnahmen und Feldfutterbau.....	248
3.2	Energienutzung	254
3.2.1	Energieeffizienz	254
3.2.2	Energetische Biomassenutzung	262
3.2.2.1	Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen	262
3.2.2.2	Erzeugung und Nutzung von Pflanzenöl, Biodiesel, Bioethanol	282
3.2.2.3	Erzeugung und Nutzung von fester Biomasse	288
3.3	Ackerbau	292
3.3.1	Anwendung konservierender Bodenbearbeitung/Direktsaat.....	292
3.3.2	Stickstoffminderung gemäß WRRL	297
3.3.3	Emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdüngern	303
3.3.4	Zwischenfruchtanbau/Untersaat/Grünstreifen auf Ackerland/bodenschonender Ackerfutterbau.....	307
3.3.5	Breitreifen/Niederdruckreifen, Reifendruckregelanlagen und Gleisketten	312
3.4	Tierhaltung	314
3.4.1	Potenziale der THG-Reduzierung in der Milchviehhaltung	314
3.4.1.1	Futterproduktion und Milchviehfütterung	314
3.4.1.2	Haltungsverfahren für Milchvieh; Weidehaltung vs. Stallhaltung	326
3.4.1.3	Steigerung der Milchleistung/Verminderung der Reproduktionsrate/Reduzierung der Tierverluste	330
3.4.2	Potenziale der THG-Reduzierung in der Schweinehaltung	333
3.4.2.1	Schweinefütterung.....	333
3.4.2.2	Techniken zur Reduzierung von Emissionen der Schweinehaltung	336
3.4.3	Szenarien für künftige Verfahren der Milch- und Fleischproduktion	341
3.4.3.1	Änderung der Milchleistung und der Tierbestandszahlen bis zum Jahr 2020.....	341
3.4.3.2	Einfluss verschiedener Rassen auf die sächsische Milch- und Fleischversorgung im System Rind	344
3.4.4	Emissionsarme Lagerung von Wirtschaftsdüngern	348
3.4.5	Abluftreinigungsanlagen in der Tierhaltung	353
3.5	Sonstige	356
3.5.1	Bewirtschaftungsverfahren Ökolandbau.....	356
3.5.2	Stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe	362
3.5.3	Konsum vor allem tierischer Lebensmittel	363
3.6	Zusammenfassung	371
4	Vorschläge vorrangiger Maßnahmen	384
5	Fazit und Ausblick.....	397
	Literatur.....	400

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Treibhausgaspotenziale von Methan, Lachgas und Ammoniak nach indirekter Bewertung	22
Abbildung 2:	Bilanzgrenzen zur Beschreibung der THG-Emissionen in der sächsischen Landwirtschaft.....	23
Abbildung 3:	Bodentypen Sachsens	28
Abbildung 4:	Mittlerer Gesamtniederschlag in Sachsen.....	28
Abbildung 5:	Potenzielle Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Wald- und Grünlandüberdeckung	29
Abbildung 6:	Gesamte diffuse Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer, Stand 2005.....	31
Abbildung 7:	Anwendung von organischen und mineralischen Düngemengen in Sachsen von 1990 bis 2010.....	33
Abbildung 8:	Anteil des Dauergrünlandes und des Ackerlandes an der landwirtschaftlichen genutzten Fläche (LF)	34
Abbildung 9:	Entwicklung der angebauten Kulturarten von 1990 bis 2010	35
Abbildung 10:	Erträge der angebauten Kulturarten im Mittel 1990 bis 2010 und im Jahr 2010	36
Abbildung 11:	Flächenanteile der angebauten Gemüsesorten im Jahr 2010.....	37
Abbildung 12:	Anbaufläche Obst im Jahr 2012.....	41
Abbildung 13:	Tierbestände in Sachsen von 1990 bis 2010 (ohne Ziegen, Büffel, Esel und Maultiere)	43
Abbildung 14:	Treibhausgasemissionen aus der sächsischen Landwirtschaft (1990 bis 2010) in Kilotonnen CO ₂ - Äquivalent aus den Bereichen Pflanzen- und Tierproduktion (ohne CO ₂ aus Landnutzung/Landnutzungsänderung und Kalkung).....	48
Abbildung 15:	N ₂ O aus landwirtschaftlich genutzten Böden in % bezogen auf den Anteil der Emissionen an der Quellgruppe im Jahr 2010.....	48
Abbildung 16:	CH ₄ aus der Verdauung je Tierkategorie in % bezogen auf den Anteil der Emissionen an der Quellgruppe im Jahr 2010	49
Abbildung 17:	CH ₄ aus dem Wirtschaftsdüngermanagement je Tierkategorie in % bezogen auf den Anteil der Emissionen an der Quellgruppe im Jahr 2010.....	50
Abbildung 18:	N ₂ O aus dem Wirtschaftsdüngermanagement je Tierkategorie in % bezogen auf den Anteil der Emissionen an der Quellgruppe im Jahr 2010.....	51
Abbildung 19:	NH ₃ -Emissionen aus der Landwirtschaft.....	52
Abbildung 20:	Zeitreihen der sächsischen THG-Emissionen und -senken in kt CO ₂ -Äquivalent im Bereich Landnutzung, Landnutzungsänderung seit 2001, unterschieden nach den Unterkategorien	56
Abbildung 21:	Zeitreihen der deutschen THG-Emissionen und -senken in Gg CO ₂ -Äquivalent im Bereich Landnutzung, Landnutzungsänderung seit 1990, unterschieden nach den Unterkategorien Forst (Forestland), Ackerland (Cropland), Grünland (Grassland), Feuchtgebiete (Wetlands), Siedlung (Settlements), die in der Nationalen Berichterstattung 2012 enthalten sind.....	57
Abbildung 22:	Entwicklung der Dauergrünlandfläche von 2003 bis 2011 in Sachsen.....	58
Abbildung 23:	Entwicklung des Dauergrünlandes in den Jahren 2001 bis 2010 Vergleich Sachsen und Deutschland	59
Abbildung 24:	Vergleich der Zusammensetzung der Betriebe nach Betriebsform in Sachsen und den Buchführungsergebnissen	61
Abbildung 25:	Vergleich der Zusammensetzung der Betriebe nach Rechtsform in Sachsen und den Buchführungsergebnissen	62
Abbildung 26:	Treibhausgasemissionen nach Verbrauchsart und Betriebsform	68
Abbildung 27:	Aufteilung der Gesamtemissionen nach Energieträger	69
Abbildung 28:	Aufteilung des Energiebedarfs nach Energieträger.....	69
Abbildung 29:	Stickstoffdüngerabsatz nach Bezugspreis	70
Abbildung 30:	Anteil der Fruchtarten an der empfohlenen mineralischen N-Düngemenge.....	72
Abbildung 31:	THG-Emissionen aus Zukauffuttermitteln, differenziert nach Sojaschrot, Rapsschrot und Sonstigen für Sachsen	81
Abbildung 32:	Entstehung von THG-Emissionen entlang der Produktionskette Futtermittelherstellung	82
Abbildung 33:	Zusammenfassung der THG-Emissionen in der sächsischen Landwirtschaft für das Jahr 2010.....	84
Abbildung 34:	THG-Emissionen aus der Pflanzenproduktion und Tierhaltung für das Jahr 2010.....	85
Abbildung 35:	THG-Emissionen aus dem direkten Energieeinsatz für das Jahr 2010	86
Abbildung 36:	THG-Emissionen aus der Mineraldüngerherstellung für das Jahr 2010.....	86

Abbildung 37:	THG-Emissionen für das Zukauffuttermittel Sojaschrot für das Jahr 2010.....	87
Abbildung 38:	THG-Emissionen sonstiger Vorketten für das Jahr 2010	87
Abbildung 39:	THG-Emissionen aus Landnutzung/Landnutzungsänderung für das Jahr 2010	88
Abbildung 40:	Nutzungsformen des Dauergrünlandes in Sachsen im Zeitraum 2000-2010	89
Abbildung 41:	Grünlandflächen des Direktionsbezirks Chemnitz im Jahr 2010	89
Abbildung 42:	Grünlandflächen des Direktionsbezirks Dresden im Jahr 2010.....	90
Abbildung 43:	Grünlandflächen des Direktionsbezirks Leipzig im Jahr 2010.....	90
Abbildung 44:	Entwicklung der Grünlandfläche in den Direktionsbezirken Sachsens von 2002-2012	91
Abbildung 45:	Nutzungspfade exemplarischer Agrarprodukte im globalen Maßstab für 2009.....	113
Abbildung 46:	Frischmassebasierte Substratmischung aller sächsischen Biogasanlagen im Jahr 2010.....	121
Abbildung 47:	Anteilige Zusammensetzung THG-Emissionen bei der Erzeugung von Biogas 2010.....	133
Abbildung 48:	Anteilige Zusammensetzung vermiedener THG-Emissionen bei der Erzeugung von Biogas 2010	133
Abbildung 49:	Verteilung des Anteils der mit der S3-Maßnahme „Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat“ bewirtschafteten Ackerfläche auf die Vergleichsgebiete Sachsens	147
Abbildung 50:	Agrarumweltmaßnahmen nach Richtlinie der AuW Teil A (2011 in ha).....	155
Abbildung 51:	Chemischer Zustand der Grundwasserkörper hinsichtlich des Nitrats nach EG-Wasserrahmenrichtlinie im Freistaat Sachsen	155
Abbildung 52:	Stickstoffsaldo der Fruchtarten bzw. -gruppen auf Dauertestflächen, Mittelwerte 1992-2010.....	160
Abbildung 53:	Ausbringung der Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftlichen Nutzflächen	165
Abbildung 54:	Ausgebrachte flüssige Wirtschaftsdüngerartenanteile in %	165
Abbildung 55:	Ausbringung der anfallenden Gülle mit verschiedenen Ausbringungstechniken in %.....	166
Abbildung 56:	Einarbeitung der anfallenden Güllemenge in % (gerundet).....	167
Abbildung 57:	Zeiträume der Gülleausbringung.....	168
Abbildung 58:	Organische Stickstoffdüngung nach Ackerzahlen (Mittelwerte 1992-2010)	170
Abbildung 59:	Entwicklung der N-Bilanzglieder (rechts) auf den Dauertestflächen.....	171
Abbildung 60:	Stickstoffsaldo in Abhängigkeit vom Einsatz organischer Dünger (Mittelwerte 2001-2010).....	171
Abbildung 61:	Konzept, thematische Inhalte und räumliche Auflösung des GAS-EM-Modells	194
Abbildung 62:	Anteil der viehhaltenden Betriebe nach Tierarten	195
Abbildung 63:	Räumliche Verteilung des sächsischen Tierbestandes	195
Abbildung 64:	Tierbesatzdichte der Bundesländer im Vergleich.....	196
Abbildung 65:	Entwicklung der Rinder- und Schweinebestände 2000-2010.....	197
Abbildung 66:	Entwicklung der Haltungsformen bei Milchkühen 1990-2010.....	198
Abbildung 67:	Entwicklung der Haltungsformen bei Rindern (ohne Milchkühe) 1990-2010.....	198
Abbildung 68:	Entwicklung der Weidezeiten in der Rinderhaltung 2000-2010.....	199
Abbildung 69:	Entwicklung der THG-Emissionen aus der Tierhaltung (Wirtschaftsdüngermanagement und Methan aus der Verdauung) von 2000 bis 2010	208
Abbildung 70:	Entwicklung der THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement von 2000 bis 2010	209
Abbildung 71:	THG-Emissionsminderungsleistungen durch die Vergärung von Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen ...	211
Abbildung 72:	Entwicklung des bundesdeutschen Pro-Kopf-Lebensmittelverzehr zwischen 2000 und 2010	225
Abbildung 73:	Schwankungsbereich publizierter THG-Emissionsfaktoren tierischer Lebensmittel (konventionelle Tierhaltung).....	227
Abbildung 74:	Zusammenstellung aller betrachteten Klimaschutzleistungen zum Jahr 2010 (ohne Berücksichtigung der bilanzübergreifenden Biomassenutzungstechnologien).....	230
Abbildung 75:	Vermiedene THG-Emissionen durch den Verzicht auf Grünlandumbruch	231
Abbildung 76:	Klimaschutzleistung aus der Einsparung von THG-Emissionen durch die Etablierung von Grünlandmaßnahmen	232
Abbildung 77:	Flächenspezifische THG-Minderungsleistungen relevanter Biomassenutzungspfade Quelle: eigene Berechnungen.....	233
Abbildung 78:	Zusätzlich anrechenbare THG-Minderungseffekte energetischer Biomasse-Nutzungspfade bezogen auf den Bilanzraum der sächsischen Landwirtschaft	234
Abbildung 79:	THG-Emissionen aus dem Treibstoffverbrauch verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren je Hektar...	235

Abbildung 80:	THG-Minderung aus dem Treibstoffverbrauch für die Bodenbearbeitung durch Einsatz konservierender Bearbeitungsverfahren unter Berücksichtigung der Flächenanteile 2010	235
Abbildung 81:	THG-Minderungspotenzial stoffaustragsmindernde Maßnahmen pro Hektar auf Basis des N-Minderungspotenzials	236
Abbildung 82:	THG-Minderung stoffaustragsmindernder AuW-Maßnahmen 2010 auf Basis N-Minderungspotenzial.....	236
Abbildung 83:	THG-Minderung stoffaustragsmindernder Maßnahmen ohne Förderung 2010 auf Basis N-Minderungspotenzial	237
Abbildung 84:	Klimaschutzleistung infolge der verbesserten Ausbringungstechnik und Anrechnung der N-Gutschrift 1990/2010	237
Abbildung 85:	Klimaschutzleistung stoffaustragsmindernder AuW-Maßnahmen pro Hektar auf Basis von Treibstoffverbrauch, Stoffminderung und Düngerersatz durch Leguminosen	238
Abbildung 86:	Klimaschutzleistung der AuW-Maßnahmen S1 Zwischenfruchtanbau, S2 Untersaaten, S5 Anlage von Grünstreifen und S6 bodenschonender Ackerfutterbau für Sachsen 2010 auf Basis von N-Minderung und Treibstoffverbrauch	238
Abbildung 87:	THG-Minderungsleistungen im Bereich Tierhaltung in Bezug auf das Jahr 2000	239
Abbildung 88:	Prozentuale Reduzierung flächen- und produktbezogener THG-Emissionen im Pflanzenbau durch ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau	240
Abbildung 89:	Klimaschutzleistung für die ökologische Anbaufläche Sachsens 2010	241
Abbildung 90:	Tier- und produktbezogene THG-Minderungspotenziale der ökologischen Erzeugung gegenüber einer konventionellen Erzeugung [%].....	241
Abbildung 91:	Tier- und produktbezogenes THG-Minderungspotenzial bezogen auf sächsischen Öko-Viehbestand 2010	242
Abbildung 92:	Anteil HNV-Grünland am Grünland in Deutschland insgesamt	244
Abbildung 93:	NH ₃ -Emissionen einer Milchkuh (Jahresleistung 8.000 kg Platz/Jahr, Gewicht 630 kg/Tier) als Funktion veränderter Weidedauer. Die anderen Haltungparameter bleiben unverändert (Weidegang 10 h/Tag, Boxenlaufstall auf Gülle, Lagerbehälter mit natürlicher Schwimmdecke, Ausbringung mit Schleppschlauchverteiler, Einarbeitung nach 4 h)	249
Abbildung 94:	Entwicklung der Anzahl von Biogasanlagen und der gesamten installierten elektrischen Leistung in Deutschland (Stand 05/2013)	263
Abbildung 95:	Entwicklung des jährlichen Zubaus von neuen Biogasanlagen in Deutschland (Stand 05/2013)	264
Abbildung 96:	Anteile ausgewählter Tiergruppen am nutzbaren Wirtschaftsdüngeranfall (Bezug: Gesamtstickstoff in den Wirtschaftsdüngern nach Abzug möglicher Verluste auf der Weide), ohne Berücksichtigung des Wirtschaftsdüngeranfalls von Schafen, Pferden und Geflügel)	265
Abbildung 97:	Entwicklung der Produktions- und Absatzmengen von Biodiesel und Rapsölkraftstoff sowie der.....	283
Abbildung 98:	Entwicklung des Biokraftstoffabsatzes in Deutschland zwischen 2004 und 2012	284
Abbildung 99:	THG-Emissionen aus den Ausscheidungen im Vergleich zwischen Stallhaltung und Weidegang bei Milchkühen (gesamte Prozesskette inkl. bodenbürtiger Emissionen)	327
Abbildung 100:	THG-Emissionen aus den Ausscheidungen im Vergleich zwischen Stallhaltung und Weidegang bei Färsen (gesamte Prozesskette inkl. bodenbürtiger Emissionen)	328
Abbildung 101:	Anteilige THG-Emissionen aus der Lagerung von Schweinegülle in Sachsen im Jahr 2010	349
Abbildung 102:	Anteilige THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement von Schweinegülle in Sachsen im Jahr 2010 nach Haenel et al. (2012)	350
Abbildung 103:	Treibhausgasbilanz, ökologisch : konventionell, differenziert nach THG-Flüssen und Betriebstypen	360
Abbildung 104:	Schwankungsbereich publizierter THG-Emissionsfaktoren tierischer und pflanzlicher Lebensmittel (konventionelle Landwirtschaft)	365
Abbildung 105:	Übersicht ermittelter THG-Minderungspotenziale ab dem Jahr 2010.....	371
Abbildung 106:	THG-Vermeidungspotenzial in Sachsen unter Berücksichtigung der betrachteten Szenarien	372
Abbildung 107:	THG-Minderungspotenzial bei Erhöhung der Grünlandfläche in Sachsen	373
Abbildung 108:	THG-Minderungspotenzial bis 2020 gegenüber Ist-Stand bei Erhöhung der leguminosenbasierten Bestände in Futterbausystemen und Verzicht auf die mineralische Düngung im Grünland bei optimiertem Güllemanagement (bspw. Rindergülle) und Erhöhung der Anrechenbarkeit.....	373
Abbildung 109:	THG-Minderungspotenzial des Energieträgers Diesel	374

Abbildung 110: THG-Minderungspotenzial des Energieträgers Strom.....	374
Abbildung 111: THG-Minderungspotenzial Brennstoffe	375
Abbildung 112: Klimaschutzpotenziale durch den Ausbau und die Optimierung der Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen	376
Abbildung 113: Klimaschutzpotenziale durch den Einsatz von Pflanzenöl als Fahrzeugtreibstoff in der Landwirtschaft sowie den Anbau und die energetische Nutzung von Holz aus KUP	377
Abbildung 114: Weitere potenzielle Klimaschutzleistungen ausgewählter Szenarien zur Ausdehnung der konservierenden Bodenbearbeitung bis 2020. Flächenbezug ist jeweils die WRRL-Maßnahmenfläche. .	378
Abbildung 115: Weitere potenzielle Klimaschutzleistungen durch AuW-Maßnahmen zur Minderung des Stoffaustrags nach WRRL. Real- und Maximal-Szenarien bis 2015 bzw. 2020, berechnet auf Basis unterschiedlicher Flächenausdehnungen.....	378
Abbildung 116: Weiteres THG-Minderungspotenzial gegenüber dem Ist-Stand bei Optimierung der Ausbringungstechnik und Verkürzung der Einarbeitungszeiten	379
Abbildung 117: Weiteres THG-Minderungspotenzial gegenüber dem Ist-Stand der AuW-Maßnahmen S1 Zwischenfruchtanbau, S2 Untersaaten, S5 Randstreifen und S6 bodenschonender Ackerfutteranbau. Berücksichtigung von Stoffminderungspotenzial, Leguminosenanteil (S6) und Treibstoffbedarf. Berechnet für ein Realszenario und ein Maximalszenario.	380
Abbildung 118: Maximale THG-Minderungspotenziale einzelner Maßnahmenkategorien der sächsischen Tierproduktion	380
Abbildung 119: Weitere potenzielle Klimaschutzleistungen durch Ökologischen Ackerbau, Real- und Maximal- Szenarien bis 2020, berechnet auf Basis von Flächenausdehnungen.....	383
Abbildung 120: Gesamtübersicht der THG-Emissionen unter Berücksichtigung von bis 2010 umgesetzten Klimaschutzleistungen und von THG-Minderungspotenzialen, Bilanzraum sächsische Landwirtschaft gesamt	398

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Standortbedingungen Sachsens	27
Tabelle 2:	Böden Sachsens.....	27
Tabelle 3:	Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutzfläche von 1990 bis 2010	34
Tabelle 4:	Fläche der angebauten Kulturen in Gewächshäusern	34
Tabelle 5:	Anbaufläche von Leguminosen von 1990 bis 2010	35
Tabelle 6:	Direkte N-Einträge in landwirtschaftlich genutzte Böden und ausgewaschene Stickstoff-Mengen	36
Tabelle 7:	Berechnung der anrechenbaren N-Mengen der Gemüsesorten bezogen auf die Anbaufläche 2010 mit dem durchschnittlichen gewichteten Vorfruchtwert in kg N/ha	38
Tabelle 8:	Eingesetzte mineralische N-Düngungsmengen und entstehende Emissionen (Bezugsjahr 2010)	39
Tabelle 9:	Abschätzung der THG-Emissionen aus dem Bereich Obstanbau (Referenzjahr 2010).....	41
Tabelle 10:	Anbauflächen von Schnittblumen/Zierpflanzen zum Schnitt 2012 nach Pflanzenarten in Sachsen.....	42
Tabelle 11:	Abschätzung der THG-Emissionen aus dem Bereich Zierpflanzenanbau (Referenzjahr 2010).....	42
Tabelle 12:	Abschätzung der THG-Emissionen aus dem Bereich Weinbau (Referenzjahr 2010)	42
Tabelle 13:	N-Ausscheidungen der wichtigsten Tierarten in kg N/Platz und Jahr (sachsenspezifisch)	44
Tabelle 14:	Durchschnittliche tägliche Energieaufnahme in MJ/Platz und Tag (sachsenspezifisch)	44
Tabelle 15:	Futtermengen für Mastschweine (Standardfuttermenge, die für Deutschland und Sachsen genutzt wird)	44
Tabelle 16:	Haltungssysteme in % aufgestallter Tiere	45
Tabelle 17:	Volatile Solids Ausscheidungen je Tierkategorie	47
Tabelle 18:	THG-Emissionen aus der sächsischen und der deutschen Landwirtschaft in kt CO _{2e}	52
Tabelle 19:	Landwirtschaftliche Emissionen von THG in t CO ₂ -Äquivalent je ha LF, GV, Einwohner für 2010.....	53
Tabelle 20:	Sächsische Grünlandflächen im Vergleich in ha.....	59
Tabelle 21:	Übersicht der Bewirtschaftungsformen	63
Tabelle 22:	Zusammenstellung flächenspezifischer Energiekosten	63
Tabelle 23:	Spezifischer Stromverbrauch nach Tierhaltungsform	64
Tabelle 24:	Stromverbrauch durch Tierhaltung nach Betriebsform.....	64
Tabelle 25:	Gesamtstromverbrauch nach Betriebsform	65
Tabelle 26:	Treibhausgasemissionen aus dem Stromverbrauch nach Betriebsform	65
Tabelle 27:	Brennstoffverbrauch nach Betriebsform.....	66
Tabelle 28:	Treibhausgasemissionen aus dem Brennstoffverbrauch nach Betriebsform	66
Tabelle 29:	Treibstoffverbrauch nach Betriebsform	66
Tabelle 30:	Treibhausgasemissionen aus dem Treibstoffverbrauch nach Betriebsform.....	67
Tabelle 31:	Treibhausgasemissionen aus dem Energieverbrauch nach Betriebsform	67
Tabelle 32:	Korrigierte THG-Gesamtemissionen für den Bilanzraum landwirtschaftliche Produktion.....	68
Tabelle 33:	Inlandsabsatz stickstoffhaltiger Düngemittel in Sachsen 2010/2011	70
Tabelle 34:	N-Düngungsbedarf nach Düngungsberatung mittels BEFU und Erfahrungswerten	71
Tabelle 35:	Produktionsbedingte Emissionsfaktoren stickstoffhaltiger Düngemittel	73
Tabelle 36:	Vergleich der Emissionsfaktoren bei der N-Düngemittelherstellung (2006 und 2010) in der EU	73
Tabelle 37:	Produktionsbedingte Emissionen stickstoffhaltiger Düngemittel	74
Tabelle 38:	Herstellung von Mischfutter in Sachsen und Deutschland 2011	75
Tabelle 39:	Rohstoffverbrauch der Mischfutterhersteller in Deutschland.....	76
Tabelle 40:	Versorgung der Bundesrepublik Deutschland mit Ölkuchen und -schroten: Anteile in- und ausländischer Erzeugung, Anfall aus der Verarbeitung (für 2010).....	77
Tabelle 41:	Versorgung mit Ölkuchen und -schroten zur Verwertung als Futtermittel in Deutschland 2002 bis 2010	77
Tabelle 42:	Entwicklung des Großviehbestandes und Besatzes (GV) in Sachsen.....	78
Tabelle 43:	Annahmen für die Futtermittelaufnahme und Proteinbedarf des gesamten GV Bestandes nach Nutztierarten in Sachsen für 2010.....	79
Tabelle 44:	Berechneter Gesamtverbrauch an Konzentratfutter für Sachsen, davon Soja aus Importen. Angabe der mittleren N-Entzüge/ha	79
Tabelle 45:	Berechnete THG-Emissionsfaktoren für Soja-, Raps- und Getreideschrote	80

Tabelle 46:	CO ₂ -Äquivalente für den Gesamtverbrauch an Konzentratfutter und den Zukauffuttermittelanteil für Anbau, Verarbeitung und Transport im Freistaat Sachsen	80
Tabelle 47:	Prozentuale Anteile der Flächenänderung des Sojaanbaus für den Zeitraum 2000 bis 2009 (100 % entspricht der gesamten durch Sojaanbau ausgelösten Landnutzungsänderung in diesem Zeitraum)	83
Tabelle 48:	THG-Emissionen weiterer Vorketten.....	83
Tabelle 49:	EPLR-Zielvorgabe und Realisierungsstände der AuW Maßnahmen G 10 Umwandlung von Acker in Dauergrünland zur Reduzierung von Stoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer	91
Tabelle 50:	Klimaschutzleistung durch den Erhalt und den Bestand von Grünland in Sachsen.....	95
Tabelle 51:	Beantragte Flächen in ha im Bereich G „Extensive Grünlandwirtschaft, Naturschutzgerechte Grünlandbewirtschaftung und Pflege“ 2010 (Bewilligung 2011)	95
Tabelle 52:	Beantragte Flächen im Bereich Naturschutzgerechte Nutzung und Pflege von Grünland und sonstigen Offenflächen (NG) 2010 nach RL NE/2007.....	96
Tabelle 53:	Pflanzenbaulich wirksamer N in Sachsen auf mit Rindern und Schafen beweideten Flächen (kg/beweidete ha und Jahr)	97
Tabelle 54:	N-Einsatz auf Grünlandflächen ohne Agrarumweltmaßnahmen.....	98
Tabelle 55:	Begrenzung des N-Eintrages über Beweidung bei Grünland mit AuW.....	98
Tabelle 56:	Trockenmasse und Energieerträge der Grünlandstandorte nach Intensitätsstufen.....	99
Tabelle 57:	Mittelwerte 2008-2010 der Trockenmasse- und Energieerträge aus den Versuchsvarianten	99
Tabelle 58:	Einsparung von CO ₂ -Emissionen aus dem Dieserverbrauch unterschiedlicher Grünlanderzeugung	100
Tabelle 59:	Berechnung THG-Emissionen aus der Grünlandnutzung ohne Agrarumweltmaßnahmen Bezugsjahr 2010	101
Tabelle 60:	Berechnung THG-Emissionen aus der Grünlandnutzung mit Agrarumweltmaßnahmen Bezugsjahr 2010	102
Tabelle 61:	THG-Einsparungspotenzial durch die Etablierung von Agrarumweltmaßnahmen im Grünland	103
Tabelle 62:	Einsparung von THG-Emissionen infolge der Kraftstoffeinsparung bei Umsetzung von Grünlandextensivierungsmaßnahmen.....	103
Tabelle 63:	THG-Emissionen durch Dieserverbrauch bei der Produktion verschiedener Fruchtartengruppen.....	104
Tabelle 64:	Spezifischer Strom-/Brennstoffverbrauch nach Fruchtart.....	105
Tabelle 65:	Spezifischer Stromverbrauch bei der Milcherzeugung	106
Tabelle 66:	Spezifischer Stromverbrauch bei der Milcherzeugung (Literaturübersicht)	106
Tabelle 67:	Spezifischer Strom-/Wärmeverbrauch bei der Haltung von Schweinen zur Fleischproduktion	107
Tabelle 68:	Literaturübersicht zum spezifischen Strom-/Wärmeverbrauch bei der Haltung von Schweinen zur Fleischproduktion	107
Tabelle 69:	Spezifischer Strom-/Brennstoffverbrauch bei der Mutterkuhhaltung	108
Tabelle 70:	Spezifischer Treibstoffverbrauch bei der Mutterkuhhaltung.....	108
Tabelle 71:	Spezifischer Strom-/Brennstoffverbrauch bei der Geflügelhaltung	108
Tabelle 72:	Zusammenstellung der Strom-/Brennstoffverbräuche nach Produktionsprozessen	109
Tabelle 73:	Typische CO ₂ -Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen u. a. für die Biokraftstoffproduktion	111
Tabelle 74:	Kennzahlen zur Bevölkerungsentwicklung, Flächennutzung und dem Lebensmittelverzehr in Deutschland und der Welt im Jahresvergleich 1990-2010	111
Tabelle 75:	Vorgeschlagene iLUC-Werte der EU-Kommission aus dem Jahr 2012.....	115
Tabelle 76:	Berechnungsansätze zur Ermittlung der Biogas-, Strom- und Wärmeerzeugung sächsischer Biogasanlagen im Jahr 2010	119
Tabelle 77:	Berechnungsansätze zu Substratqualitäten für die Biogaserzeugung und Einsatzstoffmengen für 2010	120
Tabelle 78:	Nutzung anfallender Wirtschaftsdüngeremengen in BGA im Jahr 2010 (Stickstoffbilanz).....	121
Tabelle 79:	Flächenbedarf der Erzeugung von Energiepflanzen zur Biogasproduktion im Jahr 2010	122
Tabelle 80:	THG-Emissionen des Anbaus und Transports von nawaRo für die Biogaserzeugung.....	124
Tabelle 81:	Vergleichende Verlustbilanz Lagerung vs. Vergärung der Wirtschaftsdünger (Bilanzjahr 2010).....	129
Tabelle 82:	Spezifische Emissionsfaktoren für die Vergärung von Wirtschaftsdüngern und Nachwachsenden Rohstoffen in sächsischen Biogasanlagen 2010	131
Tabelle 83:	Ist-Stand der THG-Minderungsleistungen durch die Vergärung von Wirtschaftsdüngern und Nachwachsenden Rohstoffen in sächsischen Biogasanlagen für das Jahr 2010.....	134

Tabelle 84:	Spezifische Emissionsfaktoren und THG-Bilanz für Herstellung und Nutzung von Biodiesel	136
Tabelle 85:	THG-Minderungsleistungen aus der Herstellung und Nutzung von Biodiesel im Jahr 2010	136
Tabelle 86:	Spezifische Emissionsfaktoren und THG-Bilanz für Herstellung und Nutzung von Pflanzenöl	138
Tabelle 87:	Spezifische Emissionsfaktoren und THG-Bilanz für Herstellung und Nutzung von Pflanzenöl in neu installierten BHKW	139
Tabelle 88:	THG-Minderungsleistungen aus der Herstellung und Nutzung von Pflanzenöl im Jahr 2010	139
Tabelle 89:	Spezifische Emissionsfaktoren und THG-Bilanz für Herstellung und Nutzung von Bioethanol	141
Tabelle 90:	Ist-Stand der THG-Bilanz der Erzeugung und Nutzung von Bioethanol 2010	142
Tabelle 91:	Treibhausgasminderungsleistungen des Einsatzes von Holzhackschnitzeln	142
Tabelle 92:	Flächenbedarf zur Erzeugung von Energiepflanzen im Jahr 2010	144
Tabelle 93:	Flächenspezifische THG-Bilanzen von Bioenergiepfaden im Jahr 2010	145
Tabelle 94:	EPLR-Zielvorgabe und Realisierungsstände der AuW Maßnahmen S3 Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat sowie S6 Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren zur Reduzierung von Stoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer	146
Tabelle 95:	Mittlere Herbst-Nitratstickstoffgehalte nach Bodenbearbeitungsverfahren: keine, wendend und pfluglos (1994 bis 2009)	148
Tabelle 96:	Treibstoffverbrauch und Deseleinsparung pro Jahr durch die Umstellung von pflugbasierter Bodenbearbeitung auf nicht wendende Bodenbearbeitung bzw. auf Direktsaat in Sachsen bei Betrachtung des Anbauverfahrens	151
Tabelle 97:	Ist Stand der THG-Emissionen durch die Bodenbearbeitung auf Basis von Deseleinsatz. Berücksichtigung der Umstellung von pflugbasierter Bodenbearbeitung auf nicht wendende Bodenbearbeitung bzw. auf Direktsaat bei Betrachtung des Anbauverfahrens	153
Tabelle 98:	Klimaschutzleistung aus der Treibstoffeinsparung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren gegenüber 100 % wendender Bearbeitung	153
Tabelle 99:	EPLR-Zielvorgabe und Realisierungsstände geförderter landwirtschaftlicher Maßnahmen zur Reduzierung von Stoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer	157
Tabelle 100:	Ackerfläche und Anzahl der OWK/GWK, in denen Maßnahmen zur Reduzierung der auswaschungsbedingten Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft umgesetzt werden	157
Tabelle 101:	Herbst-Nitratstickstoffgehalte 2009 nach Fruchtartengruppen	158
Tabelle 102:	Mittlere Herbst-Nitratgehalte [kg N/ha] nach verschiedenen Kulturen zwischen Flächen in Wasserschutzgebieten (SchAVO-Flächen) und konventionell bewirtschafteten Flächen außerhalb von Wasserschutzgebieten	159
Tabelle 103:	Nitratbelastung im Grund- und Oberflächengewässer	161
Tabelle 104:	Berechnungsgrundlagen des N ₂ O-Emissionsfaktors	162
Tabelle 105:	Emissionsfaktoren bei Einsatz von 1 kg N aus mineralischer Düngung in CO ₂ -Äquivalenten	162
Tabelle 106:	Berechnung der Klimaschutzleistung von AuW Maßnahmen auf Basis des N-Minderungspotenzials	163
Tabelle 107:	Berechnung der Klimaschutzleistung von nicht geförderten Maßnahmen auf Basis des N- Minderungspotenzials	163
Tabelle 108:	Mittlere pflanzenbauliche Wirksamkeit (MDÄ) von Gülle im Ausbringungsjahr	169
Tabelle 109:	Umsetzung der Maßnahmen aus dem Teilprogramm „Umweltgerechter Ackerbau“ 2000-2004	172
Tabelle 110:	Kumulative Ammoniak-Verluste in % des TAN nach der Ausbringung von Rinder- und Schweinegülle auf Ackerflächen mit Breitverteiler ohne Einarbeitung bei unterschiedlichen Temperaturen	173
Tabelle 111:	NH ₃ -Emissionsfaktoren für die Anwendung von Gülle auf Ackerland (TAN-bezogen)	174
Tabelle 112:	NH ₃ -Emissionsfaktoren für die Anwendung von Gülle auf Grünland (TAN-bezogen)	174
Tabelle 113:	NH ₃ -Emissionsfaktoren für die Anwendung von Festmist (Rind, Schwein) auf Acker- oder Grünland (TAN bezogen)	175
Tabelle 114:	NH ₃ -Emissionsfaktoren für die Anwendung von Geflügelfestmist auf Acker- oder Grünland (TAN bezogen)	175
Tabelle 115:	Veränderung der NH ₃ -Emissionen durch Verschiebung der Herbstgülle in das Frühjahr mit unterschiedlichen Ausbringungsverfahren	177
Tabelle 116:	Abschätzung der Ausbringungsverfahren und Einarbeitungszeiten in Sachsen in den Jahren 2007/2010 für Flüssigmist	178

Tabelle 117:	Abschätzung der Ausbringungsverfahren und Einarbeitungszeiten in Sachsen in den Jahren 2007/2010 für Festmist	179
Tabelle 118:	THG-Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in den Jahren 2007 und 2010	179
Tabelle 119:	Reduzierung der THG-Emissionen durch Anrechnung der N-Gutschrift und optimierter Ausbringungstechnik	180
Tabelle 120:	EPLR-Zielvorgabe und Realisierungsstände der geförderten landwirtschaftlicher Maßnahmen Zwischenfruchtanbau, Untersaaten, Anlage von Grünstreifen und Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren des Ackerfutterbaus	181
Tabelle 121:	Symbiotische N ₂ -Fixierleistung und N- Flächenbilanzsaldo von legumen Zwischenfrüchten	183
Tabelle 122:	Klimaschutzleistung durch Berücksichtigung des Leguminosenanteils bei der N- Düngung, Maßnahme S6	186
Tabelle 123:	CO ₂ -Emissionen aus dem Treibstoffbedarf für den Zwischenfruchtanbau im Vergleich zu Schwarzbrache	187
Tabelle 124:	CO ₂ -Emissionen aus dem Treibstoffbedarf für Untersaaten mit verschiedenen Ausbringungssystemen	188
Tabelle 125:	CO ₂ -Emissionen aus dem Treibstoffbedarf für Ackerrandstreifen im Vergleich zur Referenznutzung Sommergetreide und Silomais	188
Tabelle 126:	Vergleich der THG Emissionen aus dem Treibstoffbedarf der AuW S6 zu verschiedenen Anbausystemen	189
Tabelle 127:	Klimaschutzleistung der AuW-Maßnahmen S1, S2, S5 und S6 aus dem N-Minderungspotenzial, dem Ersatz von Mineraldünger durch Leguminosen (nur S6) sowie dem Treibstoffbedarf	190
Tabelle 128:	Mittelwerte Vorbelastung von Ackerböden mit verschiedenen Bodenarten in Sachsen	191
Tabelle 129:	Größenklassen sächsischer Landwirtschaftsbetriebe	192
Tabelle 130:	Entwicklung ausgewählter Parameter der Fütterung von Milchkühen 2000-2010	200
Tabelle 131:	Entwicklung ausgewählter Kennziffern der Milchviehhaltung 2000-2010	202
Tabelle 132:	Maximale spezifische Methanbildungskapazität B ₀ der Exkremente ausgewählter Tierarten	203
Tabelle 133:	Spezifische Methanemissionen der Exkremente ausgewählter Tierarten	204
Tabelle 134:	Anteilige Lagerverfahren für die Haupttierarten	205
Tabelle 135:	Vergleichende Gegenüberstellung von Emissionsfaktoren (EF) nach IPPC in Abhängigkeit der Lagerverfahren	206
Tabelle 136:	Absolute und relative THG-Emissionen aus Stall und Lager in Abhängigkeit des Lagerverfahrens	207
Tabelle 137:	Tierplatzspezifische THG-Gesamtemissionen im Vergleich 2000-2010	209
Tabelle 138:	Theoretische THG-Minderungen im Vergleich 2000-2010 (Bezug Tierbestandszahlen bzw. Milcherzeugung im Jahr 2000)	210
Tabelle 139:	Entwicklung der Anbaufläche des ökologischen Landbaus in Sachsen, Zeitraum 1999 bis 2010	212
Tabelle 140:	Anbaufläche der Ökobetriebe in Sachsen ohne teilumgestellte Betriebe (2010)	213
Tabelle 141:	Standortspezifische Erträge und Umrechnungsfaktoren verschiedener Fruchtarten	214
Tabelle 142:	Tierbestände der Ökobetriebe in Sachsen (ohne teilumgestellte Betriebe)	214
Tabelle 143:	Entwicklung der Tierbestände (Großvieheinheiten) der Öko-Betriebe in Sachsen (ohne teilumgestellte Betriebe)	215
Tabelle 144:	Herbst-Nitratstickstoffgehalte und N-Minderungspotenzial, Vergleich konventioneller und ökologischer Ackerbau in Sachsen [kg/ha]	215
Tabelle 145:	Flächenbedarf für die Erzeugung tierischer Lebensmittel bei konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise	217
Tabelle 146:	Potenziale der C-Bindung/Freisetzung	218
Tabelle 147:	Prozentuale Reduzierung flächen- und produktbezogener THG-Emissionen im Pflanzenbau durch ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau	219
Tabelle 148:	Flächenbezogene Klimaschutzleistung des ökologischen Ackerbaus in Sachsen	220
Tabelle 149:	Tierbezogene CH ₄ -, N ₂ O- und CO ₂ -Emissionen	221
Tabelle 150:	Tierbezogene CO ₂ -Äquivalente pro Tier und für den sächsischen Viehbestand, Vergleich ökologisch – konventionell und konventionell ressourcenschonend optimiert	221
Tabelle 151:	Produktbezogene CO ₂ -Äquivalente pro Produkt und für die sächsischen Tierprodukte, Vergleich ökologisch – konventionell und konventionell-ressourcenschonend optimiert	221
Tabelle 152:	Bilanzieller Selbstversorgungsgrad für tierische Lebensmittel in Sachsen 2010	226

Tabelle 153:	Verwendete Emissionsfaktoren zur Ermittlung der THG-Emissionen aus dem Verzehr tierischer Lebensmittel	228
Tabelle 154:	THG-Bilanz des sächsischen Verzehrs tierischer Lebensmittel im Jahr 2010	229
Tabelle 155:	Szenario 1 – Beibehaltung der Grünlandfläche zum Stand 2010: THG-Minderungspotenzial.....	245
Tabelle 156:	Szenario 2 – Vermeidung des Rückgangs der Dauergrünlandfläche in Sachsen um 5-10 %.....	246
Tabelle 157:	Szenario 3 - Erhöhung der Dauergrünlandfläche in Sachsen um 5-10 %.....	246
Tabelle 158:	Einsparung von THG-Emissionen aus der mineralischen Düngung durch Erhöhung der Anrechenbarkeit von Wirtschaftsdüngern in der Düngeplanung.....	250
Tabelle 159:	Klimaschutzleistung durch Berücksichtigung des Leguminosenanteils im Grünland bzw. Feldfutterbau.....	251
Tabelle 160:	Klimaschutzleistung und THG-Minderungspotenzial bis 2020 gegenüber dem Ist-Stand in 2 Szenarien.....	252
Tabelle 161:	Klimaschutzleistung und THG-Minderungspotenzial bis 2020 gegenüber dem Ist-Stand bei Einsparung der mineralischen Düngung	252
Tabelle 162:	Kraftstoffeinsparpotenzial bei Traktoren	254
Tabelle 163:	Treibstoffeinsparung im ökologischen Landbau.....	255
Tabelle 164:	Einsparpotenzial frequenzgeregelte Vakuumpumpe.....	255
Tabelle 165:	Potenzial der THG-Minderung im Bereich Milchpumpen	256
Tabelle 166:	Einsparpotenzial Kühlverfahren	256
Tabelle 167:	Potenzial der THG-Minderung durch Umstellung auf effiziente Kühlverfahren	256
Tabelle 168:	Reinigungsverfahren für Melkanlagen	257
Tabelle 169:	Energiebedarf Ferkelnest bis zum 21. Lebensstag.....	257
Tabelle 170:	Potenzial der THG-Minderung durch Umstellung auf effiziente Ferkelnestbeheizung	258
Tabelle 171:	Zusammenstellung von Einsparmaßnahmen im Unterglasgartenbau.....	258
Tabelle 172:	Vergleich der Beleuchtungssysteme für einen Milchviehbetrieb mit 160 Kühen	260
Tabelle 173:	THG-Minderungspotenzial im Bereich Beleuchtung	260
Tabelle 174:	THG-Minderungspotenzial im Bereich Heizungstechnik/Wärmebereitstellung	261
Tabelle 175:	THG-Minderungspotenzial im Bereich Energieeffizienz.....	262
Tabelle 176:	Berechnungsansätze zur Abschätzung eines Mindesttierbestands zur Auslastung von EEG-Gülleanlagen mit 75 kW elektrischer Leistung	266
Tabelle 177:	Mindest-Tierbestandszahlen zur Auslastung von Gülle-BGA mit 75 kW installierter elektrischer Leistung ..	267
Tabelle 178:	Abschätzung zum Anteil der Vergärung von Milchviehgülle im Referenzjahr 2010 und theoretisches Potenzial zur technischen/wirtschaftlichen Erschließung durch Gülle-Kleinanlagen 75 kW _{el}	267
Tabelle 179:	Entwicklungspotenziale von BGA auf Basis der Rohstoffverfügbarkeit.....	269
Tabelle 180:	Maximale THG-Minderungspotenziale beim Neubau oder der Erweiterung von Biogasanlagen	272
Tabelle 181:	Maximale THG-Minderungspotenziale durch eine Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen.....	279
Tabelle 182:	Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Biogasanlagen (1)	280
Tabelle 183:	Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Biogasanlagen (2)	280
Tabelle 184:	Klimaschutzpotenziale durch Ausweitung der Anlagen von KUP und die energetische Nutzung von Holz aus KUP zur Strom- und Wärmeerzeugung (Prognosezeitraum bis 2020).....	289
Tabelle 185:	Kraftstoffbedarf und relative Kraftstoffeinsparung verschiedener Intensitäten von Anbauverfahren am Beispiel von Winterweizen	294
Tabelle 186:	Potenzial der THG-Minderung durch konservierende Bodenbearbeitung für den Freistaat Sachsen	295
Tabelle 187:	CO ₂ -Einsparung durch Ausdehnung und Intensivierung der konventionellen Bodenbearbeitung. Szenarien für 2020 gegenüber dem Ist-Stand	296
Tabelle 188:	Beschreibung und Zielflächen der Szenarien für N-stoffaustragsmindernde Maßnahmen gemäß WRRL a) Realszenario, b) Maximalszenario	298
Tabelle 189:	Berechnung der weiteren Klimaschutzleistungen gegenüber dem Ist-Stand bei Ausdehnung der Flächen für stoffaustragsmindernde Maßnahmen in zwei Szenarien.....	300
Tabelle 190:	Szenario 1 – Einarbeitung des gesamten in Sachsen 2010 anfallenden Rinder-, Schweine- und Geflügelmistes innerhalb von einer Stunde	305
Tabelle 191:	Szenario 2 – Emissionsarme Ausbringung der Gülle.....	305

Tabelle 192:	Reduzierung der THG-Emissionen durch Anrechnung der N-Gutschrift und optimierter Ausbringungstechnik.....	306
Tabelle 193:	Klimaschutzleistung und THG-Minderungspotenzial bis 2020 gegenüber dem Ist-Stand für S1 Zwischenfrüchte, S2 Untersaaten, S5 Grünstreifen und S6 Ackerfutterbau in zwei Szenarien	311
Tabelle 194:	Kostenschätzung je vermiedener Tonne CO ₂ -Äquivalente der AuW- Maßnahmen S1, S2, S5 und S6, vergleichend berechnet auf Basis N-Minderungspotenzial und auf Basis des hier gewählten Ansatzes Stoffaustrag + Leguminoseneffekt + Treibstoffbedarf	312
Tabelle 195:	Auswirkungen der RP-Absenkung von 18 % auf 16 % in der Ration von Hochleistungskühen auf die THG-Emissionen über einen Zeitraum von 60 Tagen pro Jahr.....	316
Tabelle 196:	Austausch von 2 kg Sojaextraktionsschrot in der täglichen Ration einer Milchkuh durch alternative Eiweißfuttermittel und deren Auswirkungen auf die THG-Emissionen in Sachsen	318
Tabelle 197:	Kosten je vermiedener Tonne CO ₂ -Äquivalente (Stand 15.10.2013) bei Einsatz alternativer Eiweißfuttermittel	319
Tabelle 198:	Kosten je vermiedene Tonne CO ₂ -Äquivalent bei Preisen, welche an den RP-Gehalt von Sojaextraktionsschrot gekoppelt sind.....	319
Tabelle 199:	Flächenbedarf für die Produktion der Eiweißträger für 188.530 Kühe (sächsischer Milchkuhbestand)	320
Tabelle 200:	THG-Bilanz des Einsatzes von 3 kg Trockenmasse verschiedener Grundfuttermittel in der täglichen Futterration pro Kuh bezogen auf den sächsischen Milchviehbestand von 188.530 Tieren	321
Tabelle 201:	Kosten je vermiedener Tonne CO ₂ -Äquivalente verschiedener Grundfuttermittel	322
Tabelle 202:	Flächenbedarf für die anteilige Produktion der Grundfuttermittel (3 kg TM/Tier und Tag) bezogen auf den sächsischen Milchviehbestand von 188.530 Tieren.....	323
Tabelle 203:	TM-Verluste in Abhängigkeit der Siloanlage	324
Tabelle 204:	Reduzierung der Anbaufläche für Grundfutter durch die Verlustreduzierung bei der Produktion und deren Auswirkungen auf den THG-Ausstoß.....	325
Tabelle 205:	THG-Minderung eingesparter Flächen bei alternativer Weizenproduktion	325
Tabelle 206:	Absolutes THG-Minderungspotenzial der Weidehaltung von sächsischen Trockenstehern (188.530 TP) (THG-Emissionen aus den Ausscheidungen inkl. bodenbürtiger Emissionen) durch Verlängerung der Weidezeit	328
Tabelle 207:	Absolutes THG-Minderungspotenzial der Weidehaltung von sächsischen Färsen (193.290 TP) (THG-Emissionen aus den Ausscheidungen inkl. bodenbürtiger Emissionen) durch Verlängerung der Weidezeit.....	329
Tabelle 208:	Auswirkungen der Veränderung der Milchleistung und Reproduktionsrate auf die THG-Emissionen in einem sächsischen Durchschnittsbetrieb.....	331
Tabelle 209:	Auswirkungen der Veränderung der Milchleistung und Reproduktionsrate auf die THG-Emissionen des sächsischen Milchviehbestandes.....	331
Tabelle 210:	Richtwerte für eine N-reduzierte Fütterung in der Schweinehaltung.....	334
Tabelle 211:	THG-Minderungspotenzial emissionsarmer Fütterungsverfahren bei Schweinen in Sachsen.....	335
Tabelle 212:	Absolutes THG-Minderungspotenzial für Sachsen durch alternative Fütterungsverfahren bei Schweinen..	335
Tabelle 213:	Haltungstechniken für güste und tragende Sauen sowie deren Emissionsminderungspotenzial gegenüber dem Referenzverfahren	338
Tabelle 214:	Haltungstechniken für säugende Sauen (Kastenstände) und deren Emissionsminderungspotenzial.....	338
Tabelle 215:	Haltungstechniken für Ferkel (Buchten oder Flatdecks) und deren Emissionsminderungspotenzial	339
Tabelle 216:	Haltungstechniken für Mastschweine (Gruppenhaltung, Vor- und Endmast) sowie deren Emissionsminderungspotenzial	339
Tabelle 217:	THG-Minderungspotenzial des sächsischen Schweinebestandes bis 2020 durch Neu-/Umbauten emissionsarmer Stallsysteme (Nutzungsdauer 25 Jahre).....	340
Tabelle 218:	Kosten je vermiedener Tonne CO ₂ -Äquivalente bei Um-/Neubaumaßnahmen verschiedener Schweinehaltungssysteme	340
Tabelle 219:	Schätzung zur Entwicklung des Milchviehbestandes zwischen 2011-2020.....	342
Tabelle 220:	Berechnungsansätze und Emissionsfaktoren für die Milchviehhaltung	343

Tabelle 221: Entstehung von THG-Emissionen aus der Verdauung, dem Wirtschaftsdüngermanagement und der zugehörigen Futterproduktion der Milchkühe inklusive ihrer Nachzucht für den Prognosezeitraum 2011-2020.....	343
Tabelle 222: THG-Ausstoß der gesamten Milchviehhaltung für den Prognosezeitraum 2011-2020	344
Tabelle 223: Leistungsparameter verschiedener Rassen.....	344
Tabelle 224: Anzahl der benötigten Schlachtungen zur Deckung des Milch- und Fleischbedarfs in Sachsen über verschiedene Rassen	345
Tabelle 225: Nötige Anzahl an Tierplätzen zur Deckung des Milch und Fleischbedarfs in Sachsen über verschiedene Rassen.....	346
Tabelle 226: THG-Bilanzen aus der Milch- und Fleischproduktion verschiedener Rassen	346
Tabelle 227: THG-Erzeugung aus der Fleisch- und Milcherzeugung verschiedener Rassen.....	347
Tabelle 228: Relative Emissionsminderungspotenziale unterschiedlicher Abdeckungen für Flüssigmistbehälter bei Lagerung von Schweinegülle.....	349
Tabelle 229: Literaturübersicht zu THG-Minderungspotenzialen alternativer Güllelagerverfahren (Auswahl)	351
Tabelle 230: Durchschnittliche Kosten je vermiedener Tonne CO ₂ -Äquivalente	352
Tabelle 231: Abschätzung des spezifischen THG-Minderungspotenzials durch Installation und Betrieb von Abluftreinigungsanlagen an großen Schweinehaltungsanlagen, Beispiel Mastschweine	355
Tabelle 232: Flächenszenarien für den Ökolandbau	357
Tabelle 233: THG-Minderungspotenziale durch Ausdehnung des Ökologischen Anbaus in den Szenarien für 2020.....	361
Tabelle 234: Flächenbedarf verschiedener Lebensmittel (Auswahl unterschiedlicher Datenquellen)	364
Tabelle 235: Spezifische THG-Emissionen unterschiedlicher Nahrungsmittel aus konventioneller und ökologischer Landwirtschaft beim Einkauf im Handeln auf Basis von GEMIS 4.4	365
Tabelle 236: THG-Bilanz des sächsischen Verzehrs tierischer Lebensmittel im Szenarium „Status quo“ für 2020	367
Tabelle 237: THG-Bilanz des sächsischen Verzehrs tierischer Lebensmittel im Szenario „DGE-Empfehlung“ für 2020.....	368
Tabelle 238: Maximale THG-Minderungspotenziale in der sächsischen Tierhaltung	381
Tabelle 239: Kennzahlenvergleich Sachsen – Niedersachsen – BRD für das Jahr 2010.....	384
Tabelle 240: Zusammenfassung der empfohlenen Maßnahmen im Bereich der Landnutzung, Handlungsfeld N-Effizienz, Treibhausgasminderungspotenzial, geschätzte Kosten der THG-Einsparung und weitere Schutzpotenziale.....	387
Tabelle 241: Zusammenfassung der empfohlenen Maßnahmen im Bereich der Landnutzung Handlungsfelder Ökolandbau und Grünland, ihr Treibhausgasminderungspotenzial, geschätzte Kosten der THG-Einsparung und weitere Schutzpotenziale	388
Tabelle 242: Zusammenfassung der empfohlenen Maßnahmen im Bereich des Energieeinsatzes und der Tierhaltung, ihr Treibhausgasminderungspotenzial und geschätzte Kosten der THG-Einsparung	391
Tabelle 243: Kumulierbare realistische THG-Minderungspotenziale	397

Anhang

Anhang 1:	Übersicht zur EU-Betriebssystematik.....	428
Anhang 2:	Emissionsfaktoren für Treibhausgase und Äquivalenzfaktoren	430
Anhang 3:	Spannweite bei der Ausbringung von N-Mineraldüngemitteln in Sachsen.....	431
Anhang 4:	Landwirtschaftliche Betriebe 2010 nach Größenklassen der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) und Rechtsform.....	432
Anhang 5:	Anwendung von organischen und mineralischen Düngemengen in Sachsen von 1990-2010.....	433
Anhang 6:	Angebaute Kulturarten mit Ertragsdaten von 1990-2010	434
Anhang 7:	Tierbestände in Sachsen (ohne Ziegen, Büffel, Esel, Maultiere) von 1990-2010 [1.000 Tiere]	435
Anhang 8:	Agrarumweltmaßnahmen für den Freistaat Sachsen.....	436
Anhang 9:	Auswahl zu THG-Emissionen aus der Produktion verschiedener Futtermittel	437
Anhang 10:	Mittlere N-Düngungsempfehlung für ausgewählte Kulturarten unter Berücksichtigung des Einsatzes organischer Dünger und N _{min} -Untersuchungsergebnisse 1997-2009	438
Anhang 11:	Berechnungsansätze zur Ermittlung des Anfalls tierischer Lebensmittel	440
Anhang 12:	Verwendete Rationszusammensetzung und THG-Emissionsfaktoren bei der Tierfütterung (Ansätze für eigene Berechnungen).....	441

Abkürzungsverzeichnis

a	Annum (Jahr)
AB	Arbeitsbreiten
AEE	Agentur für erneuerbare Energien
AF	Ackerfläche
AFP	Agrarförderprogramm
AGEE-Stat.	Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik
AGGF	Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau
Art.	Artikel
AuW	Agrarumweltmaßnahmen und Waldmehrung
AZ	Ackerzahl
B ₀	maximale Methanbildungskapazität
BAFA	Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle
BDBe	Bundesverband der deutschen Bioethanolwirtschaft
BDOel	Bundesverband Dezentraler Ölmühlen und Pflanzenöltechnik e.V.
B-DLM	Basis Digitales Landschaftsmodell
BEFU	Düngebedarfsermittlung (Computerprogramm)
BFE	Buchführungsergebnisse
BGA	Biogasanlage
BGBI.	Bundesgesetzblatt
BGAA	Biogasaufbereitungsanlage
BHKW	Blockheizkraftwerk
BioKraftQuG	Biokraftstoffquotengesetz
Biokraft-NachV	Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung
BioSt-NachV	Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BMA	Biomethananlage
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMJ	Bundesministerium der Justiz
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BSE	Bovine spongiforme Enzephalopathie
BÜK	Bodenübersichtskarte
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
BVT	beste verfügbare Techniken
BW	Baden-Württemberg
bzw.	beziehungsweise
C	Kohlenstoff
CC	Cross Compliance
CF	Carbon Footprint (Kohlenstoffdioxid-Fußabdruck)
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO _{2e}	Kohlenstoffdioxid-Äquivalent
C _{org}	organischer Kohlenstoff
CRC	Clausius Rankine Cycle (Clausius Rankine-Zyklus)
ct.	Cent
CULTAN	Controlled Uptake Long Term Ammonium Nutrition (kontrollierte Langzeitammoniumernährung)
d	Tag
DBFZ	Deutsches Biomasseforschungszentrum
DBV	Deutscher Bauernverband

DENA	Deutsche Energie Agentur
Destatis	Statistisches Bundesamt
DGE	Deutsche Gesellschaft für Ernährung
DIN EN	Deutsches Institut für Normung – Übernahme einer Europäischen Norm
DLG	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft
dLUC	direct Land Use Change (direkte Landnutzungsänderungen)
DTF	Dauertestfläche
DTR	Drechslera tritici-repentis (DTR-Blattdürre)
DVT	Deutscher Verband Tiernahrung
DüV	Düngeverordnung
EEA	European Environment Agency (Europäische Umweltagentur)
EEG	Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien
EF	Emissionsfaktor
EFMA	European Fertilizer Manufactures Association (Europäische Vereinigung der Düngemittelhersteller)
EG	Europäische Gemeinschaft
ELCD	European Reference Life Cycle Database
EM	effektive Mikroorganismen
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme (Europäisches Beobachtungs- und Bewertungsprogramm)
EMZ	Ertragsmesszahl
EPLR	Entwicklungsprogramm für den ländlichen Raum
ERNO	Zeitschrift für Ernährungsökologie
EU	Europäische Union
EU-ELCD	European Reference Life Cycle Database (Europäische Referenz Ökobilanzdatenbank)
EU-FQD	European fuel quality directive (Europäische Kraftstoff-Qualitäts-Richtlinie)
EU-RED	European regenerative energy directive (Europäisches-Erneuerbares-Energien-Gesetz)
EU-RKL	Richtlinie »Energie und Klimaschutz«
F&E	Forschung und Entwicklung
FAME	fatty acid methyl ester (Fettsäuremethylester)
FAL	Bundesforschungsanstalt
FAM	Forschungsverbund Agrarökosysteme München
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen)
FAOSTAT	Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics (Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen Statistiken)
FFH	Fauna-Flora-Habitat
FM	Frischmasse
FNR	Fachagentur Nachwachsenden Rohstoffe
FS	Fachserie
GAK	Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes
GAS-EM	Modell zur Kalkulation für Emissionen aus der Landwirtschaft
GbR	Gesellschaft bürgerlichen Rechts
GE	Gesamtenergie
GEMIS	Globales Emissions-Modell integrierter Systeme
GG	Grundfläche Gartenbau
GJ	Gigajoule
GL	Grünland
GLZ	Grünlandzahl
GPL	Gaz de pétrole liquéfié (Autogas)
GSE	Informationssystem der Global Monitoring for Environment and Security (GMES) Initiative der Europäischen Kommission und ESA
GV	Großvieheinheiten

GWh	Gigawattstunde
GWP	global warming potenzial (Treibhausgaspotenzial)
GWK	Grundwasserkörper
Hi,n	Heizwert im Normzustand
HIT	Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere
HNV	High Nature Value (Hoher Naturwert)
HP	Hauptprodukt
IDF	International Dairy Foundation (Internationaler Milchwirtschaftsverband)
IFPRI	International Food Policy Research Institute (Internationale Forschungsinstitut für Agrar- und Ernährungspolitik)
iLUC	indirect Land Use Change (indirekte Landnutzungsänderung)
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
IÖW	Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung GmbH (gemeinnützig)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
i. V.	im Vergleich
IVA	Industrieverband Agrar e.V.
IWR	Internationales Wirtschaftsforum Regenerative Energien
i.W.	im Wesentlichen
JKI	Julius Kühn-Institut (Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen)
JRC-IE	European Commission's Joint Research Center Institute for Energy (Gemeinsame Forschungsstelle – Institut für Energie)0
JRC-ITPS	European Commission's Joint Research Centre Institute for Prospective Technological Studies (Gemeinsame Forschungsstelle - Institut für technologische Zukunftsforschung)
K	Kalium
k. A.	keine Angabe
konv.	konventionell
kPa	Kilopascal
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
KUG	Kurzumtriebsgehölze
KUP	Kurzumtriebsplantage
kW	Kilowatt
kW _{el}	Kilowatt elektrisch
kWh	Kilowattstunde
kWh _{el}	Kilowattstunde elektrisch
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LAVES	Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
LED	light-emitting diode (Licht emittierende Diode)
LF	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LfL	Landesanstalt für Landwirtschaft
LfU	Bayrisches Landesamt für Umwelt
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LK	Landkreis
LKV	Landeskontrollverband
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LULUCF	Land Use, Land-Use Change and Forestry (Zusammenfassung der Maßnahmen des Kyotoprotokolls zu Landnutzung, Landnutzungswandel und Forstwirtschaft, definiert durch United Nations Framework Convention on Climate Change)
LUNG	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
LVVG	Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf für Viehhaltung und Grünlandwirtschaft, jetzt: Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg (LAZBW)
LWZ	Landwirtschaftszählung
LVZ	Landwirtschaftliche Vergleichszahl

MRI	Max Rubner-Institut
MCF	Methane Conversion Factor (Methanumwandlungsfaktor)
MDÄ	Mineraldüngeräquivalent
mineral.	mineralisch
MJ	Megajoule
MKULNV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MPB	Mitteldeutsche Produktbörse
MRI	Max Rubner-Institut
MS	Mastschwein
MW	Megawatt
MW _{el}	Megawatt elektrisch
MWh	Megawattstunde
nawaRo	nachwachsender Rohstoff
N	Stickstoff
NE	Natürliches Erbe
NGO	Non-Governmental Organization (Nichtregierungsorganisationen)
NH ₃	Ammoniak
NI	Nitrifikationsinhibitoren
NIR	National Inventory Report (Nationale Emissionsberichtserstattung)
NI	Normliter
NN	Normal-Null
N _{min}	mineralischer Boden-Stickstoff
N ₂ O	Lachgas (Distickstoffmonoxid)
NO ₃	Nitrat
NP	Nebenprodukt
NRW	Nordrhein-Westfalen
NS	Niederschlag
NSG	Naturschutzgebiet
NT	Niedertemperatur
N _t	Gesamtstickstoff
o. J.	ohne Jahr
ökol.	ökologisch
ORC	Organic Rankine Cycle (organischer Rankine-Prozess)
org.	organisch
oTM	organische Trockenmasse
OWK	Oberflächengewässerkörper
P	Phosphor
PSM	Pflanzenschutzmittel
R	Reihe
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem
red.	reduziert
rel.	relativ
RGV	Raufutterverzehrende Großvieheinheit
RL	Richtlinie
RL EuK	Richtlinie Energie und Klimaschutz
RP	Rohprotein
RS	Ressourcenschutz
RSPO	Round Table on Sustainable Palmoil (Runder Tisch für nachhaltiges Palmöl)
SächsNatSchG	Sächsisches Naturschutzgesetz
SchAVO	Verordnung über Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten

SÖA	Sozialökonomische Analyse
spezif.	spezifisch
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
Stabw.	Standardabweichung
StaLA	Statistisches Landesamt
StromEinspG	Stromeinspeisungsgesetz
SMS	Sächsisches Staatsministerium für Soziales und Verbraucherschutz
SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
SN	Sachsen
TA-Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TAN	Total Ammonia Nitrogen (Gesamt-Ammonium-Stickstoff)
th.	thermisch
THG	Treibhausgas(e)
TM	Trockenmasse
TNV	Thermische Nachverbrennung
TPB	teilperforierter Boden
UA	Umweltgerechter Ackerbau
u. a.	unter anderem
UBA	Umweltbundesamt
UFOP	Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V.
UL	Umweltgerechte Landbewirtschaftung
U.S.	United States
USA	United States of America (Vereinigte Staaten von Amerika)
Vbh	Vollbenutzungsstunden
VDB	Verband der Deutschen Biokraftstoffe
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VdLWK	Verbände der Landwirtschaftskammern
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
VE	Vieheinheit
Verl.	Verlust
VPB	vollperforierter Boden
VS	Volatile Solids (entspricht oTM)
vTI	von Thünen-Institut (jetzt: Thünen-Institut)
WBA	Wissenschaftlichen Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltänderungen
WD	Wirtschaftsdünger
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WTO	World Trade Organization (Welthandelsorganisation)
X _{ash}	Aschegehalt im Futter
X _{DE}	Energieverdaulichkeit
X _{DOM}	Verdaulichkeit organische Substanz
X _{ME}	Verdaulichkeit
X _N	Stickstoffgehalt im Standardfutter
X _{N, red.}	Stickstoffgehalt im stickstoffreduziertem Futter
XP	Rohprotein
ZKZ	Zwischenkalbezeit
η _{ME}	Gehalt an verdaulicher Energie

Vorbemerkungen und Methodik

Der Freistaat Sachsen befindet sich in der Umsetzungsphase des neuen „Energie- und Klimaprogramms Sachsen 2012“ einschließlich eines Maßnahmenplans. Hierfür sollen der Ist-Stand der Treibhausgas-Emissionen der sächsischen Landwirtschaft und deren Minderungspotenziale ermittelt und dargestellt werden, wobei mögliche Minderungsmaßnahmen auch eine ökonomische Grobbewertung erfahren sollen.

Als direkt und indirekt wirksame Treibhausgase sollen CO_2 , N_2O , CH_4 und NH_3 betrachtet werden. Äquivalenzfaktoren für die Bewertung der Treibhausgaspotenzials (GWP) liegen nach Vorgabe des LfULG (2012b) und in Übereinstimmung mit aktuell verbindlichen internationalen Standardwerten nach IPCC für CH_4 bei 21 und für N_2O bei 310 (bezogen auf das Treibhausgaspotenzial von CO_2 , Betrachtungshorizont: 100 Jahre). Hinsichtlich einer Äquivalenzbewertung für NH_3 wurden keine konkreten Vorgaben ausgesprochen. Ein hier verwendeter Ansatz besteht in der Umrechnung emittierter Ammoniakmengen in indirekt wirksames N_2O nach atmosphärischer Deposition über entsprechende Emissionsfaktoren gemäß Vorgabe der Nationalen Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012). Für eine umfassende Systembewertung gasförmiger N-Verluste relevanter Größenordnungen in Form von N_2O , NH_3 oder Nebenprodukten der N_2O -Bildung (N_2 und NO , soweit erfasst) erfolgt zusätzlich eine Bewertung als Mineraldüngeräquivalent mit den THG-Emissionen aus dem Energieeinsatz für die Herstellung von N-Mineraldüngern. Abbildung 1 stellt die – neben Kohlendioxid – betrachteten Treibhausgase mit ihrem GWP und der beschriebenen Systembewertung vergleichend dar.

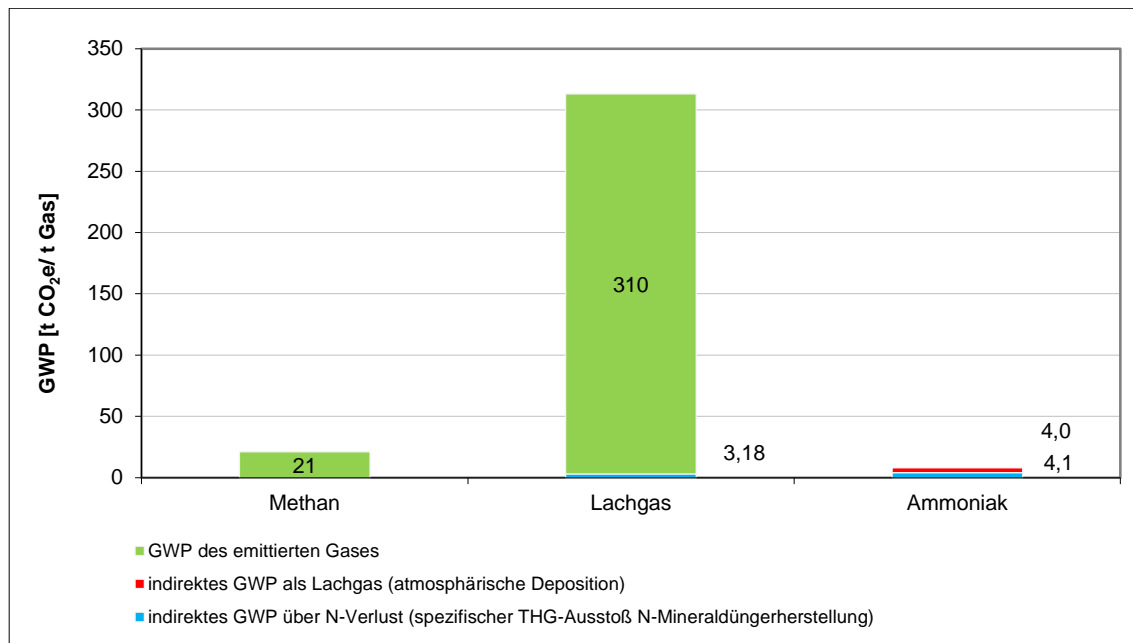


Abbildung 1: Treibhausgaspotenziale von Methan, Lachgas und Ammoniak nach indirekter Bewertung

Quelle: eigene Darstellung nach LfULG (2012b) und HAENEL et al. (2012)

Geografischer Bilanzraum für die Untersuchungen ist der Freistaat Sachsen, wobei nur landwirtschaftlich genutzte Flächen (inklusive Gartenbau) Berücksichtigung finden. Die Forstwirtschaft sowie aquatische Flächen sind nicht Betrachtungsgegenstand der THG-Bilanzierung (siehe auch Abbildung 2). Die Entwicklungen aquatischer Flächen sind jedoch im Bereich der Landnutzungsänderungen mit darzustellen. Der Begriff der „Landwirtschaft“ definiert sich im engeren Sinne in Bezug auf landwirtschaftlich genutzte Flächen und damit im Zusammenhang stehende Aktivitäten einer landwirtschaftlichen Urproduktion (Lebens- und Futtermittelproduktion, Tierhaltung). Verarbeitungsprozesse oder Umwandlungstechnologien werden nicht originär der Landwirtschaft zugeschrieben und gesondert betrachtet, insofern sich entsprechende Schnittstellen darstellen lassen (z. B. die Erzeugung von nachwachsenden Rohstoffen zur Energieproduktion in einer erweiterten Bilanzraumbetrachtung).

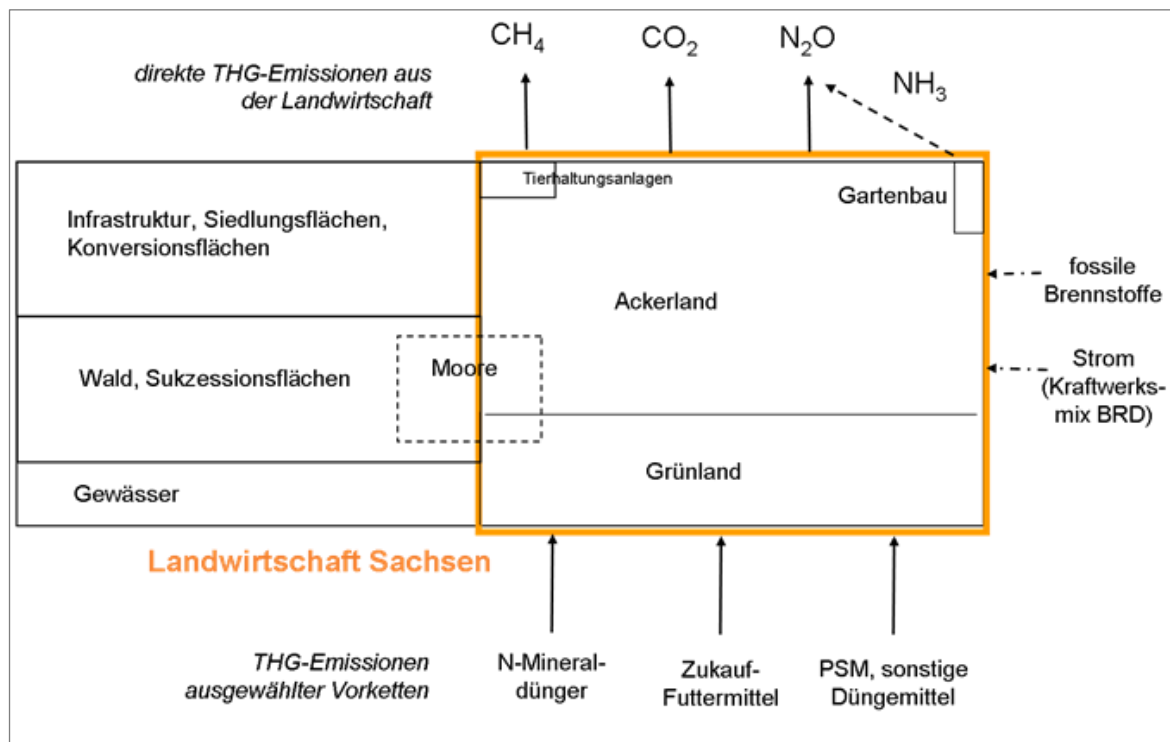


Abbildung 2: Bilanzgrenzen zur Beschreibung der THG-Emissionen in der sächsischen Landwirtschaft

Quelle: eigene Darstellung

Die räumliche Bilanzraumdefinition ermöglicht eine Bewertung aktueller, historischer und prognostischer THG-Emissionen, die im Freistaat Sachsen lokal verursacht werden, einem lokalen Verbrauch direkt zuzuordnen sind (z. B. Emissionen der Mineraldüngererzeugung) oder im direkten Zusammenhang mit betrachteten Verwertungstechnologien (Biogas, Biokraftstoffe) bilanziert werden müssen, um eine gesamtheitliche Bewertung dieser peripheren Prozesse zu erreichen. Die THG-Bilanzen werden auf Basis flächenbezogener Eingangsdaten für pflanzenbauliche Erzeugnisse bzw. Produktionskapazitäten im räumlichen Betrachtungsraum (z. B. Tierbestände, Verarbeitungskapazitäten Biokraftstoffe, installierte elektrische Leistung von Biogasanlagen) berechnet. Mit dieser Bilanzraumdefinition können jedoch keine verbrauchsbezogenen THG-Emissionen ermittelt werden. Damit ist es z. B. nicht möglich, den CO₂-Footprint (Fußabdruck) aus dem individuellen Konsum tierischer und pflanzlicher Lebensmittel pro Einwohner oder den Pro-Kopf-Flächenbedarf abzuleiten. Wesentliche Einflussgrößen, die für eine gesamtheitliche Bewertung der THG-Emissionen Berücksichtigung finden müssten, sind am Ende dieses Kapitels thesehaft zusammengestellt. Gemäß Aufgabenstellung des Auftraggebers werden einzelne dieser Fragestellungen im Berichtstext diskutiert und qualitativ im Hinblick auf die Ergebnisaussage dieses Berichtes bewertet.

Der vorliegende Bericht ist in vier Teile untergliedert:

- Teil 1: Darstellung der absoluten Treibhausgasemissionen im Bezugsjahr 2010 bzw. im Zeitraum 1990 bis 2010
- Teil 2: Darstellung und Bewertung der Ist-Situation der Klimaschutzleistungen (i. W. für das Bezugsjahr 2010)
- Teil 3: Abschätzung von Klimaschutzpotenzialen und Ableitung konkreter Umsetzungsempfehlungen
- Teil 4: Vorschlag vorrangiger Maßnahmen

Teil 1: Ist-Stand der Treibhausgasemission der sächsischen Landwirtschaft

In einem ersten Schritt werden die Entwicklung der Treibhausgasemissionen der sächsischen Landwirtschaft seit 1990 und der Ist-Stand für das Bezugsjahr 2010 detailliert betrachtet. Basis hierfür ist im Wesentlichen der Nationale Emissionsbericht zum deutschen Treibhausgasinventar (NIR) für den Zeitraum 1990 bis 2010 (UBA 2012a; HAENEL et al. 2012). In dieser Berichterstattung werden direkte und indirekte Emissionen aus dem Pflanzenbau und der Tierhaltung sowie aus Landnutzung und Landnutzungsänderung berücksichtigt. Dabei werden alle im Zusammenhang mit der Bewirtschaftung landwirtschaftlich genutzter Böden und der Tierhaltung stehenden THG-Emissionen anhand eines Massenbilanzmodells (GAS-EM) berechnet. Im Wesentlichen entstehen THG-Emissionen in folgenden Bereichen:

- Emissionen aus der Landbewirtschaftung und Emissionen organischer Böden (Emissionen in Folge der N-Düngung mit mineralischen und organischen Düngern, des Eintrags von Stickstoff über Erntereste und Leguminosen sowie durch atmosphärische Deposition gasförmiger N-Verbindungen)
- Emissionen aus der Tierhaltung (Methanemissionen aus der Verdauung, THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement)

Der Nationale Emissionsbericht (HAENEL et al. 2012) bilanziert keine Emissionen aus Vorketten landwirtschaftlicher Betriebsmittel (Dünger, Pflanzenschutzmittel, Energie, Zukauffuttermittel). Aus diesem Grund wird in weiteren Kapiteln der Ist-Stand der THG-Emissionen entsprechender Vorketten und des direkten Energieeinsatzes untersucht und ergänzend dargestellt. Hierdurch soll eine möglichst umfassende THG-Bilanz für die Prozesse der landwirtschaftlichen Urproduktion erreicht werden. Basis für diese Abschätzungen sind statistische Erhebungen, aktuelle Fachliteratur oder Erhebungen und Auswertungen des Auftraggebers. Für den Betrachtungsgegenstand des direkten Energieeinsatzes werden die Emissionen aus der Anwendung von Strom, Brenn- und Kraftstoffen bilanziert. Definitionsgemäß werden hier nur direkte Emissionen an der Verbrauchsstelle betrachtet (z. B. Verbrennung flüssiger oder gasförmiger Energieträger bzw. ersatzweise Emissionsfaktoren für Strom des deutschen Kraftwerksmixes ohne Berücksichtigung von Prozessvorketten).

Nicht berücksichtigt werden THG-Emissionen, die aus der Herstellung landwirtschaftlicher Geräte, Maschinen oder Gebäude resultieren sowie THG-Emissionen aus Herstellung industrieller Futtermittel, der Erzeugung von Saat- und Pflanzgut oder Transporten von Dünge-, Pflanzenschutz- und Futtermitteln zum Verbraucher.

Teil 2: Ist-Situation der Klimaschutzleistungen der sächsischen Landwirtschaft

In einem zweiten Schritt wird der Ist-Stand der Klimaschutzleistungen in der sächsischen Landwirtschaft näher untersucht. In diesem Kapitel soll die Frage geklärt werden, welche Minderungsleistungen mit Stand 2010 in Sachsen bereits umgesetzt wurden, Einzelthemen (wie z. B. der Grünlanderhalt oder die Tierhaltung) werden vertiefend über einen Entwicklungszeitraum betrachtet.

Methodisch werden Schwerpunktthemen aus den übergreifenden Gebieten der Landnutzung, des Ackerbaus und der Tierhaltung sowie dem Energieeinsatz herausgelöst und detaillierter untersucht. Wesentliche Aufgabe dieses Kapitels besteht in Beschreibung einer belastbaren Ausgangsbasis als Grundlage für aufbauende Potenzialabschätzungen und Maßnahmenempfehlungen im Kapitel 3. Die im Kapitel 1 dargestellten Themenkomplexe landwirtschaftlicher Prozessvorketten werden in der jeweils notwendigen Detailtiefe und Bilanzabgrenzung mit berücksichtigt.

Zusätzlich zu den im Kapitel 1 dargestellten Themen werden an dieser Stelle auch bilanzübergreifende Systeme wie die energetische Nutzung von Biomasse zur Biogas- oder Kraftstofferzeugung betrachtet. Die Bilanzgrenzen sind für diese Betrachtungen jeweils separat zu definieren und zu beschreiben. Ermittelte Minderungsleistungen müssen in Bezug auf den Bilanzraum der Landwirtschaft gesondert ausgewiesen werden. Für diese Themengebiete sind insbesondere Fragen systemübergreifender Einflüsse auf die THG-Bilanz der sächsischen Landwirtschaft zu diskutieren, die im Zusammenhang mit Landnutzungsänderungen oder einer einseitigen Fokussierung auf einzelne Technologien entstehen können.

Zusätzlich sind in diesem Kapitel grundsätzliche Betrachtungen zu den Auswirkungen des Verzehrs pflanzlicher und tierischer Lebensmittel zu führen, die Bestandssituation für Sachsen zu beschreiben.

Teil 3: Klimaschutzpotenziale und deren Bewertung

In einem dritten Schritt sollen auf Basis der Ist-Situation Potenziale für weiterführende Emissionsminderungen abgeleitet und konkrete Umsetzungsmaßnahmen vorgeschlagen werden. Diese sollen hinsichtlich ihrer absoluten und relativen Minderungsleistungen beschrieben werden. Zusätzlich ist zu bewerten, wie sich einzelne Maßnahmen ökonomisch umsetzen lassen und welche Möglichkeiten einer effektiven Ergebniskontrolle bestehen. Das Kapitel 3 baut inhaltlich und strukturell auf Kapitel 2 auf und gewährleistet hierdurch für die einzelnen Themen methodisch einheitliche Bewertungsansätze. Anhand der abgeschätzten Klimaschutzpotenziale und Maßnahmenvorschläge werden Szenarien für die Entwicklung der THG-Emissionen aus der sächsischen Landwirtschaft für den Prognosehorizont bis etwa 2020 beschrieben und diskutiert. Die Ergebnisse der Studie sollen als Ausgangsbasis für die Erarbeitung konkreter Umsetzungsrichtlinien, gesetzlicher Randbedingungen oder organisatorischer Optimierungsmaßnahmen durch den Auftraggeber dienen.

Teil 4: Vorschlag von vorrangigen Maßnahmen

In einem abschließenden Schritt sollen Klimaschutzpotenziale relevanter Größenordnung abgeleitet und konkrete, vorrangig einzuleitende Maßnahmen beschrieben werden. Dabei sollen sowohl Förderung und Wissenstransfer als auch mögliche Gesetzesinitiativen berücksichtigt werden. Hinsichtlich der Relevanz von THG-Minderungsmaßnahmen sind Synergieeffekte auf andere Bereiche in die Bewertung mit einzubeziehen.

Unsicherheiten der Emissionsberechnungen

Die Emissionsberechnungen bezüglich „Pflanzenbau und Tierhaltung“ sowie „Landnutzung- und Landnutzungsänderung“ unterliegen gemäß der Emissionsberichterstattung gewissen Unsicherheiten, die im jeweiligen Kapitel für Deutschland ausgewiesen werden. Diese Zahlen werden als Orientierung herangezogen, weil keine bundeslandspezifischen Unsicherheitsberechnungen vorliegen. Die Aktivitätsdaten (z. B. landwirtschaftlich genutzte Fläche, Tierzahlen) liegen zu großen Teilen in überwiegend verlässlicher Form vor. Größere Unsicherheiten gibt es bei den Emissionsfaktoren insbesondere bei THG-Emissionen aus Böden (N₂O, CO₂). Ursächlich sind hierfür variable Standort- und Bodeneigenschaften sowie Bewirtschaftungsfaktoren. Eigene Berechnungen orientieren sich an den in der Emissionsberichterstattung verwendeten Emissionsfaktoren, daher ist von ähnlichen Unsicherheitsbereichen auszugehen.

Diskussion bilanzübergreifender THG-Effekte

Die sächsische Landwirtschaft ist sehr stark in europäische und internationale Marktstrukturen für Agrarprodukte (Getreide, Ölsaaten, Fleisch, Milchprodukte) eingebettet. Die Deckung des sächsischen Bedarfs an Nahrungsmitteln erfolgt in einem hohen Maße unabhängig von der landwirtschaftlichen Erzeugung und Weiterverarbeitung. Die vielfältigen Marktmechanismen und Einflussgrößen (Witterungseinflüsse, Wechselkurseffekte, Spekulationsgeschäfte, gesetzliche Rahmenbedingungen, direkte und indirekte Subventionen, Verbraucherverhalten etc.) führen zu komplexen Ursache-Wirkungs-Beziehungen, die für landwirtschaftliche Produkte und deren Verarbeitungsformen zu berücksichtigen sind. Die geschilderten Zusammenhänge ergeben sich analog für alle weiteren Formen einer Biomassenutzung wie die Erzeugung und Bedarfsdeckung von Biokraftstoffen, Zukauffuttermitteln oder stoffliche Verwertungswege. Im Rahmen der vorliegenden Studie können die grundlegenden Zusammenhänge, die zur übergreifenden Bewertung der für Sachsen ermittelten THG-Emissionen notwendig sind, nur thesenhaft dargestellt und hinsichtlich wesentlicher Wirkzusammenhänge an den entsprechenden Stellen im Text diskutiert werden.

Folgende wesentliche Faktoren müssten bei einer umfassenden, systemübergreifenden Bewertung der sächsischen THG-Bilanz weitere Berücksichtigung finden:

- Der Druck auf Landflächen und andere natürliche Ressourcen verschärft sich weltweit durch die ressourcenintensiven Konsumweisen der Industrie- und Schwellenländer sowie die steigende Nachfrage nach Agrar- und Forstprodukten durch die globale Bevölkerungsentwicklung (UBA 2013c). Deutlich sichtbar ist dies u. a. am weltweit steigenden Verzehr tierischer Lebensmittel und der kontinuierlichen Bevölkerungszunahme. So war im Zeitraum zwischen 1990 und 2010 eine globale Zunahme der Bevölkerungszahl um 30 %, eine Erhöhung des Pro-Kopf-Fleischverzehrs (kg/a) um ca. 24 % und eine Zunahme der spezifischen Energieaufnahme pro Kopf um 10 % zu verzeichnen (FAOSTAT 2013). Schwerwiegende Folge sind erhebliche THG-Emissionen durch Landnutzungsänderung wichtiger Kohlenstoffspeicher wie Regenwälder, Savannen- und Graslandschaften oder Moore. Eine weitere Einflussgröße ist der Verlust landwirtschaftlicher Flächen durch bauliche und infrastrukturelle Anlagen.
- Europa ist der Kontinent mit dem höchsten Bedarf an „importierter“ land- und forstwirtschaftlicher Fläche. Über 50 % der für die Produktion von in Europa konsumierten Agrar- und Forstgütern benötigten Fläche liegt außerhalb des europäischen Kontinents (LUGSCHITZ et al. 2011). Der durchschnittliche Bedarf land- und forstwirtschaftlicher Flächen im In- und Ausland liegt für die EU bei 1,3 ha pro Kopf, während Länder wie China und Indien weniger als 0,4 ha pro Kopf belegen (ebd.). Im Gesamtvergleich liegt Deutschland, das in etwa den europäischen Durchschnitt repräsentiert, jedoch noch deutlich niedriger als andere Industriestaaten wie die USA, Kanada, Norwegen oder Finnland.
- Aktuelle Untersuchungen des Statistischen Bundesamtes (2013a) bestätigen grundsätzlich, dass Deutschland zur Deckung des Bedarfs an Ernährungsgütern ein Flächendefizit aufweist und fast 30 % der landwirtschaftlichen Flächen hierfür im Ausland liegen. Gleichzeitig verzeichnet Deutschland zwischen 2000 und 2010 eine rückläufige Flächenbelegung für Ernährungspflanzen durch verstärkten Anbau von Energiepflanzen, die zusammen mit einer stark erhöhten Exporttätigkeit (u. a. tierischer Erzeugnisse) zu einer Erhöhung des Flächendefizits führt (ebd.)

- Die Einbindung der deutschen (wie auch sächsischen) Landwirtschaft und der Nahrungsmittelwirtschaft in globale Marktstrukturen führt zu einer Entkopplung der landwirtschaftlichen Urproduktion von der Deckung des sächsischen Bedarfs an Nahrungsmitteln. Durch globale Marktstrukturen und eine dominierende Position multinationaler Konzerne im Bereich der Lebensmittelverarbeitung sowie eines hohen Marktanteils national und international tätiger Einzelhandelsketten ist eine Versorgung mit regionalen Produkten nur noch marginal (z. B. im Rahmen einer landwirtschaftlichen Direktvermarktung) möglich. Dies führt neben erheblichen THG-Emissionen für Verarbeitungsprodukte z. B. durch Transportaufwendungen oder den Anfall erheblicher Verlustmengen insbesondere zu einer fehlenden Transparenz in Bezug auf die THG-Emissionen der gesamt durchlaufenen Prozessketten. Gleiche Zusammenhänge gelten für weitere Produkte landwirtschaftlichen Ursprungs wie z. B. Biokraftstoffe. Stichprobenartige Untersuchungen zur Rohstoffbasis von Biodiesel in handelsüblichen Standard-Dieselmischungen (Sommerzusammensetzung 2013) an deutschen Tankstellen zeigten z. B. dass Biodieselanteile Fettsäuremethylester (FAME) unterschiedlichster Rohstoffbasis enthielten. Im dokumentierten Fall lag der Anteil an Biodiesel aus Raps im Mittel nur bei 53 %, 47 % der untersuchten Biodieselfraktionen zeigten Palm- (25 %), Soja- (11 %) oder Kokosöl (11 %) als Rohstoffbasis (UFOP 2013a). Eine Aufschlüsselung, ob es sich hierbei um Anbaubiomasse oder Abfallstoffe handelt, lässt sich aus diesen Analysen nicht schließen. Nach Aussage des Verbandes der Deutschen Biokraftstoffindustrie wurde für die Herstellung von Biodiesel in deutschen Produktionsstätten im Jahr 2012 ca. 85 % Raps aus überwiegend heimischem Anbau eingesetzt, weitere ca. 10 % Altspeise- und Tierfette, etwa 3 % aus Soja und nur 1,6 % Palmöl (VDB 2013b). Weil die Verantwortung für die Rohstoffzusammensetzung von Biodiesel an den öffentlichen Tankstellen bei den Inverkehrbringern (Quotenverpflichtenden), also den Unternehmen der Mineralölwirtschaft liegt, ist die Herkunft des angebotenen Biodiesels weitgehend unabhängig von der deutschen Produktion. Die Rohstoffzusammensetzung des im Jahr 2012 in Deutschland gehandelten Biodiesels lag mit 62,8 % Raps, 7,9 % Palm, 6,7 % Soja, 21,9 % Abfall- und ca. 0,7 % sonstigen Stoffen (BLE 2013). An diesen Beispielen ist erkennbar, welche Unsicherheiten bei der Bewertung der THG-Emissionen von Produkten landwirtschaftlicher Herkunft je nach Betrachtungsperspektive (Erzeuger, Endverbraucher) bestehen.
- Nach einer Studie im Auftrag der FAO (GUSTAVSSON et al. 2011) liegen – weltweit gesehen – die Verluste der für den menschlichen Verbrauch produzierten Nahrung entlang des gesamten Weges von der Produktion bis zum Konsumenten bei fast einem Drittel. In den industrialisierten Ländern (z. B. europäische Länder mit ca. 280 kg/Kopf und Jahr) liegt hierbei ein signifikanter Verlustanteil – neben den Stufen der Produktion und Verteilung – direkt beim Endverbraucher (ebd.).
- Das Konsumverhalten deutscher und europäischer Fleischverbraucher und der globalisierte Markt haben starken Einfluss auf regionale Erzeugungs- und Konsumstrukturen in wirtschaftlich schwachen Entwicklungsländern. Beispiel ist massive Beeinflussung des Geflügelfleischmarktes in Afrika durch Exporte von Geflügelteilen aus europäischen Fleischverarbeitungsunternehmen, die auf dem einheimischen Markt nicht gewinnbringend vermarktet werden können und bis zum EU-Verbot der Verfütterung von Tiermehl aus Folge der BSE-Krise durch die heimische Futtermittelindustrie verwertet wurden (Heinrich-Böll-Stiftung 2013). Durch Exporte dieser fast kostenlosen Abfälle in z. B. afrikanische Staaten wurden dortige Preisstrukturen für Fleischerzeugnisse und lokale Erzeugungsstrukturen teilweise empfindlich geschädigt (ebd.). Bisher konnte keine Handelsbeschränkungen für diese Produkte bei der Welthandelsorganisation (WTO) durch die betroffenen Staaten durchgesetzt werden (ebd.).
- Effekte indirekter Landnutzungsänderungen (indirect Land Use Change, iLUC) wie die Rodung von Regenwäldern und Nutzung als Weideland oder der Umbruch von Savannen zu Ackerflächen können in der Regel nicht oder nur mit sehr hohen Unsicherheiten auf konkrete Ursache-Wirkungsbeziehungen reduziert werden. Die wissenschaftliche und politische Diskussion um solche iLUC-Effekte beschränkt sich derzeit auf die energetische Biomassenutzung der Biokraftstoffherzeugung, müsste aber zwingend auf alle Formen einer landwirtschaftlichen Flächennutzung ausgedehnt werden. Bei allen wesentlichen Bioenergieträgern wie Ölpflanzen (Raps, Soja) oder Getreide besteht auch für die anfallenden Nebenprodukte eine erhebliche Nachfrage, dementsprechend sollten Effekte indirekter Landnutzungsänderungen anteilig auch den Koppelprodukten zugeschrieben werden. Hieraus ergäbe sich zwangsläufig die Ausweitung der iLUC-Diskussion auf den Bereich der Tierhaltung. Ansätze, über welche Methoden THG-Emissionen den Haupt- oder Nebenprodukten zuzuschreiben sind (Allokationsverfahren, Bilanzraumerweiterung, Substitutionsmethoden) sind wissenschaftlich noch nicht vereinheitlicht bzw. werden teilweise vernachlässigt. Effekte indirekter Landnutzungsänderungen, die nur in untergeordnetem Maße einer energetischen Biomassenutzung zuzuschreiben sind, zeigen sich beispielhaft in der Rodung von Regenwäldern in Südost-Asien für die Anlage von Ölpalmen-Plantagen. Die 2011 weltweit etwa 55 Mio. Tonnen/Jahr erzeugten Mengen an Palmöl und Palmkernöl werden nach FNR (2013b) zu 68 % in der Nahrungsmittel-

industrie, zu 27 % stofflich (Seifen, kosmetische Industrieerzeugnisse) und nur 5 % energetisch genutzt, wobei hier alle Nutzungsformen enthalten sind (Strom, Wärme, Kraftstoffproduktion).

Allgemeine Gebietsinformationen

Allgemeine Standortbedingungen Sachsens

Die sehr unterschiedlichen natürlichen Standortbedingungen Sachsens sind durch folgende Durchschnittswerte charakterisiert. Die Schwankungsbreiten belegen eine starke Differenzierung der natürlichen Produktionsbedingungen.

Tabelle 1: Standortbedingungen Sachsens

Kennzahl	Kennzahl Durchschnitt von Sachsen	Schwankungsbreite im Durchschnitt der Gemeinden
Ackerzahl (AZ)	46,4	14 bis 94
Grünlandzahl (GLZ)	41,8	13 bis 71
Ertragsmesszahl (EMZ)	45,9	3 bis 93
Landwirtschaftliche Vergleichszahl (LVZ)	40,8	2 bis 91
Niederschlagsmenge (mm)	722,0	480 bis 1.000
Jahrestemperatur °C	7,6	3 bis 9,2
Höhe über NN (m)	k. A.	26 bis 920

Quelle: SMUL (2009a)

Die benachteiligten Gebiete Sachsens umfassen eine Fläche von 353.085 ha LF. Das sind 38,7 % der sächsischen LF. Der Anteil benachteiligter Gebiete in Berggebieten beträgt 0,2 % der LF, die Gebiete mit spezifischen Nachteilen umfassen insgesamt nur 29 ha. Die benachteiligten Gebiete konzentrieren sich auf die Vorgebirgs-/Mittelgebirgslagen im Süden und die Heidegebiete im Norden des Landes und sind im Vergleich zu den nicht benachteiligten u. a. gekennzeichnet durch schwierigere natürliche Rahmenbedingungen (z. B. höhere Gefahr der Trockenheit, niedrige Speicherkapazität der Böden) oder teilweise signifikant niedrigere Betriebsergebnisse in Euro/Arbeitskraft. Je nach Betriebstyp und Rechtsform werden in einigen Fällen nur etwa 50 % der jeweiligen Vergleichswerte für Betriebe in nicht benachteiligten Gebieten erreicht. Die Ertragsmesszahlen, die ein wichtiger Indikator zur Beurteilung der natürlichen Bedingungen für die landwirtschaftlichen Betriebe sind, liegen in den benachteiligten Gebieten zwischen 26 und 27 (EMZ) während in den nicht benachteiligten Gebieten Ertragsmesszahlen von 45-49 gemessen werden. Ackerfutterbaubetriebe wirtschaften jeweils auf etwas besseren Standorten als Futterbau- oder Verbundbetriebe (SMUL 2009a).

Nach der BLE (2010a) sind über 80 % der sächsischen Böden als mittlere Blöden und über 15 % als leichte Böden anzusprechen.

Tabelle 2: Böden Sachsens

[% LF]	schwerer Boden	mittlerer Boden	leichter Boden
Sachsen	0	84,2	15,8

Quelle: BLE (2010a)

Abbildung 3 stellt eine Übersicht der Bodentypen Sachsens mit räumlicher Verteilung dar. Der Abbildung 4 ist die räumliche Niederschlagsverteilung zu entnehmen.

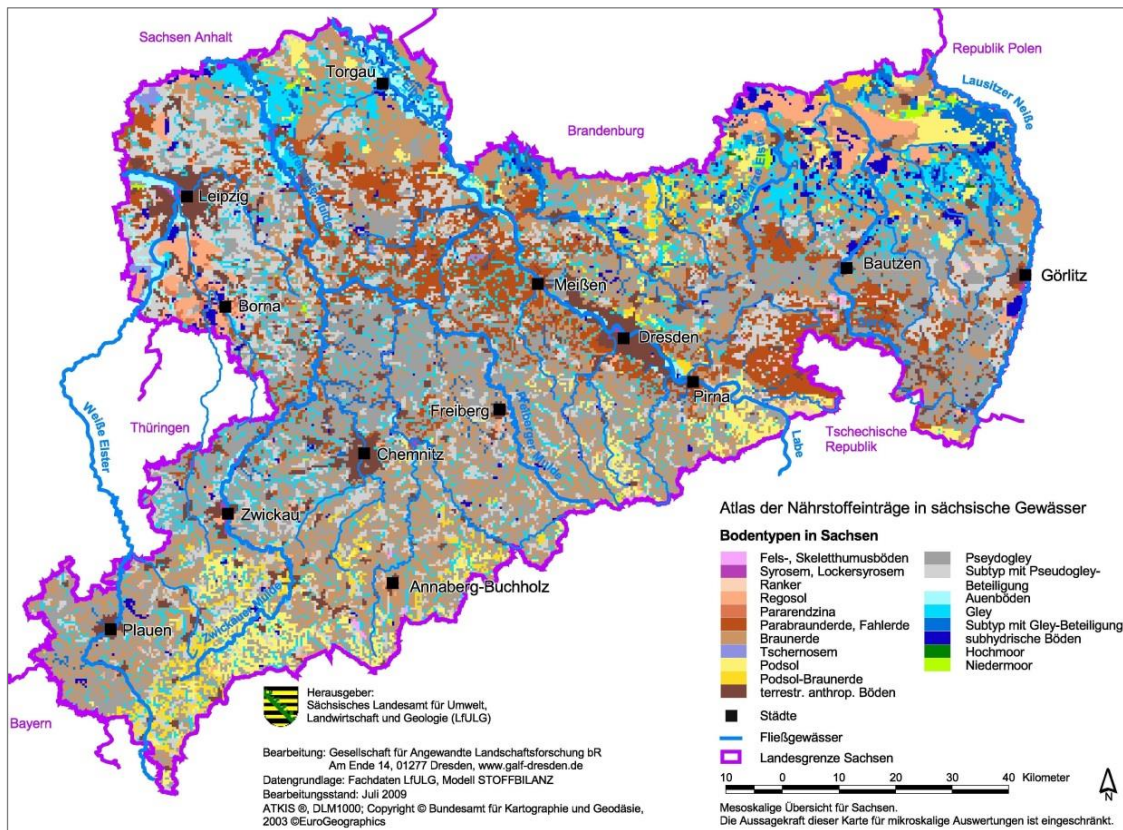


Abbildung 3: Bodentypen Sachsens

Quelle: LfULG (2009a)

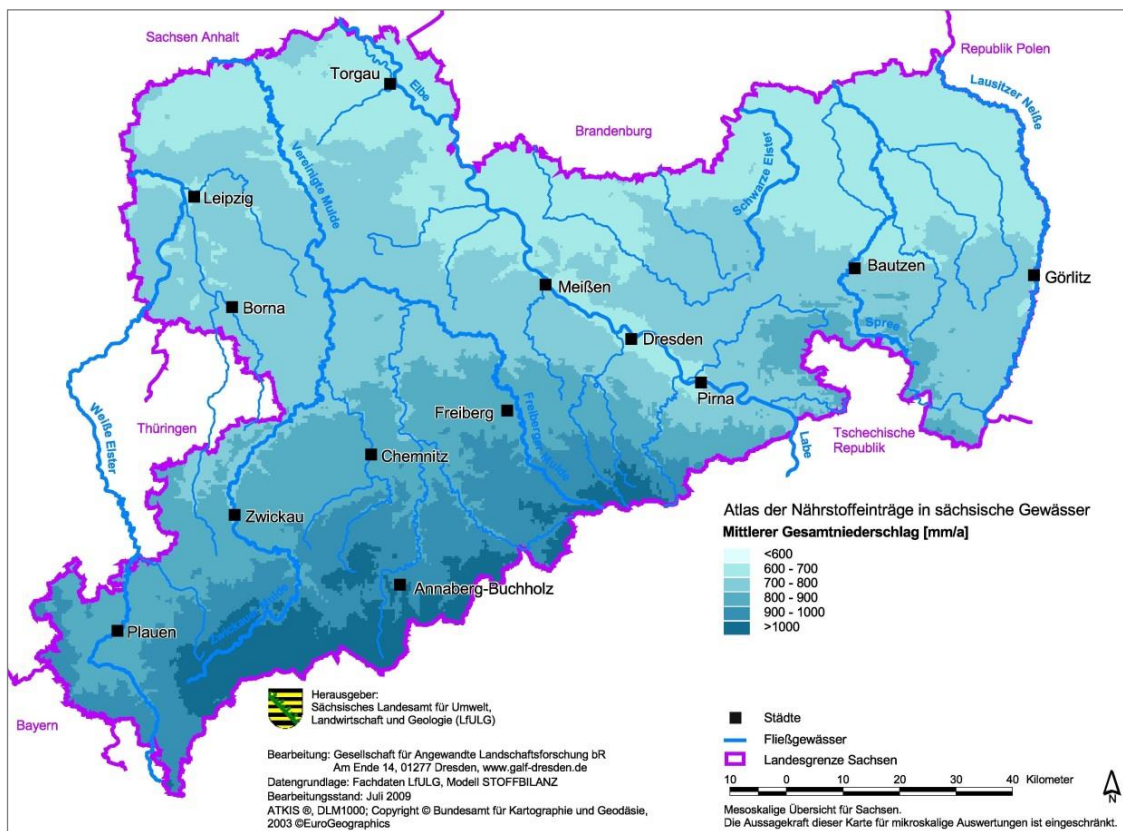
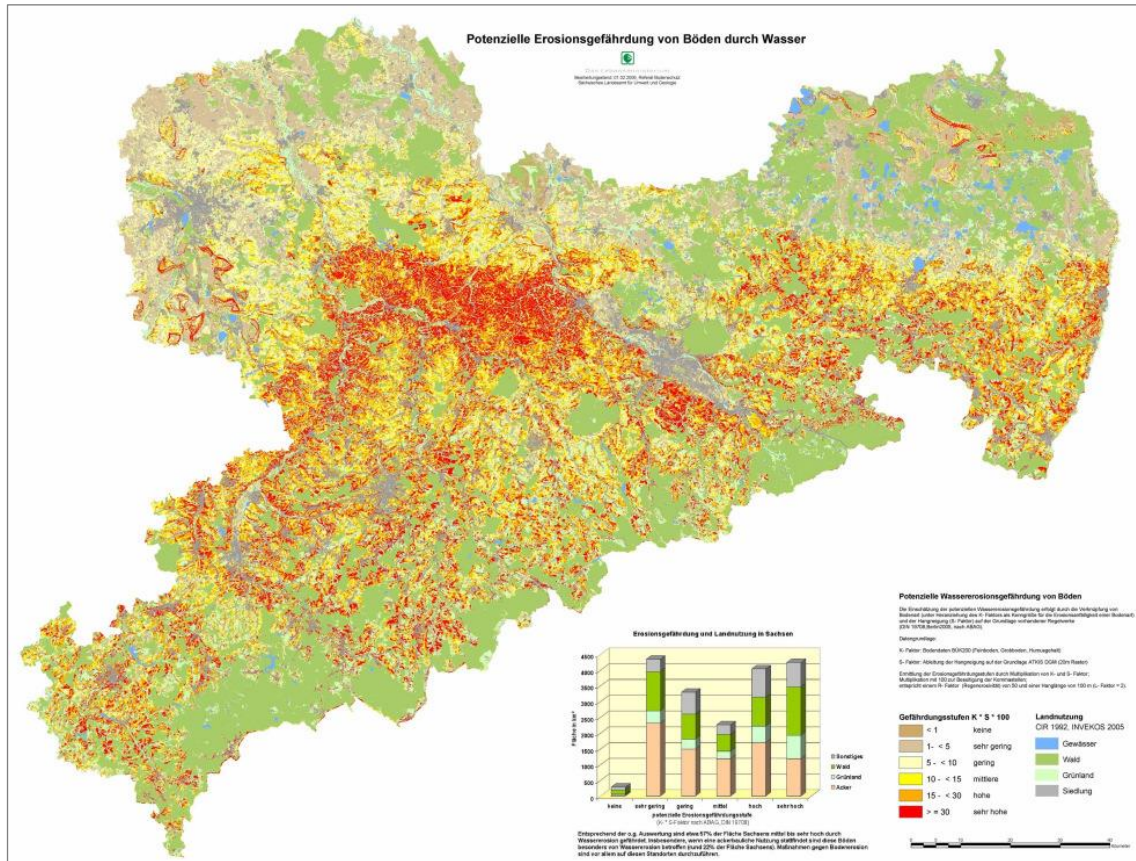


Abbildung 4: Mittlerer Gesamtniederschlag in Sachsen

Quelle: LfULG (2009a)

Schutzgut Boden und Senkenfunktionen

Wasser- und Winderosion: Die Böden in Sachsen sind sehr stark durch Wasser- und Winderosion gefährdet. Etwa 450.000 ha und damit ca. 60 % der Ackerfläche sind vornehmlich in den mittleren und südlichen Landesteilen durch Wassererosion bedroht, rund 150.000 ha Fläche meist im nördlichen Landesteil durch Winderosion. Der geschätzte mittlere Bodenabtrag betrug 2004 2,6 t/Hektar. Abbildung 5 zeigt die Gebiete mit potenzieller Wassererosionsgefährdung und verdeutlicht die Bedeutung des Problems. Bodenerosionsschutz zählt in Sachsen zu den dringlichsten Bodenschutzmaßnahmen. Zu den wichtigsten Maßnahmen, die dafür ergriffen werden, gehören die konservierende Bodenbearbeitung, der Zwischenfruchtanbau und die erosionsmindernde Landschaftsgestaltung (SMUL 2009a).



Schwermetalle in Böden: In Sachsen gibt es einzelne Gebiete, in denen konkrete Anhaltspunkte für schädliche stoffliche Bodenveränderungen vorliegen. Diese Böden sind geogen und bergbaubedingt durch erhöhte Schwermetallgehalte gekennzeichnet. Vorsorglich wird für diese Gebiete statt der Produktion von Nahrungsmitteln der Anbau nachwachsender Rohstoffe empfohlen (SMUL 2009a).

Bodenverbrauch: Der Bodenverbrauch durch Siedlung und Verkehr und die Flächenversiegelung ist in Sachsen von ca. 8 ha pro Tag (1992–2000) auf 3 ha pro Tag (2004) deutlich gesunken. Prozentual betrachtet lag er damit 2004 bei etwa 18 % des Basisjahres 1992 (= 100 %). Die Ursachen sind kommunal-wirtschaftlicher Art. Im ländlichen Raum wird im Vergleich zum Verdichtungsraum durch Siedlungen und Verkehr deutlich weniger Boden beansprucht. Trotz der erheblichen Bevölkerungsrückgänge sind hier aber Flächenentsiegelungen kaum feststellbar (SMUL 2009a).

Senkenfunktion deutscher Böden: Grundsätzlich ist festzuhalten, dass Ackerböden in Deutschland derzeit im Mittel nicht als Kohlenstoffsinken wirken, sondern vielmehr eine Quelle für Treibhausgase darstellen. Dies gilt besonders für Böden mit hohen Vorräten an organischer Bodensubstanz, deren Humusgehalte in der Regel nicht im Gleichgewicht mit der aktuellen Ackernutzung sind. Diese haben jedoch in Sachsen nur eine geringe Relevanz. Auch die Ausdehnung des Maisanbaus für die Biogasproduktion wirkt stark humuszehrend. Die Konzentration und regionale Trennung von Markt-

fruchtanbau und intensiver tierischer Veredelung erschwert die Verwertung organischer Wirtschaftsdünger im Sinne einer effizienten Humusreproduktion und Nährstoffverwertung. Aus Sicht des Klimaschutzes ist nicht die Steigerung der Vorräte organischer Bodensubstanz vordringlich, sondern der Schutz vorhandener Kohlenstoffvorräte. Dies gilt besonders für Böden mit sehr hohen Vorräten an organischer Bodensubstanz (FLESSA et al. 2012).

Klimawandel und Humusgehalte: Der Einfluss des Klimawandels auf die Humusgehalte sächsischer Böden wurde von KOLBE (2009) an drei Leitstandorten auf Basis von Modellrechnungen untersucht. Er stellte fest, dass unter Beibehaltung der augenblicklichen landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Düngung, Ertragsniveau) auf den Sandböden (anlehmiger Sand) durch den prognostizierten Klimawandel (Anstieg der Temperatur, Abfall der Niederschläge) zu erwarten ist, dass die Humus-Gehalte von Ausgangs im Jahr 2000 von ca. 1,36 % C_{org} bis zum Jahr 2050 um 0,15 % C_{org} (0,06-0,17 % je nach Berechnungsverfahren) abnehmen werden. Auf den Löß-Standorten (sandiger Lehm) des Mittelsächsischen Lößgebietes sind die zu erwartenden Auswirkungen insgesamt nicht sehr groß. Bei einem durchschnittlichen Gehalt von 1,38 % C_{org} wird ein leichter Abfall von 0,04 % (+0,06 bis -0,09 %) C_{org} erwartet. Entsprechend den postulierten Klimaszenarien wird sich das Klima der Vorgebirgslagen auf den sandigen Lehm-Standorten im Jahr 2050 in den Durchschnittswerten der Temperatur und der Niederschlagsmenge immer mehr den klimatischen Bedingungen der Löß-Standorte von heute im Jahr 2000 anpassen. Weil für beide Standorttypen weitgehend ähnliche Bodenverhältnisse zu Grunde gelegt wurden (sandiger Lehm), liegt es nahe, dass sich die Humusgehalte entsprechend den zu erwartenden klimatischen Bedingungen ebenfalls angleichen werden (KOLBE 2009).

Heute wird im Agrarstrukturgebiet 4 ein durchschnittlicher Gehalt von 2,12 % C_{org} vorgefunden. Durch den Klimawandel werden sich diese Gehalte aller Voraussicht nach deutlich reduzieren. Je nach zugrundegelegtem Klimaszenario und dem verwendeten Berechnungsverfahren beträgt die Spannweite der Gehaltsänderung von weitgehender Aufrechterhaltung (+0,02 % C_{org}) bis zu einer Abnahme um 0,43 % C_{org} , bzw. einer Abnahme von bis zu 0,86 % C_{org} bei Zugrundelegung von etwas deutlicheren klimatischen Veränderungen. Weiterhin ist zu bedenken, dass es in Folge dieses Klimawandels zu einer weitgehend parallelen Entwicklung der N_T -Gehalte des Bodens kommen wird (KOLBE 2009). Aus der Untersuchung der möglichen Ausgleichspotenziale durch die Landbewirtschaftung konnten folgende Schlüsse gezogen werden:

- Humusarme Fruchtfolgen verstärken den Humusabbau der Böden. Hierzu zählen bestimmte Energiefruchtfolgen mit hohem Maisanteil und Abfuhr aller Koppelprodukte sowie eine einseitige Ausdehnung des Getreide- oder Hackfruchtanteils in den Fruchtfolgen.
- Keine oder kaum Veränderungen gegenüber der augenblicklichen Situation der Bewirtschaftung wird erwartet durch Ausdehnung der Tierhaltung (Rind) auf 2 GV/Hektar und Gülledüngung sowie durch Verfahren der reduzierten Bodenbearbeitung (Grubber, Direktsaat).
- Ein leichter zusätzlicher Anstieg der Humusgehalte kann durch den zu erwartenden Ertragsanstieg (unter Berücksichtigung des genetischen und technischen Fortschritts und der CO_2 -Düngewirkung) erwartet werden. Hiernach wäre es allein durch den Ertragsanstieg möglich, erhebliche Anteile des klimabedingten Humusabbaus auf den Löß-Standorten zu kompensieren.
- Eine leichte bis deutliche Anhebung der Humusgehalte, wodurch der klimabedingte Abfall teilweise bis weitgehend ausgeglichen wird, kann unter Beachtung des Ertragsanstiegs durch eine Umstellung auf Ökologischen Landbau erreicht werden. Eine ähnliche Erhöhung der Humusgehalte wird auch durch eine Ausdehnung der Schweinehaltung auf Güllebasis auf 2 GV/ha, eine hohe organische Düngung mit Stalldung, Hühnerkot oder Kompost sowie durch Ausdehnung des Leguminosengrasanbaus (Futterbau) auf 20-50 % der Fruchtfolgen im konventionellen Landbau veranschlagt.
- Eine deutlich über den zu erwartenden klimabedingten Abbau an Humus hinausgehende Kompensation besteht auf den Löß-Standorten lediglich dann, wenn in großflächigem Rahmen eine Flächenumwidmung in Richtung Dauergrünland vorgenommen wird. Auf den Vorgebirgsstandorten wird dagegen nicht von einer vollständigen Kompensation ausgegangen.
- Mit ansteigendem Energiegewinn, z. B. durch Anbau von nachwachsenden Rohstoffen, geht immer eine deutliche Abnahme der Humusgehalte einher. Es gibt nach diesen Ergebnissen also keine Anbauvarianten, wobei ein hoher Energiegewinn gleichzeitig mit einer hohen positiven C_{org} -Änderung verbunden ist.

Das durch den klimabedingten Abbau des Humusgehaltes zu erwartende sinkende C-Sequestrierungspotenzial kann durch Maßnahmen der Landbewirtschaftung nicht kompensiert werden. Vielmehr ist damit zu rechnen, dass die C-sequestrierende Wirkung mit der Zeit immer geringer wird und schließlich ganz ausbleibt, obwohl die spezifischen Bewirtschaftungsmaßnahmen weitergeführt werden müssen. Bei vorzeitiger Beendigung der Maßnahmen kann es zu einer Nettofreisetzung an Kohlenstoff kommen, bis sich wiederum ein neues Gleichgewicht eingestellt hat. Daher sind alle Maßnahmen nur von sehr begrenzter Auswirkung und Dauer, um in der Zeitperiode einer weltweit stark ansteigenden CO₂-Freisetzung in die Atmosphäre eine gewisse zwischenzeitliche Entspannung zu bewirken (Kolbe 2009).

Oberflächen-, Grundwasser und Nährstoffeinträge

Gewässerfläche: Etwa 2 % der Landesfläche werden von Gewässern eingenommen. Dazu gehören rund 19.000 km Fließgewässer. Unter Einbeziehung der angrenzenden Bereiche können nur etwa 10 % der Fließgewässerstrecke als relativ naturnah eingestuft werden. Die Fläche von Teichen und Teichgebieten macht mit insgesamt ca. 9.950 ha rund 0,5 % der Landesfläche aus. Dabei sind die vorrangig fischereilich genutzten Teiche zumeist nährstoffreich.

Stickstoffeinträge: Der flächenbezogene Mittelwert für den **diffusen N-Eintrag** Sachsens liegt bei 20,8 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für 2000 bzw. 17,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für 2005. Diffuse N-Einträge aus der mittleren Ackernutzung Sachsens werden nach Nährstoffatlas Sachsen (LfULG 2009a) mit 24,3 kg N/ha*a (Berechnungsjahr 2005) angegeben. Für Grünland werden 9,1 kg N/ha*a, für Obstbau 11,3 kg N/ha*a, für Laubwald 8,9 kg N/ha*a, für Nadelwald 13,7 kg N/ha*a, für Gewässer 15,9 kg N/ha*a und für Siedlung 20 kg N/ha*a angegeben. Für das Gebiet des Freistaates Sachsen beträgt die Summe aller diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer 39.085 t/Jahr für den Zeitraum 2000 bzw. 33.202 t/a für den Zeitraum 2005.

Aufgrund des hohen Flächenanteils sind landesweit rund 48 % der diffusen N-Einträge der Ackernutzung, 5 % der Grünlandnutzung und 16 % der Nadelwaldnutzung zuzuordnen. Seit dem Jahr 2000 kann eine deutliche Minderung der diffusen N-Einträge verzeichnet werden (LfULG 2009a). Zum einen sind die Effekte auf die leichte Zunahme des Anbaus von Zwischenfrüchten und Untersaaten zurückzuführen. Weiterhin sind im Vergleich beider Zeiträume leicht sinkende N-Depositionsraten zu verzeichnen. Von deutlich größerem Einfluss dürfte die Tatsache sein, dass die in der Modellierung eingesetzten Ertragsschätzungen für den Berechnungszeitraum 2005 im Vergleich zu 2000 aufgrund prognostizierter Ertragssteigerungen höher liegen, weshalb sich die Bilanzsalden beider Jahre relativ deutlich unterscheiden. Insofern deutet sich im Vergleich beider Zeiträume ein Trend zu sinkenden N-Einträgen bzw. Konzentrationen an.

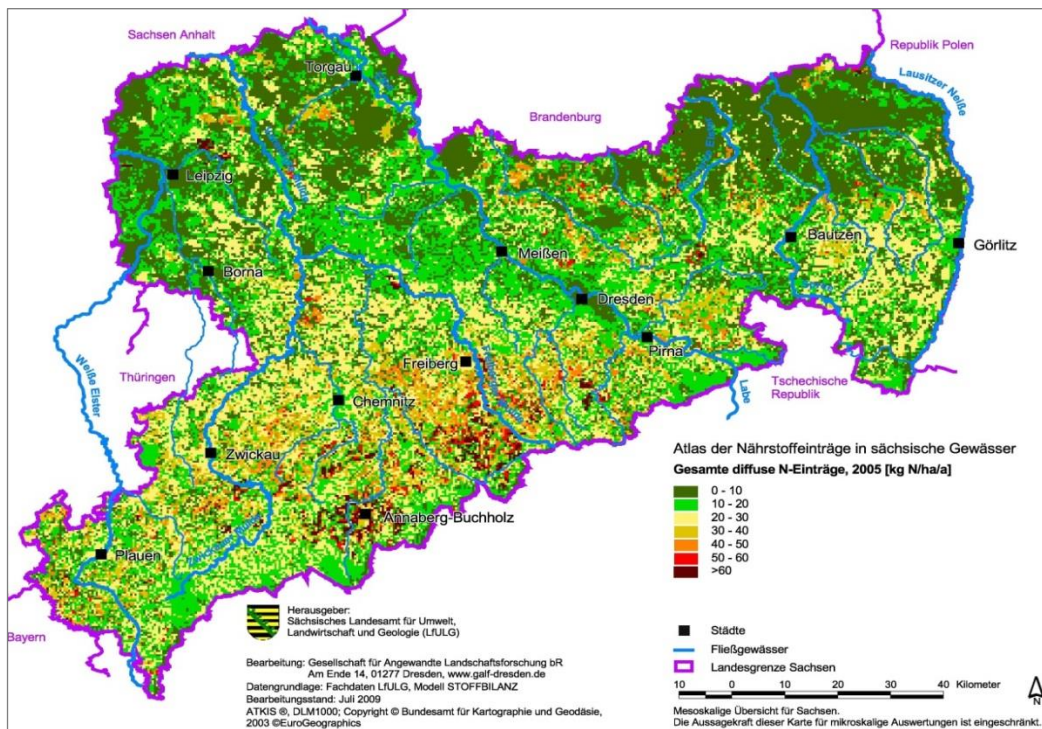


Abbildung 6: Gesamte diffuse Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer, Stand 2005

Quelle: LfULG (2009a)

Die diffusen N-Einträge in die **Oberflächenwasserkörper** sind in den Lößgebieten vergleichsweise niedrig, höhere Einträge werden dagegen in den Mittelgebirgen und Vorländern erreicht. In den nördlichen Landesteilen ergeben sich vergleichsweise niedrige N-Emissionen. Auf Grund der günstigen Denitrifikationsbedingungen und längeren Verweilzeiten in den Aquiferen sind die Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad deutlich reduziert.

Über den **Grundwasserpfad** erfolgen im Landesmittel ca. 25 % der Einträge, bezogen auf Ackerflächen, wobei sich die Emissionen aufgrund der Denitrifikationsprozesse während der Grundwasserpassage regionalspezifisch unterschiedlich stark reduziert haben (siehe oben). Die Einträge über Drainspenden und Oberflächenabflüsse sind im Sächsischen Lößgebiet bzw. im Mittelgebirge und Vorland am höchsten.

1 Ist-Stand der Treibhausgasemission der sächsischen Landwirtschaft

1.1 Treibhausgasemission aus Pflanzenbau und Tierhaltung

Anhand der Datengrundlage der Nationalen Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012) können jährliche THG-Emissionen aus dem Agrarsektor in Sachsen dargestellt werden. Die Emissionen im landwirtschaftlichen Bereich werden aus den Aktivitätsdaten (z. B. Düngerverbrauch, Tierzahlen, landwirtschaftlich genutzten Flächen) und den Emissionsfaktoren (EF) für die einzelnen Emissionsquellen errechnet. Die Emissionsfaktoren sind mit Unsicherheiten behaftet, die in den einzelnen Kapiteln zu den Klimaschutzleistungen der einzelnen Bereiche Ackerbau, Tierhaltung und Landnutzung dargestellt werden. Dies gilt insbesondere für die klimarelevanten N_2O -Emissionen aus Böden, die aufgrund von Standorteigenschaften (Boden- und Klimafaktoren) und Bewirtschaftungsfaktoren variabel sein können. Es werden sowohl freigesetzte Methan- (CH_4) und Lachgasemissionen (N_2O) als auch Ammoniakemissionen (NH_3) seit 1990 dargestellt. Ammoniak zählt nicht zu den Treibhausgasen, wird jedoch zusätzlich betrachtet, weil NH_3 -Emissionen maßgebliche Ursache für die atmosphärische Stickstoffdeposition sind und damit zu indirekten N_2O -Emissionen führen. Die dargestellten CH_4 -Emissionen beziehen sich auf die Emissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern sowie aus dem Wirtschaftsdüngermanagement. Lachgasemissionen (direkt und indirekt) entstehen ebenfalls durch das Wirtschaftsdüngermanagement sowie durch die Düngung landwirtschaftlich genutzter Böden. Hier werden sowohl direkte als auch indirekte N_2O -Emissionen berücksichtigt, die durch die Düngung von organischen und mineralischen Düngern (Wirtschaftsdünger, Klärschlamm, Bewirtschaftung organischer Böden), aus landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzten Böden (ohne Gewächshauskulturen) freigesetzt werden sowie durch den Leguminosenanbau, Ernterückstände und Weidehaltung entstehen. Bestandteil der Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012) sind auch N_2 - und NO -Emissionen, wobei nur NO als indirekt wirksames Klimagas durch atmosphärische Stickstoffdeposition zur Emission von N_2O führt. Auf Grund des untergeordneten Einflusses dieses Stoffes auf die THG-Gesamtbilanz sind NO -Emissionen nachfolgend nicht gesondert ausgewiesen, jedoch in der Gesamtbilanz indirekter N_2O -Emissionen enthalten.

1.1.1 Datengrundlagen zur Berechnung von N_2O -Emissionen aus dem N-Eintrag in landwirtschaftlich genutzte Böden

Die direkten N_2O -Emissionen, die durch die Anwendung von mineralischen und organischen Düngern aus den gedüngten Böden sowie aus der Bewirtschaftung von organischen Böden frei werden, basieren auf den in Abbildung 7 und Tabelle 3 dargestellten Grundlagendaten zu angewendeten N-Düngermengen nach HAENEL et al. (2012).

Dabei entstehen die bodenbürtigen N_2O -Emissionen aus den N-Einträgen durch Wirtschafts- und Mineraldüngern, Leguminosen, Ernterückständen und Klärschlamm. Die Daten zur Anwendung von N-Mineraldüngern basieren auf statistisch erfassten Düngerverkaufsmengen (HAENEL et al. 2012), weil Daten zu ausgebrachten Düngermengen länderspezifisch nicht verfügbar sind. Es wird damit angenommen, dass in einem Jahr so viel Mineraldünger ausgebracht wird, wie sich über die Verkaufsbilanz darstellt. Transporte über Bundeslandgrenzen wurden nach HAENEL et al. (2012) mangels Daten nicht berücksichtigt. Der damit verbundene Fehler wird als gering eingeschätzt (HAENEL et al. 2012). Um die Vergleichbar-

keit der N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden mit dem Bundesdurchschnitt zu gewährleisten, wird auf diese bundesweit zur Verfügung stehenden Daten zurückgegriffen. Der in Kapitel 1.4.1 dargestellte Düngemittelbedarf und -einsatz nach LfULG (FÖRSTER 2012) sowie REINICKE & WURBS (2012) in Sachsen zeigt, dass der Gesamtbedarf an mineralischen N-Düngemitteln in Sachsen deutlich höher ist als die statistisch erfassten Absatzmengen. Nach Aussagen des LfULG (FÖRSTER 2012) ist dies teilweise durch den eigenverantwortlich durchgeführten Direktimport von Düngemitteln aus Polen und Tschechien zu erklären (vgl. Kapitel 1.4.1). Eine Unterschätzung des Einsatzes von mineralischen N-Düngemitteln in Sachsen in HAENEL et al. (2012) würde dann auch mit einer Unterschätzung der N₂O-Emissionen aus den Einträgen von mineralischen N-Düngern einhergehen.

N-Eintrag über Wirtschafts- und Mineraldünger und Flächennutzung

Abbildung 7 (Daten im Anhang 5) und Tabelle 3 zeigen ab 2005 eine Reduktion der Anwendung von N-Mineraldüngern bei annähernd gleichbleibender landwirtschaftlicher Nutzfläche. Gewächshauskulturen wurden nicht berücksichtigt, weil sie flächenmäßig – wie in Tabelle 4 ersichtlich – eine untergeordnete Rolle spielen. Untersuchungen auf den rund 1.000 Dauertestflächen in Sachsen zeigen im Gegensatz dazu eher eine leichte Zunahme des N-Mineraldüngereinsatzes (mdl. Mitteilg. KURZER 2012). Auch REINICKE & WURBS (2012) geben zur Entwicklung des N-Düngereinsatzes in Sachsen einen Überblick, der in Kapitel 1.4.1 bzw. 2.3.2 näher thematisiert wird. Die Anwendung von Wirtschaftsdüngern zeigt seit 1992 kaum Veränderungen. Der Einsatz von Klärschlamm ist seit 2006 hingegen angestiegen, jedoch mengenmäßig weniger von Bedeutung.

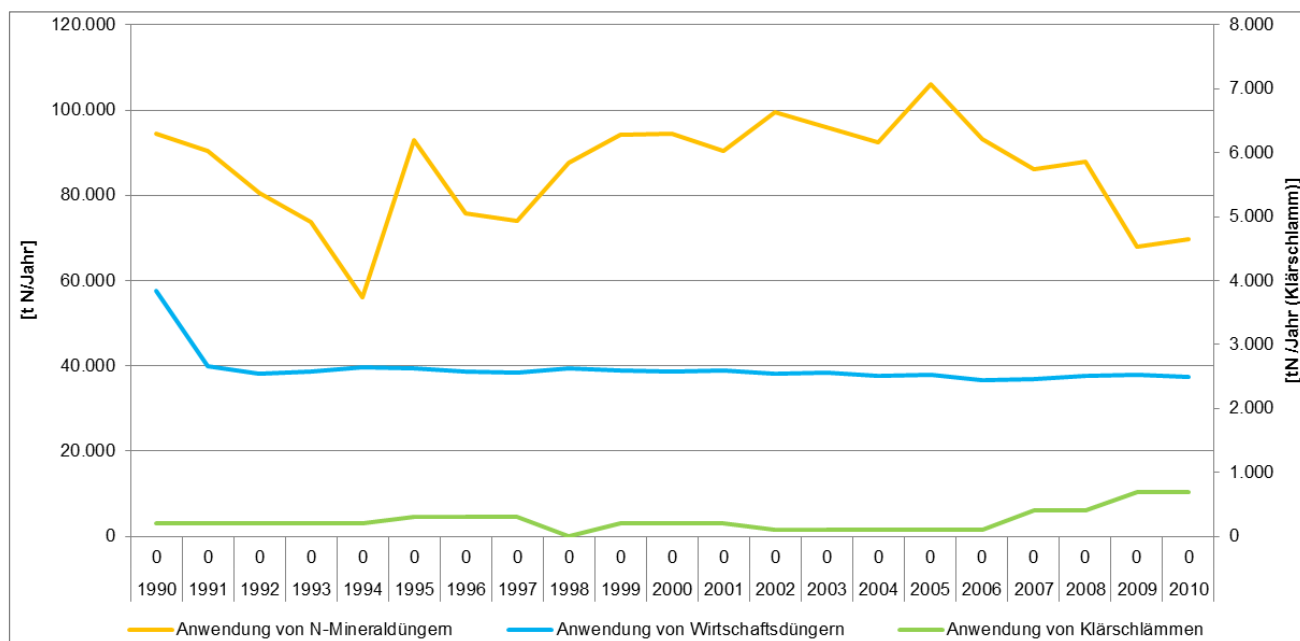


Abbildung 7: Anwendung von organischen und mineralischen Düngemengen in Sachsen von 1990 bis 2010

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Tabelle 3: Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutzfläche von 1990 bis 2010

	1990	1995	2000	2005	2010
landwirtschaftliche Nutzfläche	[ha]				
organische Böden	2.248	2.254	2.261	2.248	2.239
Ackerland	756.165	714.014	726.356	720.900	720.739
Gemüseanbau	7.389	2.994	4.124	4.488	4.219
Dauergrünland	236.579	181.252	185.068	185.900	186.622
Summe aus Ackerland, Gemüseanbau und Dauergrünland	1.000.133	898.260	915.548	911.288	911.580 ¹⁾

¹⁾: Die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche beträgt 912.742 ha (vgl. Kapitel 1.3, Tabelle 21)

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Tabelle 4: Fläche der angebauten Kulturen in Gewächshäusern

Kulturen im geschützten Anbau	Bezug	2004	2008	2011
		[ha]		
Zierpflanzen und Blumen	Anbaufläche	107	98	86
Gemüse und Erdbeeren	Anbaufläche			42

Quelle: StaLa SN (2009), StaLa SN (2011a)

Die Abbildung 8 zeigt die regionale Verteilung von Grünland und Acker in Sachsen. Der nördliche Teil Sachsens wird dominiert von Ackerbaustandorten, während der südliche Teil Sachsens durch Grünlandstandorte geprägt ist.

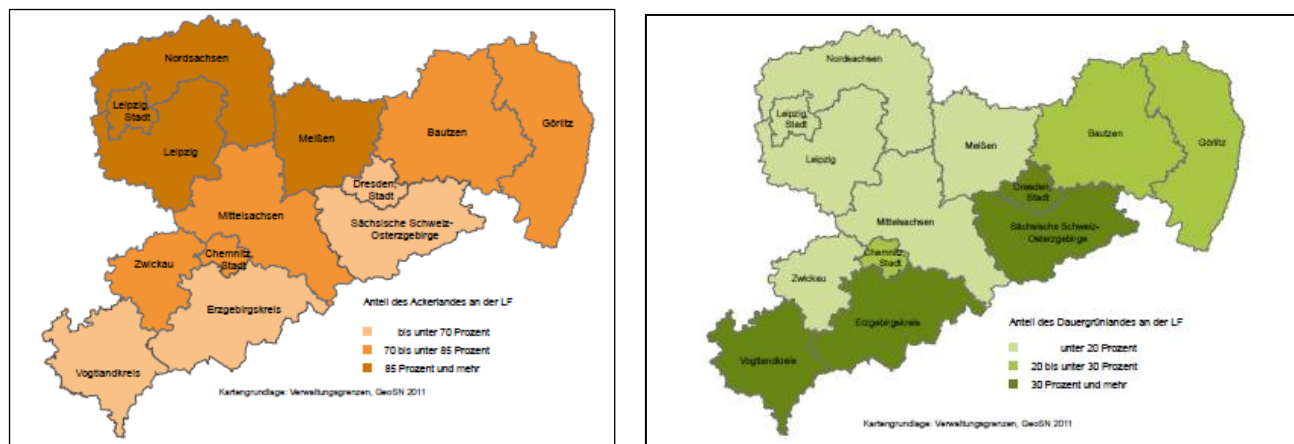


Abbildung 8: Anteil des Dauergrünlandes und des Ackerlandes an der landwirtschaftlichen genutzten Fläche (LF)

Quelle: StaLa SN (2011c)

N-Eintrag über den Leguminosenanbau

Die Lachgasemissionen, die über den N-Eintrag durch den Leguminosenanbau frei werden, wurden auf Grundlage folgender Daten ermittelt (Tabelle 5). Es wird deutlich, dass der Leguminosenanbau über die Jahre rückläufig ist und damit auch die N-Fixierleistung abnimmt. Die Fixierleistung der Leguminosen entspricht den Faustzahlen der Literaturquellen nach LABER (2005) und Hydro Agri Dülmen (1993). Werden höhere Fixierleistungen beispielsweise nach KTBL (2009) angenommen, würden sich auch der rechnerische N-Eintrag in die landwirtschaftlich genutzten Böden und damit die N₂O-Emissionen erhöhen.

Tabelle 5: Anbaufläche von Leguminosen von 1990 bis 2010

	1990	1995	2000	2005	2010
Landwirtschaftliche Nutzfläche	[ha]				
Leguminosen	68.961	42.395	41.198	37.050	30.164
davon Klee-, Klee/Gras und Luzerne	64.965	31.048	16.125	15.100	18.321
davon Hülsenfrüchte	2.627	9.917	22.607	19.300	9.274
von Leguminosen fixierte Stickstoff-Menge in kt pro Jahr	15,1	9,4	9,7	8,7	6,4

Quelle: Haenel et al. (2012)

N-Eintrag über Ernterückstände

Aus dem Abbau von ober- und unterirdischen Ernterückständen können ebenfalls Lachgasemissionen entstehen. Die verbleibenden N-Mengen variieren je nach Kulturart und Ertrag. Das heißt, umso mehr Erntereste bedingt durch das Erntemanagement und die Kulturart auf der Fläche zurückbleiben, desto mehr an Biomasse kann zersetzt und damit der Stickstoff als klimarelevante Emission freigesetzt werden. Die verbleibende N-Menge aus Ernteresten errechnet sich u. a. aus dem Ertrag und der Kulturart.

Abbildung 9 und Abbildung 10 (Tabelle in Anhang 6) zeigen exemplarisch die Erträge unterschiedlicher Kulturarten sowie den Flächenumfang der angebauten Kulturarten in Sachsen. Dargestellt wird ebenfalls, dass Winterweizen, Raps und Wintergerste im Anbauumfang im Jahr 2010 dominieren, gefolgt von Silomais.

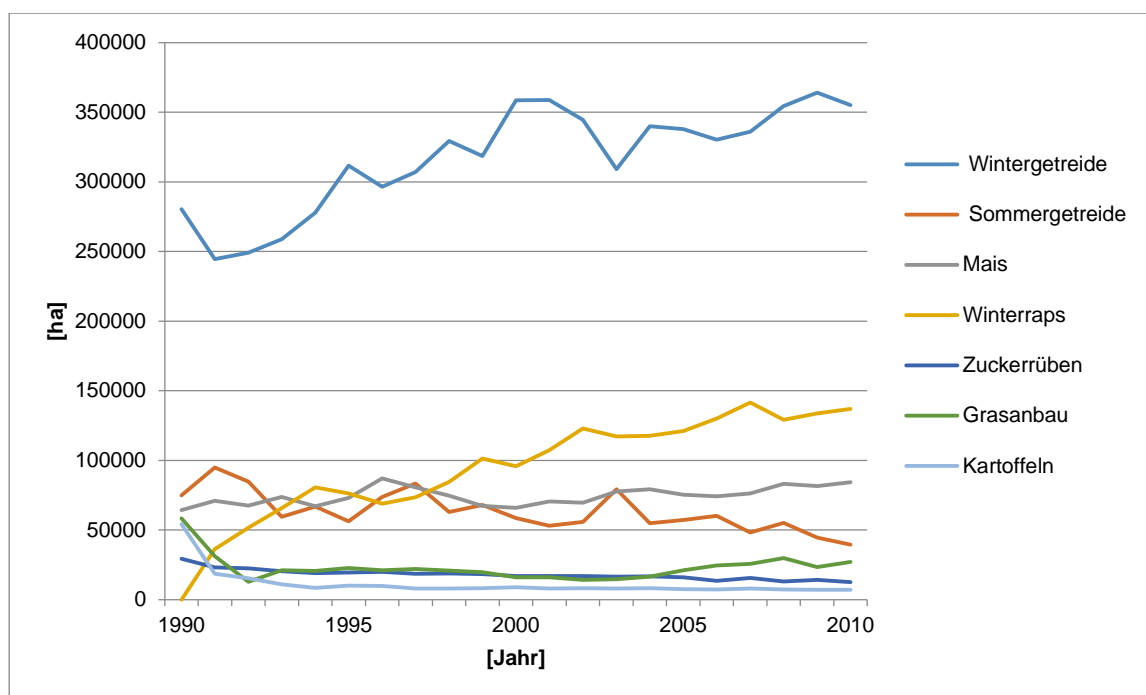


Abbildung 9: Entwicklung der angebauten Kulturarten von 1990 bis 2010

Quelle: HAENEL et al. (2012)

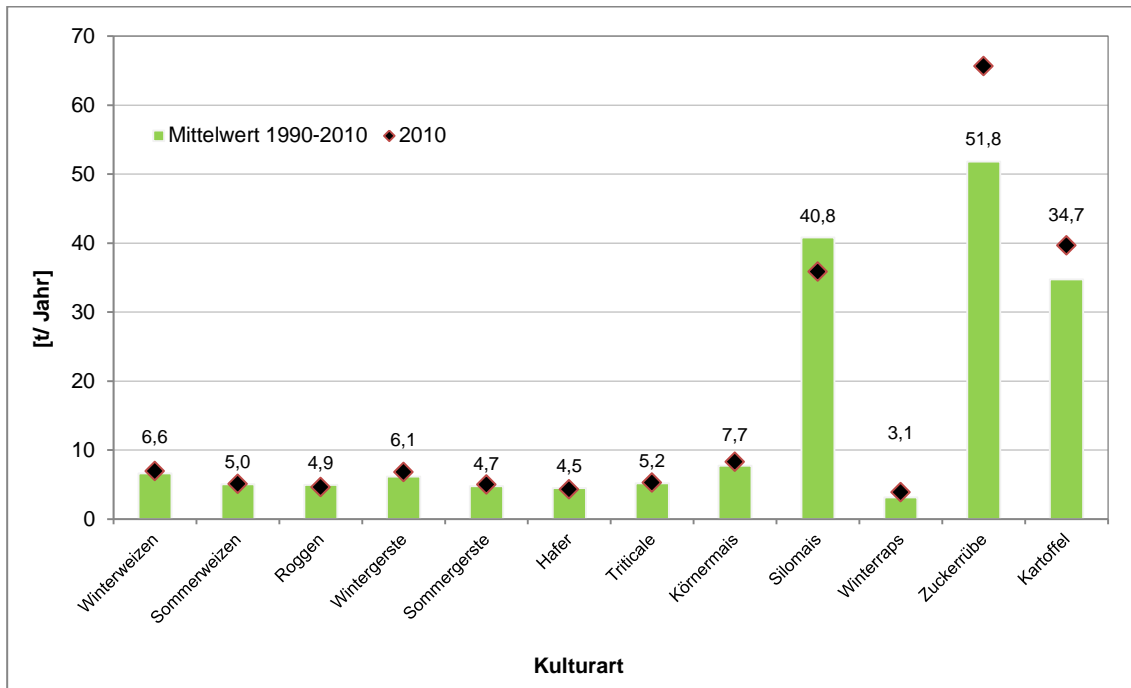


Abbildung 10: Erträge der angebauten Kulturarten im Mittel 1990 bis 2010 und im Jahr 2010

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Direkte N-Einträge und indirekte Lachgasemissionen

In Tabelle 6 wird die Entwicklung der direkten N-Einträge in Sachsen von 1990 bis 2010 sowie die ausgewaschenen N-Mengen (HAENEL et al. 2012), die zu einem Teil der indirekten Lachgasemissionen führen, dargestellt. Die direkten N-Einträge nach HAENEL et al. (2012) sind dabei Werte nach Abzug aller gasförmigen N-Verluste. N-Einträge über organische Böden sind nicht berücksichtigt.

Tabelle 6: Direkte N-Einträge in landwirtschaftlich genutzte Böden und ausgewaschene Stickstoff-Mengen

	1990	1995	2000	2005	2010
	[t N/ a]				
Direkte Stickstoff-Einträge in den Boden durch Wirtschaftsdünger ¹⁾ und Mineraldünger, Leguminosen, Ernterückständen und Klärschlamm	183.467	159.986	162.819	176.542	141.957
Ausgewaschene Stickstoff-Menge nach direkten N-Einträgen in den Boden durch Wirtschaftsdünger, Leguminosen, Ernterückständen und Klärschlamm	55.040	47.996	48.846	52.963	42.587

¹⁾ im N-Eintrag durch Wirtschaftsdünger ist der Weidegang enthalten

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Die indirekten N₂O-Emissionen entstehen aus atmosphärischer Deposition von reaktivem Stickstoff aus der Landwirtschaft (hier vor allem aus NH₃-Emissionen) sowie ausgewaschenem und abgeflossenem Stickstoff. Die Gesamt-N-Einträge in Tabelle 6 beinhalten neben den N-Einträgen durch Mineraldünger auch N-Einträge durch Wirtschaftsdünger, Leguminosen, Ernterückstände und Klärschlamm. Gärreste werden aufgrund fehlender Datengrundlage in der Nationalen Emissionsberichterstattung (Submission 2012) nicht berücksichtigt (HAENEL et al. 2012). Eine separate Abbildung der NH₃-Emissionen, die überwiegend ursächlich für die Deposition von reaktivem N sind, wird nach HAENEL et al. (2012) in Abbildung 19 dargestellt. Die zur N₂O-Freisetzung führende ausgewaschene N-Menge wird nach einem international abgestimmten Verfahren des IPCC mit einem konstanten Faktor von 30 % ermittelt (HAENEL et al. 2012). IPCC (1996/2006) gibt hierfür einen Unsicherheitsbereich von 167 % an. Auswaschungsverluste variieren je nach Standortverhältnissen und können entsprechend höher oder geringer ausfallen.

Werden die N-Auswaschungen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche () bezogen, ergibt sich für die Jahre 2000, 2005 und 2010 eine ausgewaschene N-Menge von 53, 58 und 46 kg N/ha. Allerdings geben die mittleren N-Austräge aus der Bodenzone, die infolge der Stoffbilanz-Modellierung für die Jahre 2000 bis 2005 in der von der LfULG in Auftrag erstellten Studie „Atlas des Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“ errechnet wurden, Hinweise, dass die Auswaschungsmengen in Tabelle 6 überschätzt werden. Nach LfULG (2009a) werden als Mittelwert zum diffusen gelösten N-Austrag aus der Bodenzone für den „Zeitschnittbezug 2005“ über alle Nutzungsformen in Sachsen 22 kg N/Hektar und Jahr angegeben. Nur für Grünlandflächen beträgt die mittlere N-Auswaschung 10,6 kg N/Hektar und Jahr und integrativ über Acker, Grünland, Obst- und Weinbau im Mittel 26,8 kg N/Hektar und Jahr.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die verwendeten Daten in der aktuellen Nationalen Emissionsberichterstattung die Anwendung der Mineraldünger unterschätzen können und die N-Austräge über den angenommenen konstanten Faktor von 30 % Auswaschungsverlust des N-Eintrages überschätzen. Diese Unsicherheitsbereiche sind jedoch auch auf andere Bundesländer übertragbar und werden aufgrund von fehlender detaillierterer Datengrundlage für alle Bundesländer eingeräumt.

Abschätzung der THG-Emissionen aus der mineralischen N-Düngung des Gemüse-, Obst-, Wein- und Zierpflanzenbaus in Sachsen

Die Abschätzung der THG-Emissionen aus dem Bereich Gemüse-, Obst-, Wein- und Zierpflanzenanbau bezieht sich auf eigene Berechnungen anhand der ermittelten Düngemenge zu den angebauten Kulturen und den Vorfruchtwirkungen. Ein direkter Vergleich zu den N₂O-Emissionen, die aus den N-Einträgen landwirtschaftlich genutzter Böden nach HAENEL et al. (2012) frei werden, kann nicht abgeleitet werden, weil die Emissionen der unterschiedlichen Kulturarten nicht differenziert dargestellt werden. Es ist jedoch zu vermuten, dass die hier berechneten Emissionen höher liegen, weil zusätzlich die Emissionen für die Bereitstellung der mineralischen Dünger berücksichtigt werden.

Gemüsebau

Der Gemüsebau hat mit 0,5 % einen geringen Anteil an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche in Sachsen (im Jahr 2010, vgl. Tabelle 3). Hauptsächlich werden, wie in der folgenden Abbildung ersichtlich, Erbsen, gefolgt von Buschbohnen, Speisezwiebeln, Spargel, Spinat und Blumenkohl angebaut.

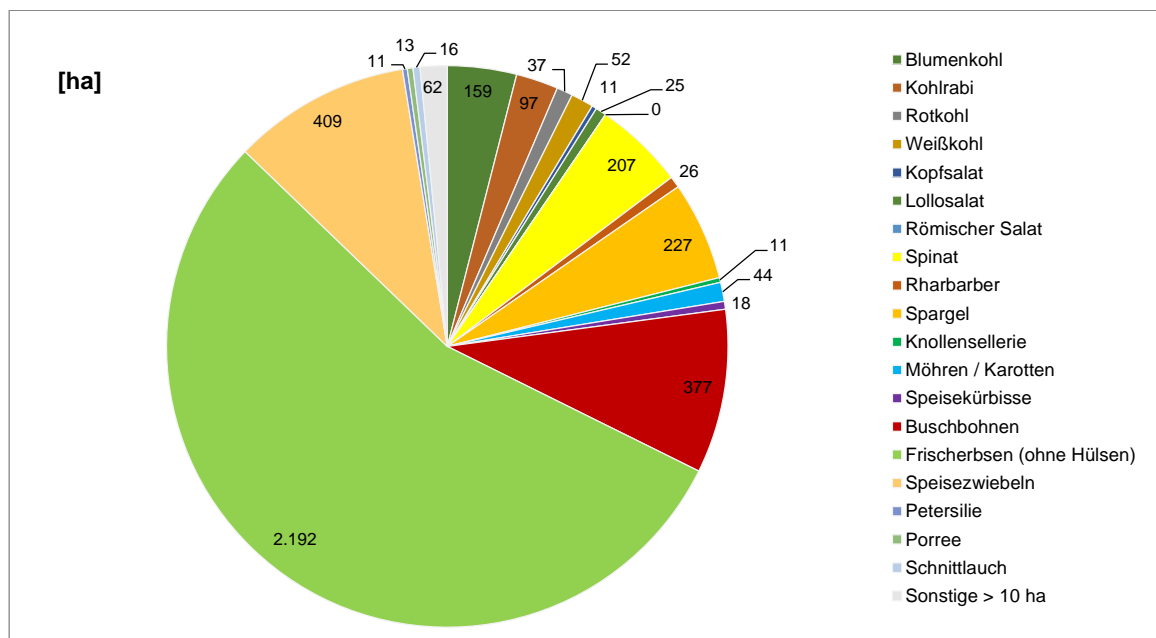


Abbildung 11: Flächenanteile der angebauten Gemüsesorten im Jahr 2010

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Die Abschätzung der THG-Emissionen aus dem Bereich Gemüsebau bezieht sich auf eigene Berechnungen, die anhand der abgeschätzten Düngemenge zu den angebauten Gemüsesorten abgeleitet wurden. Entsprechend Tabelle 105 in Kapitel 2.3.2 wurden die Emissionen aus der Anwendung von mineralischem Dünger errechnet.

Um eine Abschätzung der angewandten mineralische N-Düngungsmenge im Gemüsebau für das Jahr 2010 herzuleiten, wurde unterstellt, dass entsprechend der N-Sollwerte, die dem Leitfaden zur Umsetzung der Düngeverordnung der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (2007) entnommen wurden, gedüngt wird. Berücksichtigt wurden ebenfalls mögliche N_{\min} -Werte, die im Gemüsebau nach LABER (2013, mdl. Mitteilg.) zwischen 30-150 kg N_{\min} /Hektar, jedoch schwerpunktmäßig bei 50-80 kg N_{\min} /Hektar liegen können. Weiterhin wurde die anrechenbare N-Menge der angebauten Vorrüchte berücksichtigt. Hierzu wurde die Annahme getroffen, dass die Flächen, die in 2010 mit Gemüse bestellt wurden, auch im selben Jahr wieder mit Gemüse bestellt worden sind. Ausgenommen sind hierbei Zwiebeln, Kopfkohl, Rosenkohl sowie 50 % der Blumenkohlfelder, $\frac{3}{4}$ der Erbsenflächen, Grünkohl, Kürbis, Möhre, Porree, Rote Beete und Schnittlauch (mdl. Mittlg. LABER 2013). Der Vorrüchtwert wurde entsprechend dem Flächenanteil gewichtet, um einen Durchschnittsvorrüchtwert für die in 2010 angebauten Kulturen zu erhalten. Tabelle 7 zeigt die Vorrüchtwerte der einzelnen Gemüsekulturen und den abgeleiteten, gewichteten Vorrüchtwert von 52 kg N/Hektar.

Tabelle 7: Berechnung der anrechenbaren N-Mengen der Gemüsesorten bezogen auf die Anbaufläche 2010 mit dem durchschnittlichen gewichteten Vorrüchtwert in kg N/ha

Gemüseart	Ernterückstände	N-Menge	anrechenbare N-Menge	Mineralisierungsdauer		
	[dt/ha]	[kg N/ha]	[kg N/ha]	[Wochen]	Anbaufläche 2010	N-Menge je nach Anbaufläche
Blumenkohl ¹⁾	450	153	77	10	80	6.122
Brokkoli	550	193	96	10	3	288
Buschbohnen	220	88	44	8	377	16.588
Chinakohl	500	90	45	6	4	180
Feldsalat	20	9	4	4	1	4
Gurke, Einleger	500	100	50	8	1	50
Knollenfenchel, gepflanzt	300	90	45	4	3	135
Kohlrabi	150	53	26	8	97	2.522
Markerbse ²⁾	320	128	64	8	329	21.043
Petersilie, Blatt-, letzter Schnitt	60	24	12	4	11	132
Radies	50	10	5	6	1	5
Rettich, deutsch	250	60	30	6	2	60
Rucola, Grobware	150	45	23	6	1	23
Salat, Eissalat	200	26	13	4	7	91
Salat, Endivien, Frisée	100	25	13	4	2	26
Salat, Kopfsalat	100	18	9	4	11	99
Salat, Radicchio	220	55	28	4	1	28
Spinat, Blatt-/Hack-	150	54	27	4	207	11.178
					1.137	58.574
Gewichteter Vorrüchtwert von Gemüse						52

¹⁾ 50 % der Blumenkohlfelder; ²⁾ etwa $\frac{3}{4}$ der Markerbsenfläche wird nicht mit Gemüse nachgebaut

Quelle: eigene Berechnungen nach Sächsischer Landesanstalt für Landwirtschaft (2007), mdl. Mittlg. LABER (2013)

Anhand der mineralischen N-Mengen, die für das Anbaujahr 2010 abgeleitet wurden, können die Emissionen in Tabelle 8 berechnet werden. Die Abschätzung der angewandten mineralischen N-Düngung für die Gemüsesorten beruht auf der Annahme, dass nach N-Sollwert-Methode gedüngt wird. Die organische Düngung wurde nicht berücksichtigt.

Tabelle 8: Eingesetzte mineralische N-Düngungsmengen und entstehende Emissionen (Bezugsjahr 2010)

Kulturart	Anbaufläche 2010	Anrechenbare N-Menge durch Vorfrucht-wirkung	N _{min} Schwerpunkt 50-80 kg N _{min} /ha	N-Sollwert-Düngung			mineral. N-Düngung insgesamt (50 kg N _{min} /ha)	mineral. N-Düngung insgesamt (80 kg N _{min} /ha)	N ₂ O-Emissionen insgesamt (50 kg N _{min} /ha)	N ₂ O-Emissionen insgesamt (80 kg N _{min} /ha)
	[ha]			[kg N/ ha]						
Blumenkohl	159	52	50	80	300	31.561	26.791	473.417	401.867	
Brokkoli	3	52	50	80	310	625	535	9.382	8.032	
Chinakohl	4	52	50	80	200	394	274	5.910	4.110	
Grünkohl	2	52	50	80	200	197	137	2.955	2.055	
Kohlrabi	97	52	50	80	220	11.494	8.584	172.414	128.764	
Rosenkohl	5	0	50	80	300	1.250	1.100	18.750	16.500	
Rotkohl	37	0	50	80	220	6.290	5.180	94.350	77.700	
Weißkohl	52	0	50	80	270	11.440	9.880	171.600	148.200	
Wirsing	5	0	50	80	250	1.000	850	15.000	12.750	
Eichblattsalat	4	52	50	80	130	114	0	1.710	0	
Eissalat	7	52	50	80	140	269	59	4.042	892	
Endiviansalat	2	52	50	80	150	97	37	1.455	555	
Feldsalat	1	52	50	80	80	0	0	0	0	
Kopfsalat	11	52	50	80	150	533	203	8.002	3.052	
Lollosalat	25	52	50	80	130	712	0	10.687	0	
Radicchio	1	52	50	80	140	38	8	577	127	
Rucolasalat	1	52	50	80	150	48	18	727	277	
Spinat, Hack	207	52	50	80	200	20.389	14.179	305.835	212.685	
Rharbarber	26	0	50	80	140	2.340	1.560	35.100	23.400	
Spargel	227	0	50	80	140	20.430	13.620	306.450	204.300	
Knollenfenchel	3	52	50	80	140	115	25	1.732	382	
Knollensellerie	11	0	50	80	180	1.430	1.100	21.450	16.500	
Möhren/ Karotten	44	0	50	80	90	1.760	440	26.400	6.600	
Radies	1	52	50	80	110	8	0	127	0	
Rettich	2	52	50	80	140	77	17	1.155	255	
Rote Rüben	6	0	50	80	230	1.080	900	16.200	13.500	
Einlegegurken	1	0	50	80	190	140	110	2.100	1.650	
Speisekürbisse	18	0	50	80	120	1.260	720	18.900	10.800	

Kulturart	Anbau fläche 2010	Anrechenbare N-Menge durch Vorfrucht-wirkung	N _{min} Schwer punkt 50-80 kg N _{min} /ha	N-Soll-wert-Düng-ung	mineral. N-Düngung insgesamt (50 kg N _{min} /ha)	mineral. N-Düngung insgesamt (80 kg N _{min} /ha)	N ₂ O-Emissionen insgesamt (50 kg N _{min} /ha)	N ₂ O-Emissionen insgesamt (80 kg N _{min} /ha)	
	[ha]		[kg N/ ha]				[kg CO ₂ e]		
Frischerbsen (ohne Hülsen)	2.192	0	50	80					
Zucchini	5	0	50	80	200	750	600	11.250	9.000
Buschbohnen	377	52	50	80	110	3.204	0	48.054	0
Düngung in Praxis ¹	700	0			40	28.000	28.000	420.000	420.000
Bundzwiebeln	9	0	50	80	190	1.260	990	18.900	14.850
Speise-zwiebeln	409	0	50	80	120	28.630	16.360	429.450	245.400
Petersilie	11	0	50	80	140	990	660	14.850	9.900
Porree	13	0	50	80	240	2.470	2.080	37.050	31.200
Schnittlauch	16	0	50	80	170	1.920	1.440	28.800	21.600
	1.802				Summe in kg	182.319	136.460	2.734.782	2.046.904
					Summe in t			2.735	2.047
					Summe in kt			2,7	2,0

¹⁾ nach Abschätzung von LABER (2013) wird eine Startdüngung unabhängig des N_{min}-Sollwertes auf 700 ha durchgeführt

Quelle: eigene Berechnungen nach Sächsischer Landesanstalt für Landwirtschaft (2007), mdl. Mittlg. LABER (2013), HAENEL et al. (2012)

Die N-Vorfruchtwirkung von zuvor angebautem Gemüse wird bei Gemüsesorten, die nicht im selben Jahr mit einem anderen Gemüse nachgebaut werden können, nicht angerechnet (z. B. Schnittlauch, Möhren). Daher wird hier der Wert 0 eingesetzt. Gemüsesorten, die aufgrund des angesetzten N_{min}-Wertes von 80 kg N/Hektar und der Vorfruchtwirkung von 52 kg N/Hektar den N-Sollwert übersteigen, werden nicht gedüngt und damit auf den Wert 0 gesetzt. Entsprechend der N_{min}-Spanne und der anrechenbaren N-Vorfruchtwirkung, ergibt sich eine Spanne der angewandten N-Düngungsmenge im Gemüsebau in Sachsen von 136.460 bis 182.319 kg N. Es entstehen insgesamt 2,0 bis 2,7 kt CO₂-Äquivalente aus der mineralischen N-Düngung.

Obstbau

In Sachsen wird mit 3.440 ha Anbaufläche Obst angebaut. Abbildung 12 zeigt, dass hauptsächlich Äpfel, gefolgt von Sauerkirschen und Süßkirschen angebaut werden.

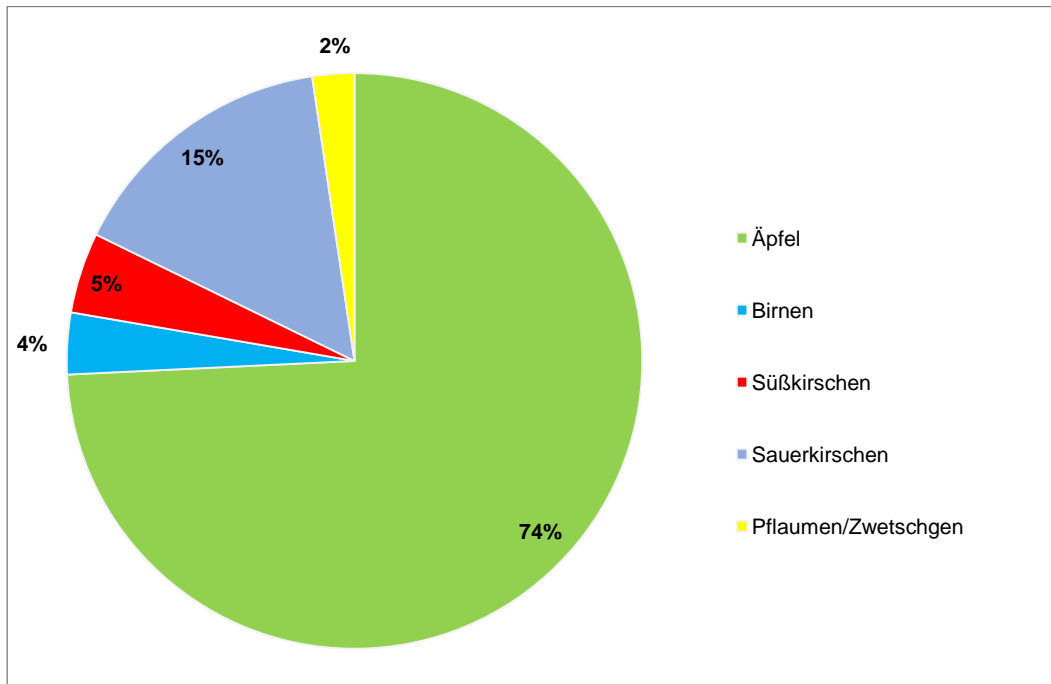


Abbildung 12: Anbaufläche Obst im Jahr 2012

Quelle: Destatis (2012a)

Entsprechend des Leitfadens zur Umsetzung der Düngeverordnung nach der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (2007) wurden die N-Mengen berechnet, die im Jahr 2010 angewandt wurden. Tabelle 9 zeigt die abgeleiteten N-Mengen sowie die daraus resultierenden THG-Emissionen.

Tabelle 9: Abschätzung der THG-Emissionen aus dem Bereich Obstanbau (Referenzjahr 2010)

Kulturart	Anbaufläche 2010	Mittlerer Ertrag		Düngung nach N-Entzug	mineral. N-Düngung insgesamt	N ₂ O-Emissionen insgesamt
	[ha]	[FM dt/ha]		[kg N/ ha]	[kg N]	[kg CO ₂ e]
Äpfel	2.554	200-400	300	33	84.282	1.264.230
Birnen	119	200-400	300	30	3.570	53.550
Süßkirschen	156	100-250	200	38	5.928	88.920
Sauerkirschen	530	100-200	150	32	16.695	250.425
Pflaumen/Zwetschgen	81	100-300	200	32	2.592	38.880
Mirabellen/Renekloden	-	-	-	-	-	-
				Summe in kg	113.067	1.696.005
				Summe in kt		2

Quelle: eigene Berechnungen nach Sächsischer Landesanstalt für Landwirtschaft (2007), Destatis (2012e)

Es wird gezeigt, dass 2 kt CO₂-Äquivalent/Jahr aus der mineralischen N-Düngung im Obstanbau entstehen können.

Zierpflanzenanbau

Etwa 80,1 ha wurden im Jahr 2010 mit Zierpflanzen im Freiland bestellt. Tabelle 10 zeigt, dass hauptsächlich Sommerblumen und Stauden sowie sonstige Zierpflanzen wie Gladiolen, Narzissen, Tulpen und Zierkürbisse angebaut wurden.

Tabelle 10: Anbauflächen von Schnittblumen/Zierpflanzen zum Schnitt 2012 nach Pflanzenarten in Sachsen

Land	Insgesamt	und zwar				
		Rosen	Chrysanthemen	Sommerblumen und Stauden	Gehölze zum Grün- und Blütenschnitt	sonstige Zierpflanzen zum Schnitt*
[ha]						
Sachsen	80,1	-	-	34,2	3,8	41,1

* z. B. Gladiolen, Narzissen, Tulpen, Zierkürbisse
Quelle: Destatis (2012e)

Freilandflächen werden im Schnitt mit etwa 120-150 kg N/ Hektar gedüngt. Eine Anrechnung des N_{min} folgt in der Regel nicht (Wartenberg, 2013; mündliche Mitteilung). Anhand dieser Düngemengen können folgende THG-Emissionen berechnet werden.

Tabelle 11: Abschätzung der THG-Emissionen aus dem Bereich Zierpflanzenanbau (Referenzjahr 2010)

Kulturart	Anbau- fläche 2010	mineral. N-Düngung 120 kg N/ha	mineral. N-Düngung 150 kg N/ ha	N ₂ O-Emissionen insgesamt	N ₂ O-Emissionen insgesamt
Insgesamt	80,1	9.612	12.015	144.180	180.225
Summe [kt]				0,1	0,2

Quelle: eigene Berechnungen nach WARTENBERG (2013, mdl. Mitteilung), Destatis (2012e)

Die Tabelle zeigt, dass der Zierpflanzenanbau in Sachsen bezogen auf die THG-Bilanz mit 0,1-0,2 kt CO₂-Äquivalent/Jahr nur einen geringen Anteil ausmacht.

Weinbau

Auch der Weinbau spielt mit 462 ha bestockter Rebfläche in Sachsen eine untergeordnete Rolle. Wenn von einer N-Düngung nach Entzug ausgegangen wird, ist mit einer mineralischen N-Düngung von insgesamt 11.550 kg zu rechnen. Der Einsatz dieser Düngemenge kann etwa 0,2 kt CO₂-Äquivalent/Jahr verursachen.

Tabelle 12: Abschätzung der THG-Emissionen aus dem Bereich Weinbau (Referenzjahr 2010)

Betriebe	landwirtschaftlich genutzte Fläche	bestockte Rebfläche	mittlerer Ertrag	Düngung nach N- Entzug	mineral. N- Düngung (insg.)	N ₂ O-Emissionen insgesamt
Anzahl	[ha]		[FM dt/ha]	[kg N/ ha]	[kg N]	[kg CO ₂ e]
2.559	3.093	462	100	25	11.550	173.250

Quelle: eigene Berechnungen nach Sächsischer Landesanstalt für Landwirtschaft (2007), Destatis (2010)

1.1.2 Datengrundlagen zu Berechnung der N₂O-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement

Lachgasemissionen, die aus dem Bereich „Wirtschaftsdüngermanagement“ entstehen, können mit Hilfe der Tierzahlen und ausgeschiedenen N-Mengen in den entsprechenden Haltungssystemen abgeleitet werden.

Tierzahlen

In Abbildung 13 und Anhang 7 sind die in der Emissionsberichterstattung berücksichtigten Tierbestandszahlen dargestellt. Es wird deutlich, dass seit etwa 1995 eine gleichbleibende Anzahl der Mastschweine zu beobachten ist. Der Geflügelbestand nahm seit 1992 deutlich zu. Die Rinderbestände zeigen seit 1994 einen kontinuierlichen Rückgang und erreichen (trotz weiter sinkender Milchviehzahlen) ab etwa 2004 ein weitgehend stabiles Niveau. Eine erhebliche Reduzierung der gesamten Tierzahlen war nach 1990 in Folge der Auflösung bzw. „Abwicklung“ großer Tierhaltungs- und industrieller Mastanlagen zu verzeichnen.

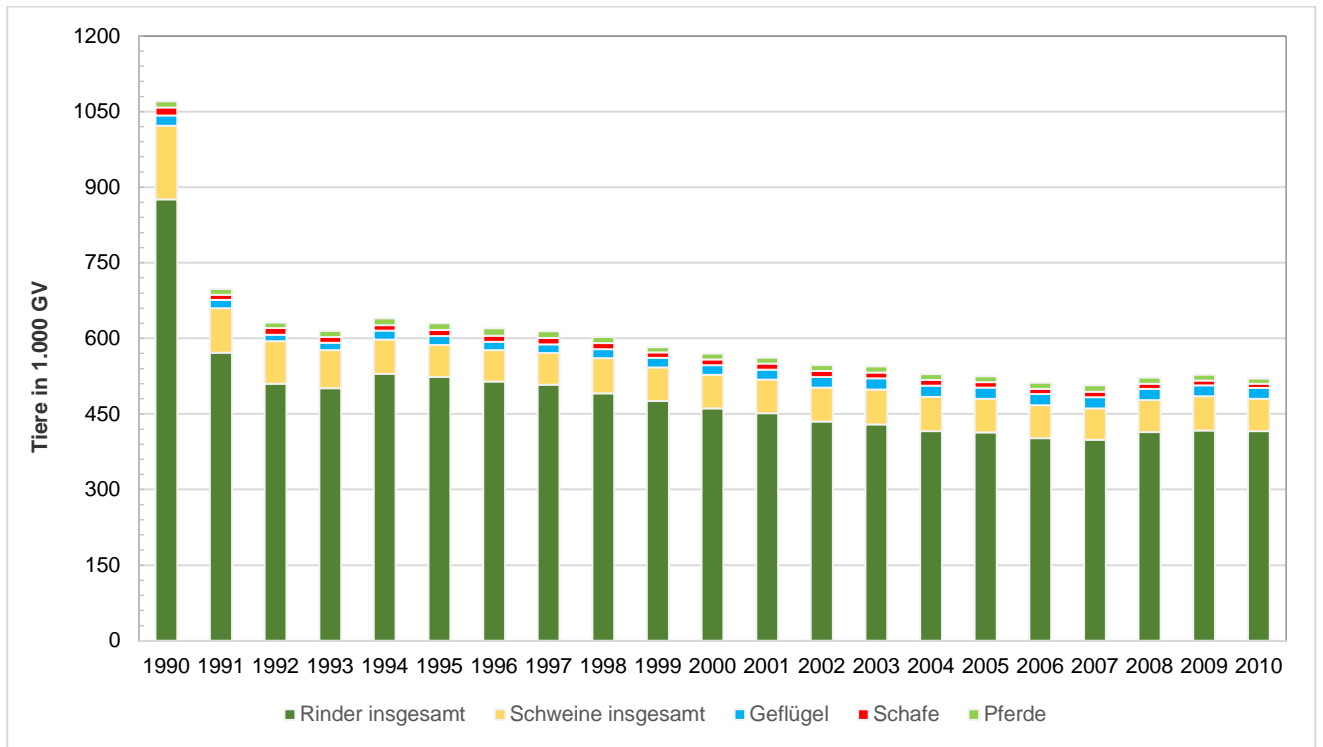


Abbildung 13: Tierbestände in Sachsen von 1990 bis 2010 (ohne Ziegen, Büffel, Esel und Maultiere)

Quelle: eigene Darstellung nach HAENEL et al. (2012), Umrechnung über GV-Schlüssel nach Destatis (2011d)¹

Die Datenquelle HAENEL et al. (2012) bezieht unterschiedliche Datenquellen je nach Tierkategorie und Verfügbarkeit in die Darstellung der Tierzahlen mit ein. Beispielsweise werden die vom Statistischen Bundesamt erhobenen Agrarstrukturdaten zum Stichtag 3. Mai und die HIT-Datenbank in der Auswertung berücksichtigt (HAENEL et al. 2012).

Weiterhin werden die ausgeschiedenen N-Mengen dargestellt, die zur Berechnung der Lagerungs- und Ausbringungsemissionen von Bedeutung sind (Tabelle 13) sowie die Haltungssysteme der wichtigsten Nutztiere (Tabelle 16) und die damit verbundene Lagerung von Wirtschaftsdüngern.

Fütterungsbedingte N-Ausscheidungen

Die Darstellung der N-Ausscheidungen berücksichtigt typische leistungsbezogene Futterzusammensetzungen und -mengen sowie die Möglichkeit einer proteinreduzierten (Mehr- und Multiphasen-) Fütterung bei Sauen und Mastschweinen. In der Milchviehhaltung kann ein Anstieg der N-Ausscheidungen pro Stallplatz beobachtet werden, der im Wesentlichen auf die steigende durchschnittliche Energieaufnahme und resultierend steigende Milchleistung zurückzuführen ist.

¹ Auf Grund unterschiedlicher Datenquellen und Erfassungsstichtage weichen die auf Basis der Bestandszahlen nach HAENEL et al. (2012) berechneten Zahlen leicht von den in Destatis (2011d) ausgewiesenen Werten für Sachsen 2010 ab.

Tabelle 13: N-Ausscheidungen der wichtigsten Tierarten in kg N/Platz und Jahr (sachsenspezifisch)

	1990	1995	2000	2005	2010
mittlere N-Ausscheidungen	[kg N/ Platz und Jahr]				
Milchkühe	75,9	94,8	106,1	114,2	117,7
Rinder ohne Milchkühe	33,2	41,2	43,5	43,9	44,9
Mastschweine	12,8	11,5	12,6	11,3	10,2
Schweine gesamt	11,5	12,3	12,9	11,9	10,7
Geflügel	0,69	0,65	0,62	0,66	0,65

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Für die Emissionsberechnung sind hinsichtlich der Fütterung für die unterschiedlichen Tierkategorien differenzierte tägliche Energieaufnahmen zu berücksichtigen (HAENEL et al. 2012). Tabelle 14 zeigt die täglichen Energieaufnahmen für Mastschweine und Milchvieh, die für das Land Sachsen generiert worden sind. Es wird deutlich, dass bei Milchkühen die tägliche Energieaufnahme zur Erreichung einer höheren Milchleistung kontinuierlich ansteigt.

Tabelle 14: Durchschnittliche tägliche Energieaufnahme in MJ/Platz und Tag (sachsenspezifisch)

	1990	1995	2000	2005	2010
	[MJ GE/Platz und Tag]				
Milchkühe, durchschnittliche tägliche Energieaufnahme	230	280	307	329	339
Mastschweine, durchschnittliche tägliche Energieaufnahme	29	27	30	29	30

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Im Folgenden wird am Beispiel der Mastschweine die Berechnung der täglichen Energieaufnahme erläutert. Die Berechnung der täglichen Energieaufnahme der Mastschweine berücksichtigt u. a. die tägliche Gewichtszunahme und das End- bzw. Startgewicht. Hier wurden durch HAENEL et al. (2012) Datenquellen des SMUL (2002/2008b/2009d/2010) berücksichtigt. Generell wird für ganz Deutschland und auch für Sachsen ein Standardfutter und ein N-reduziertes Futter verwendet, wobei der Anteil des N-reduzierten Futters in Sachsen und auch in anderen neuen Bundesländern besonders hoch ist. Genau verwendete Daten sind nicht zur Veröffentlichung freigegeben (mdl. Mittlg. RÖSEMANN 2012). Tabelle 15 zeigt am Beispiel der Mastschweine die verwendeten Futterrationen.

Tabelle 15: Futterrationen für Mastschweine (Standardfutterration, die für Deutschland und Sachsen genutzt wird)

Futtertyp	Gewichtsklasse	Hauptbestandteile	Energieverdaulichkeit X_{DE}^a	Verdaulichkeit X_{ME}^a	Gehalt an verdaulicher Energie η_{ME}^a	N-Gehalt im Standardfutter x_N	N Gehalt im N-reduzierten Futter $x_{N, red}$	Verdaulichkeit org. Substanz X_{DOM}^a	Aschegehalt im Futter x_{ash}^a
	[kg an ⁻¹]		[MJ MJ ⁻¹]	[MJ MJ ⁻¹]	[MJ kg ⁻¹ ME]	[kg kg ⁻¹ TM]	[kg kg ⁻¹ TM]	[kg kg ⁻¹]	[kg kg ⁻¹ TM]
Mastschwein A	30-60	Weizen, Roggen Weizengluten, Sojabohnen, Triticale, Rapssaat	0,8307	0,8119	13,4	0,0280 ¹⁾	0,0272 ²⁾	0,86	0,053
Mastschwein B	60-120	Weizen, Roggen Weizengluten, Sojabohnen, Triticale, Rapssaat	0,8170	0,7907	13,0	0,0275 ¹⁾	0,0227 ³⁾	0,84	0,057

Quelle: HAENEL et al. (2012) Fußnote übernommen und übersetzt nach HAENEL et al. (2012):

¹⁾ Futter Zusammensetzung nach deuka Deutsche Tiernahrung GmbH & CO. kg, private Mitteilung; Energie und Protein/Stickstoffinhalt nach BEYER et al. (2004) und LfULG (2004);
²⁾ x_N für stickstoffreduziertes Futter: berechnet als 97,2 % von x_N für normales Futter (basierend auf dem 97,2 % Bezug, welcher abgeleitet werden kann aus den Daten der DLG (2005);
³⁾ x_N für stickstoffreduziertes Futter: berechnet als 82,4 % von x_N für normales Futter (basierend auf der 82,4 % Relation, welche abgeleitet werden kann aus den Daten von der DLG (2005)

Hinsichtlich der Rinderfütterung wird von zwei Standardkategorien für die Futtermittel ausgegangen (HAENEL et al. 2012). Für Ackerbaugelände wird eine "Gemischte Ration" unterstellt, die sich aus den Komponenten Maissilage, Grassilage, Kraftfutter MLF 18/3, Rapskuchen und Stroh zusammensetzt. In den Grünlandgebieten wird die Fütterung einer "Grassilage" berücksichtigt. Sie besteht aus Grassilage, Kraftfutter MLF 18/3 und Weizen (HAENEL et al. 2012). Die spezielle Zusammensetzung dieser beiden Standardfütterungskategorien richtet sich nach der Höhe der Milchleistung. Für die Standardrauhfütterungszusammensetzung in der gemischten Ration wird von einem konstanten Verhältnis der Komponenten Grassilage, Maissilage und Stroh ausgegangen. Es beträgt bezogen auf die Trockenmasse 0,44 zu 0,54 zu 0,02 kg kg⁻¹. Hinsichtlich des Kraftfüttereinsatzes in der Rinderfütterung beziehen sich die Berechnungen generell auf den Einsatz des Milchleistungsfutters MLF 18/3. Der Einsatz von Rapsschrot wird in der Nationalen Emissionsberichterstattung auf der Grundlage einer von DÄMMGEN et al. (2010) entwickelten Funktion berechnet. Danach beläuft sich der Rapsschrotanteil im Milchleistungsbereich zwischen 8.000 und 10.000 kg a⁻¹ Kuh auf 0,19-0,25 kg kg⁻¹ TM.

Eine proteinreduzierte Rinderfütterung ist auf betrieblicher Ebene noch nicht umgesetzt und damit nicht Bestandteil der Berechnungen zum Nationalen Emissionsbericht.

Tierhaltung

Tabelle 16 zeigt, dass der Trend in Milchviehställen im Gegensatz zu der restlichen Rinderhaltung hin zu güllebasierten Systemen auf Kosten der strohbasierten Aufstallungen geht. Außerdem ist eine Reduktion der Weidezeiten erkennbar. Für die sonstigen Rinder ist eine leichte Ausweitung der Weidezeiten zu sehen. Der Anteil der Weidezeiten ist differenziert nach den einzelnen Tiergruppen zu betrachten. Während die Weidezeit im Jahr 2010 bei den Milchkühen mit 4,47 % eine eher untergeordnete Rolle spielt, nimmt sie bei Färsen mit 17,22 % und Mutterkühen mit 49,95 % beachtenswerte Größenordnungen ein. Untersuchungen von GEIDEL (2007) verweisen bereits darauf, dass die Weidehaltung von Milchvieh in Sachsen nur noch ein Nischendasein besitzt.

In der nationalen Emissionsberichterstattung wird der Weidegang mit den entstehenden Emissionen berücksichtigt. Bei einer Ausdehnung des Weidegangs lässt sich nach Auswertung von FLESSA et al. (2012) basierend auf EURICH-MENDEN et al. (2010) eine signifikante NH₃-Reduktion von 15 % durch eine Weidehaltung von mindestens sechs Stunden im Vergleich zur ganzjährigen Stallhaltung erreichen. Ein Minderungspotenzial der gesamten THG-Bilanz, also beispielsweise auch eine Minderung der CH₄-Emissionen aus der Verdauung ist jedoch nicht eindeutig (FLESSA et al. 2012). Die dargestellten Haltungssysteme in Sachsen basieren auf Ergebnissen der Landwirtschaftszählung 2010, die in HAENEL et al. (2012) ausgewertet und dargestellt sind. Der Bereich Tierhaltung in Sachsen wird sowohl im Kapitel 2.4 als auch 3.4 näher thematisiert.

Tabelle 16: Haltungssysteme in % aufgestallter Tiere

	1990	1995	2000	2005	2010
Anteil der Haltungssysteme/Weidezeit	[% aufgestallter Tiere/% der Jahresstunden]				
Milchkühe strohbasierte Systeme	38	38	38	31	23
Milchkühe, güllebasierte Systeme	62	62	62	69	77
<i>Milchkühe, durchschnittlicher Anteil der Weidezeit im Jahr</i>	6	7	6	5	4
Rinder ohne Milchkühe, strohbasierte Systeme	39	47	51	61	71
Rinder ohne Milchkühe, güllebasierte Systeme	61	53	49	39	29
<i>Rinder ohne Milchkühe, durchschnittlicher Anteil der Weidezeit im Jahr</i>	13,6	17,6	20,1	21,9	23,2
Rinder gesamt, strohbasierte Systeme	36	46	50	61	70
Rinder gesamt, güllebasierte Systeme	64	54	50	39	30
<i>Rinder gesamt, durchschnittlicher Anteil der Weidezeit im Jahr</i>	11	13	15	15	16
Mastschweine, strohbasierte Systeme	4	8	7	7	6

	1990	1995	2000	2005	2010
Anteil der Haltungsform/Weidezeit	[% aufgestallter Tiere/% der Jahresstunden]				
Mastschweine, güllebasierte Systeme	96	92	93	93	94
Schweine gesamt, strohbasierte Systeme	8	11	9	8	6
Schweine gesamt, güllebasierte Systeme	92	89	91	92	94

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Alle anderen Haupttierarten (Pferde, Schafe, Geflügel) werden in Festmistssystemen gehalten. Pferde und Schafe verbringen die Zeit etwa hälftig auf der Weide und im Stall, für Geflügel basieren die Berechnungen von HAENEL et al. (2012) von einer ausschließlichen Stallhaltung.

Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern

Die Tierhaltung in unterschiedlichen Haltungssystemen bedingt eine entsprechende Lagerung der anfallenden Wirtschaftsdünger. Die Daten zur Lagerung und auch zur Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sind sachsenspezifisch HAENEL et al. (2012) nicht zu entnehmen, sondern sind nur als gewichtete Werte für ganz Deutschland ausgewiesen. Lagerungs- und Ausbringungsverfahren von Wirtschaftsdüngern basieren wie bereits erwähnt auf aktuellen Daten der Landwirtschaftszählung 2010. Länderspezifischen Berechnungsgrundlagen werden dem vTI direkt durch das Statistische Bundesamt zur Verfügung gestellt, das vTI ist jedoch nicht zur Veröffentlichung dieser Daten autorisiert (schriftl. Mittlg. REUTER 2013). Verallgemeinerte Angaben des Statistischen Bundesamtes zu Lagerungs- und Ausbringverfahren von Wirtschaftsdüngern (ohne Unterscheidung nach Tiergruppen) sind öffentlich zugänglich (Destatis 2011a/2012a). Detaillierte Betrachtungen zu den Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sind im Kapitel 2.4 und 2.3.3 beschrieben.

1.1.3 Datengrundlagen zur Berechnung der CH₄-Emissionen

Enterische Fermentation

Mikrobielle Umsetzungen im Verdauungstrakt setzen CH₄ frei. Die abgegebene Menge ist von der Tierart, der individuellen Leistung der Tiere und der Nahrungszusammensetzung abhängig. Die Berechnung der Methanemissionen aus der Verdauung basiert dabei grundsätzlich auf der landes- bzw. regionsspezifischen und zeitabhängigen Gesamtenergieaufnahme der einzelnen Tiergruppen. Tabelle 14 zeigt, dass mit steigender Tierleistung auch die tägliche Energieaufnahme pro Tag steigt und damit auch die VS-Ausscheidungen (VS = Volatile Solids²) (Tabelle 17) wie auch die N-Ausscheidungen steigen.

Wirtschaftsdüngermanagement

Die Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement entstehen hauptsächlich aus der Lagerung von Wirtschaftsdünger im Stall und im Lager bzw. auf der Weide. Hier entsteht CH₄ durch die Aktivität von methanogenen Bakterien bei der Zersetzung organischer Substanz in anaerober Umgebung. Die Höhe der frei werdenden Emissionen ist auch hier abhängig von der Tierkategorie, den Ausscheidungen der Tiere (welche wiederum eine Funktion der Tierleistung und der Ernährung sind), den Haltungssystemen (Weide, Stall/Stalltyp) und dem Lagerungstyp. Die Verwertung von Gülle in Biogasanlagen und die nachfolgende landwirtschaftliche Nutzung anfallender Gärreste ist – aufgrund fehlender Basisdaten – nicht Bestandteil der nationalen Treibhausbilanz der Submission 2012 (HAENEL et al. 2012). Erst mit der Submission 2013 (RÖSEMANN et al. 2013) ist die Vergärung von Wirtschaftsdüngern Bestandteil der Emissionsberechnungen, es erfolgt eine rückwertige Korrektur der Zeitreihen bis 1990 durch lineare Dateninterpolation (UBA 2013a). Die Berechnungen zur Vergärung von Wirtschaftsdüngern beschränken sich jedoch auf Rinder- und Schweinegülle und sind (im Berechnungsmodell) auf die Anfallmengen von Milchvieh- und Mastschweingülle begrenzt (ebd.). Wichtiger Indikator für die Berechnung der CH₄-Emissionen aus Wirtschaftsdüngern ist der Gehalt an organischer Substanz (VS = Volatile Solids), der in Tabelle 17 zusammengefasst für Sachsen dargestellt ist. Einstreumaterial wird bei der Berechnung von CH₄-Emissionen nicht berücksichtigt (HAENEL et al. 2012).

² Volatile Solids stehen für die organische Substanz in den Ausscheidungen, die als Glühverlust bei 800 °C bestimmt wird (HAENEL et al. 2012).

Tabelle 17: Volatile Solids Ausscheidungen je Tierkategorie

	1990	1995	2000	2005	2010
(mittlere) VS-Ausscheidungen	[kg VS/Platz und Jahr]				
Milchkühe	1.156	1.338	1.423	1.484	1.516
Rinder ohne Milchkühe	422	512	520	517	532
Mastschweine	93	87	97	93	96
Schweine gesamt	84	93	99	96	95

Quelle: HAENEL et al. (2012)

1.1.4 N₂O-, CH₄- und NH₃-Emissionen aus der sächsischen Landwirtschaft von 1990 bis 2010

Auf Grundlage der bereits genannten Datenquellen, die im Rahmen der Nationalen Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012) verrechnet werden, kann ein Überblick über die Entwicklung der N₂O- und CH₄- sowie NH₃-Emissionen aus der sächsischen Landwirtschaft von 1990 bis 2010 gegeben werden. Diese Emissionen werden in den folgenden Abschnitten zusammenfassend dargestellt. Die ausgewiesenen Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sind jedoch überbewertet, weil ein Teil anfallender Wirtschaftsdünger im Jahr 2010 in Biogasanlage behandelt wurde und damit entsprechende THG-Minderungen erreicht werden konnte. Diese sind aus methodischen Gründen und auf Grund fehlender Daten in HAENEL et al. (2012) und den nachfolgenden Abbildungen noch nicht enthalten. Eine Abschätzung der durch Wirtschaftsdüngevergärung in Biogasanlagen erreichten Minderungen absoluter THG-Emissionen (vermiedene Emissionen bei der Lagerung und Ausbringung) für den Bilanzrahmen der landwirtschaftlichen Urproduktion (d. h. Emissionen im direkten Zusammenhang mit der Tierhaltung) ist im Abschnitt 2.2.2 enthalten. Die vermiedenen Emissionen aus Wirtschaftsdüngern, die in sächsischen Biogasanlagen eingesetzt wurden, werden aber zur Vollständigkeit der Bilanzbetrachtungen im Kapitel 1.5 als Minderungsleistung von den hier dargestellten Zahlen abgezogen.

N₂O- und CH₄- Emissionen

Die Abbildung 14 zeigt die gesamten N₂O- und CH₄- Emissionen aus der sächsischen Landwirtschaft im Zeitraum 1990 bis 2010.

Es wird deutlich, dass insbesondere durch Düngung von landwirtschaftlich genutzten Böden hohe **N₂O-Emissionen** entstehen, die jedoch einen Abwärtstrend zeigen. Eine Unterschätzung dieser N₂O-Emissionen ist jedoch möglich, weil der Düngemittelbedarf, wie in Kapitel 1.4.1 erläutert, über der Absatzmenge an N-Mineraldüngern in Sachsen liegt, die in die Berechnungen der bodenbürtigen N₂O-Emissionen eingeflossen ist (vgl. 1.1.1). Hohe CO₂- und N₂O-Emissionen können zusätzlich durch die landwirtschaftliche Nutzung (sowohl intensive Grünlandnutzung auf Standorten mit geringen Wasserständen als auch Ackernutzung auf dränierten Standorten) von dränierten organischen Böden mit geringem Wasserstand verursacht werden. Abbildung 15 zeigt die prozentualen Anteile der N₂O-Emissionen aus den einzelnen Quellgruppen.

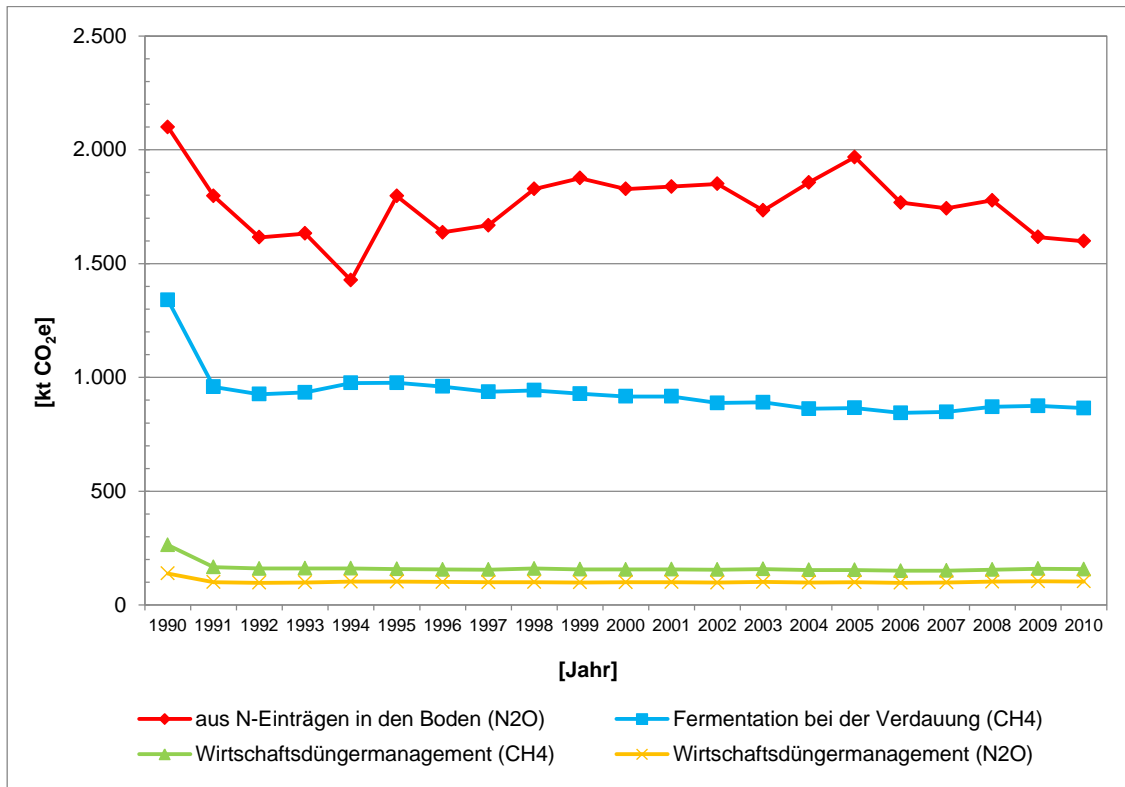


Abbildung 14: Treibhausgasemissionen aus der sächsischen Landwirtschaft (1990 bis 2010) in Kilotonnen CO₂-Äquivalent aus den Bereichen Pflanzen- und Tierproduktion (ohne CO₂ aus Landnutzung/Landnutzungsänderung und Kalkung)

Quelle: HAENEL et al. (2012)

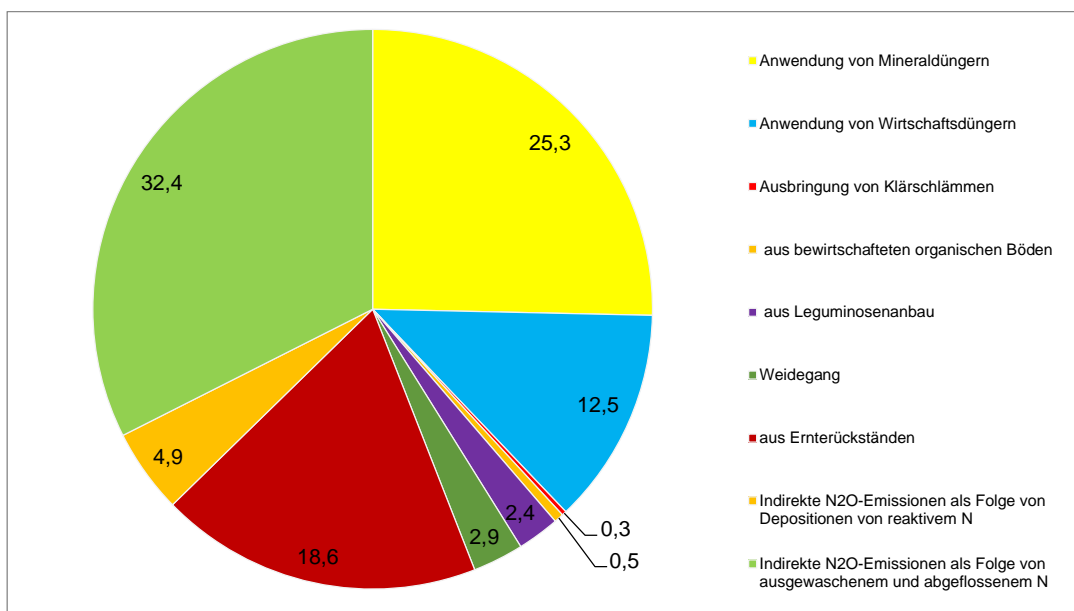


Abbildung 15: N₂O aus landwirtschaftlich genutzten Böden in % bezogen auf den Anteil der Emissionen an der Quellgruppe im Jahr 2010

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Deutlich wird, dass vor allem die Anwendung von Mineraldüngern und auch die indirekten Emissionen als Folge von ausgewaschenem und abgeflossenem N die bodenbürtigen N₂O-Emissionen dominieren, gefolgt von N₂O-Emissionen aus der Umsetzung von Ernteresten und der Anwendung von Wirtschaftsdüngern. Allerdings gibt es Hinweise, die im Kapitel 1.1.1 unter „Direkte N-Einträge und indirekte Lachgasemissionen“ erläutert werden, dass die mittleren N-Austräge aus der Bo-

denzone, d. h. die Auswaschungsmengen aus den Gesamt-N-Einträgen und damit auch indirekte N₂O-Emissionen, überschätzt werden.

An zweiter Stelle stehen die CH₄-Emissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern. Die CH₄-Emissionen haben sich seit 1990 bis heute um 54 % reduziert. Der Trend der CH₄-Emissionen wird bestimmt durch die rückläufigen Rinderzahlen insbesondere in den Jahren 1990 bis 1992. Eine bessere Verdaulichkeit des Futters und höhere Tierleistungen tragen ebenfalls zu einer Reduzierung bei. Die Tierbestandsentwicklung folgt hierbei dem allgemeinen ostdeutschen Trend (SMUL 2009a). Durch die Leistungssteigerung in der Milchproduktion und die Kontingentierung der Milchliefereien ist eine Abnahme der Rinderbestände, hier insbesondere der Milchviehbestände, in Sachsen mit einer Bestandsstabilisierung ab ca. 2005 zu verzeichnen (vgl. Abbildung 13).

Eine durchschnittliche Leistungssteigerung je Kuh wurde zwischen 1998 und 2004 um ca. 1.500 kg auf 7.627 kg erreicht (SMUL 2009a). Diese Entwicklung setzte sich bis zum Prüfljahr 2011 fort, sodass eine Milchleistung von 8.927 kg erreicht werden konnte (LfULG 2012f). Trotz gleichzeitiger Abnahme der Milcherzeuger nimmt die sächsische Milchwirtschaft mit 25 % des Produktionswertes der Landwirtschaft im Vergleich zum deutschen Durchschnitt mit etwa 21 % eine hohe Bedeutung ein (SMUL 2009a).

Abbildung 16 zeigt, dass die Methanemissionen hauptsächlich infolge der enterischen Fermentation durch die Rinder in Sachsen verursacht werden. Andere Tierkategorien spielen aus tierphysiologischen Gründen kaum eine Rolle.

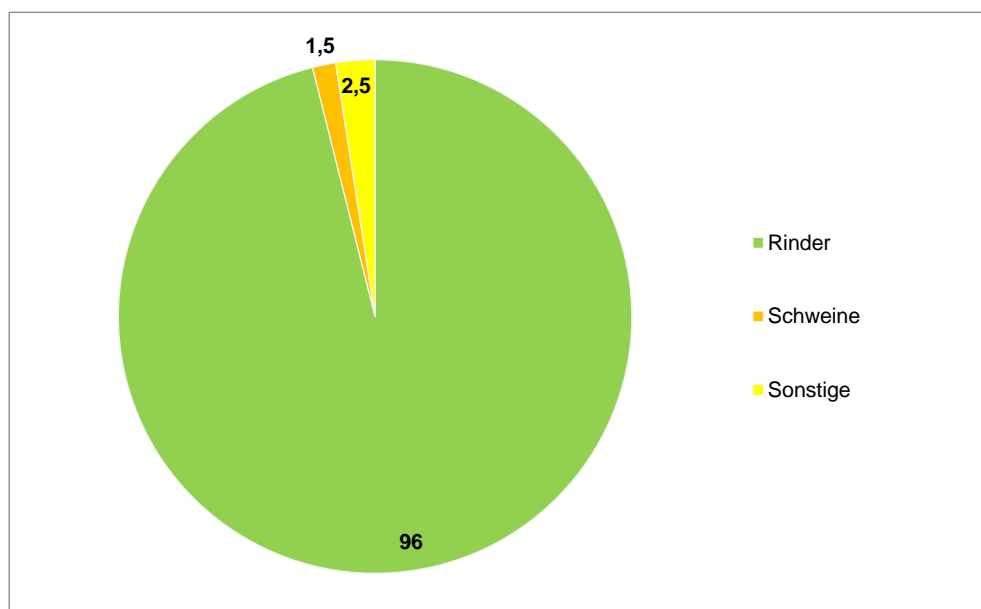


Abbildung 16: CH₄ aus der Verdauung je Tierkategorie in % bezogen auf den Anteil der Emissionen an der Quellgruppe im Jahr 2010

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Die CH₄- und N₂O-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement liegen auf einem ähnlichen, in den Jahren kaum veränderten Niveau. Die unverändert gebliebenen **CH₄-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement** berücksichtigen nicht die mögliche Reduzierung der Methanemissionen durch die Vergärung der Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen (siehe Kap. 1.1.4). Hier fließen CH₄-Emissionen aus der Stall- und Weidehaltung und der Wirtschaftsdüngerlagerung ein. Abbildung 17 zeigt, dass überwiegend durch die Haltung von Rindern CH₄-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement verursacht werden. Zurückzuführen ist dies auf die höheren VS-Ausscheidungen der Rinder im Vergleich zu Schweinen und Geflügel.

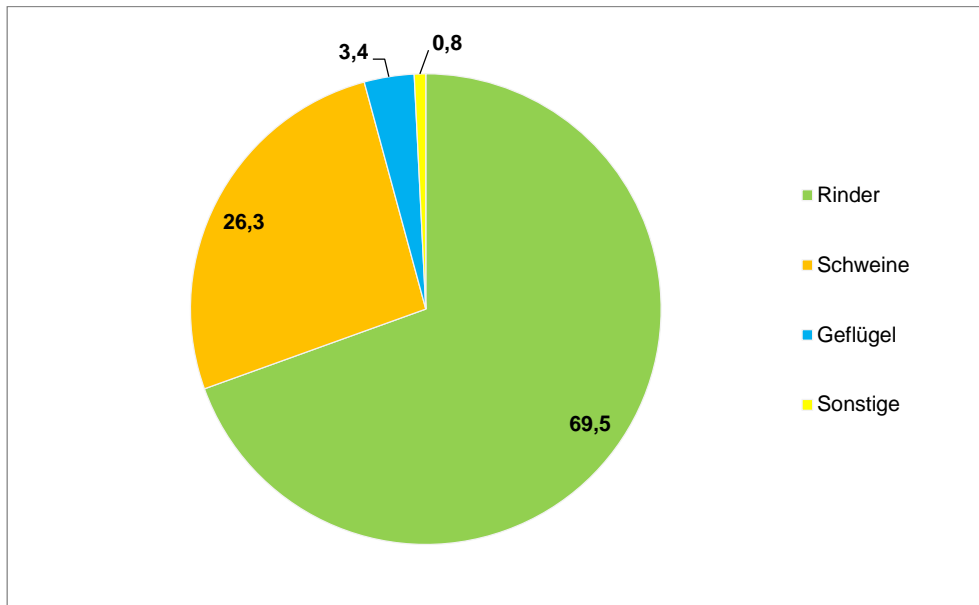


Abbildung 17: CH₄ aus dem Wirtschaftsdüngermanagement je Tierkategorie in % bezogen auf den Anteil der Emissionen an der Quellgruppe im Jahr 2010

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Die **N₂O-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement** folgen ebenfalls dem Trend der CH₄-Emissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern, aufgrund der sinkenden Tierbestände insbesondere im Jahr 1990. Mit der Reduzierung der Tierbestände (Rinder, Schweine) (vgl. Abbildung 13) haben sich die N₂O-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement im Zeitraum 1990 bis 2010 um 25 % reduziert. Seit 1991 bis 2010 ist jedoch keine Abnahme der N₂O-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement zu verzeichnen, weil die Rinder-, Milchvieh- und Schweinebestände zum einen nur wenig variieren und die Leistungssteigerung insbesondere bei den Rindern und Milchvieh auch zu höheren N-Ausscheidungen führt (Tabelle 13). Die N-Ausscheidungen pro Platz der Milchkühe haben sich beispielsweise seit 1990 bis 2010 bei ähnlichem Milchviehbestand seit dem Jahr 2000 um etwa 55 % erhöht. Die absoluten N₂O-Emissionen werden damit nicht reduziert. Eine verbesserte Güllelagerung und -ausbringung greift dann beispielsweise nur bedingt. Weitere Erläuterungen zur Datenverwendung der Umsetzung von verbesserter Güllelagerung und -ausbringungstechnik in der Nationalen Emissionsberichterstattung sind dem Abschnitt „Widerspiegelung emissionsmindernder Maßnahmen“ zu entnehmen.

Abbildung 18 macht deutlich, wie sich die N₂O-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement zusammensetzen. Auch hier wird ersichtlich, dass die absoluten Emissionen hauptsächlich durch die Tierkategorie Rind aufgrund der höheren N-Ausscheidungen je Platz hervorgerufen werden.

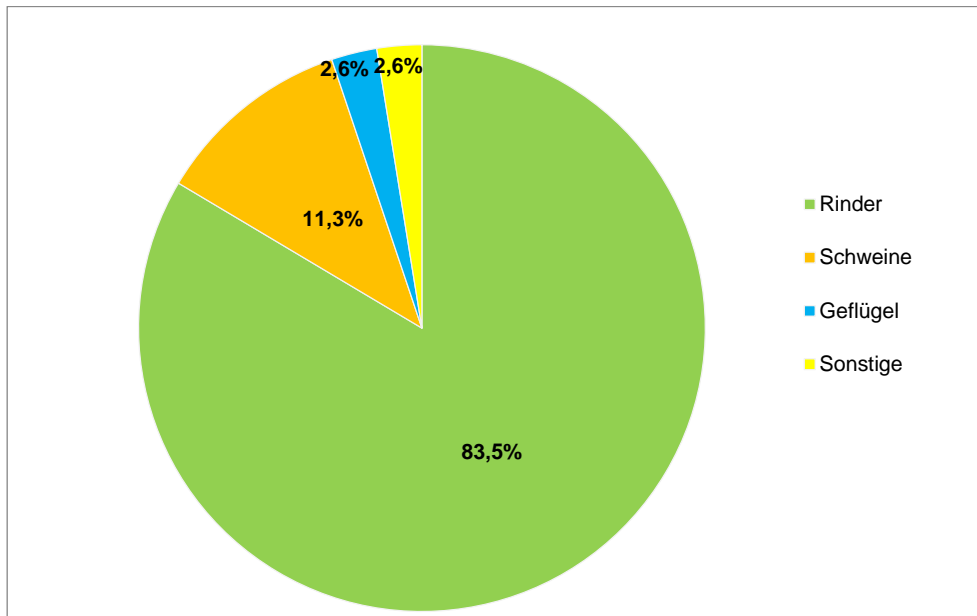


Abbildung 18: N₂O aus dem Wirtschaftsdüngermanagement je Tierkategorie in % bezogen auf den Anteil der Emissionen an der Quellgruppe im Jahr 2010

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Welchen Anteil die THG-Emissionen aus dem Bereich Pflanzenbau und Tierhaltung an den landwirtschaftlichen Gesamt-THG-Emissionen im Jahr 2010 haben, wird in Kapitel 1.5. zusammenfassend dargestellt.

NH₃-Emissionen

Die Ammoniakemissionen werden hauptsächlich im Zuge der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern frei (Abbildung 19). Seit 1994 sind die NH₃-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement unverändert. Der starke Rückgang der Emissionen zwischen den Jahren 1990 bis 1992 ist auf die starke Reduzierung des Rinderbestandes in diesen Jahren zurückzuführen. Weil sämtliche Ammoniak-Emissionen als „reaktiver Stickstoff“ in die Berechnung der indirekten N₂O-Emissionen mit einfließen und somit in der Treibhausgasbilanz enthalten sind, sind die Gründe für die Entwicklung der NH₃-Emissionen dem Abschnitt „N₂O-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement“ zu entnehmen.

Eine weitere wichtige Quelle ist die Ausbringung von harnstoffhaltigen Mineraldüngern mit etwa 11 % der gesamten NH₃-Emissionen aus der sächsischen Landwirtschaft. Die NH₃-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden, die bspw. auch Emissionen aus der Beweidung sowie Leguminosenanbau (diese machen allerdings nur einen geringen Anteil aus) beinhalten, sind ähnlich hoch geblieben. Die Emissionen, die infolge der Ausbringung von harnstoffhaltigen Mineraldüngern sowie während der Beweidung und durch den Leguminosenanbau entstehen, wurden in Abbildung 19 unter „NH₃ aus landwirtschaftlich genutzten Böden“ zusammengefasst.

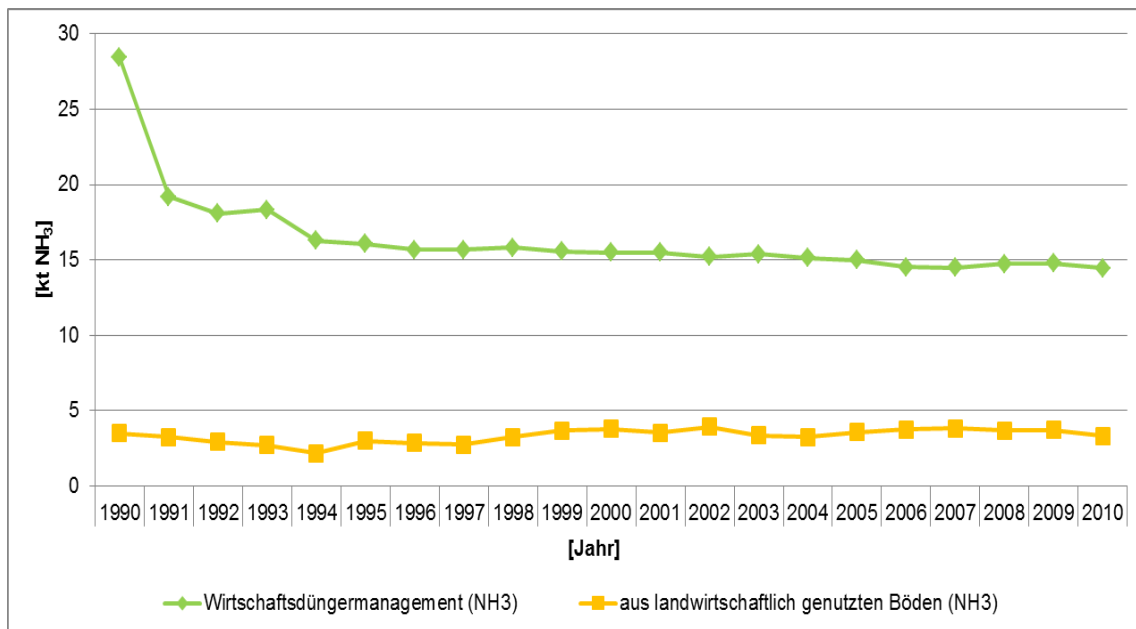


Abbildung 19: NH₃-Emissionen aus der Landwirtschaft

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Vergleich mit THG-Emissionen aus der Landwirtschaft auf Bundesebene

Während deutschlandweit die emittierten Treibhausgase im Zeitraum 1990 bis 2010 um 19 % verringert werden konnten, wurden in Sachsen mit rund 29 % deutlich mehr Emissionen reduziert (HAENEL et al. 2012). Auch pro Hektar lässt sich eine geringere THG-Freisetzung (2010) im Vergleich zum bundesdeutschen Durchschnitt mit rund einer Tonne CO₂-Äquivalent pro Hektar LF weniger Emissionen zeigen. Bezogen auf die Großvieheinheiten und die Bevölkerungszahl unterscheidet sich Sachsen im Vergleich zur Bundesebene kaum (siehe Tabelle 19).

Der Vergleich auf Länderebene zeigt, dass Sachsen gegenüber Niedersachsen (FLESSA et al. 2012) deutlich weniger emittiert. Hier sind als Hauptquellen die Moornutzung, die in Sachsen eine untergeordnete Rolle spielt, und die bodenbürtigen N₂O-Emissionen (auch hervorgerufen durch den N-Eintrag aus einem deutlich höheren Viehbesatz) zu nennen. Ein Vergleich der THG-Emissionen mit anderen Bundesländern ist nur gegeben, wenn auf ähnliche Datengrundlagen und Berechnungsmethoden zurückgegriffen wird. Daher kann die Abschätzung der THG-Emissionen für die thüringische Landwirtschaft nach ECKERT et al. (2006) in KNOBLAUCH et al. (2009) nicht genutzt werden.

Die deutlich geringeren THG-Emissionen aus der sächsischen Landwirtschaft in Bezug auf die Entstehung der Lachgasemissionen sind u. a. auf die rückläufigen Produktionsflächen (Ackerland) und den verringerten N-Eintrag zurückzuführen. Die geringeren CH₄-Emissionen sind auf den rückläufigen Tierbesatz ab 1990 zurückzuführen.

Tabelle 18: THG-Emissionen aus der sächsischen und der deutschen Landwirtschaft in kt CO_{2e}.

Treibhausgas	Sachsen				Deutschland			
	1990	2000	2008	2010	1990	2000	2008	2010
N ₂ O	2.238	1.927	1.881	1.702	50.215	46.161	44.424	41.628
CH ₄	1.603	1.073	1.026	1.023	32.996	27.700	26.043	25.851
Summe	3.842	3.000	2.907	2.725	83.211	73.861	70.467	67.479
Minderung THG Σ2010 zu Σ1990				29 %				19 %

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Tabelle 19: Landwirtschaftliche Emissionen von THG in t CO₂-Äquivalent je ha LF, GV, Einwohner für 2010

Land	[t CO ₂ e/ ha]	[t CO ₂ e/ GV]	[t CO ₂ e/ Einwohner]
Sachsen	2,99	5,61	0,66
Deutschland	4,04	5,20	0,82

Quelle: HAENEL et al. (2012), Destatis (2012a), SMUL (2011), Statistisches Bundesamt (2011)

Widerspiegelung emissionsmindernder Maßnahmen

Emissionsmindernde Verfahren im Wirtschaftsdüngermanagement, die im Land Sachsen bereits durchgeführt werden, fließen auf Grundlage der Ergebnisse der Landwirtschaftszählung 2010 ein. Die Landwirtschaftszählung ist eine gesetzliche Pflichterhebung, bei der alle Betriebe, die über einer bestimmten Erfassungsgrenze liegen, Daten an die statistischen Landesämter übermitteln müssen. Der Datenrücklauf in Sachsen lag bei annähernd 100 % (mdl. Mitteilg. KRAUSE 2013a). Die Ergebnisse des Wirtschaftsdüngermanagements betreffenden Erhebungsgrößen wurden vom Statistischen Bundesamt als repräsentativ ausgewiesen (Destatis 2013a). Diese spiegeln länderspezifisch die derzeitige Praxis des Wirtschaftsdüngermanagements (z. B. emissionsmindernde Ausbringtechnik für Wirtschaftsdünger, Abdeckung der Lager für Schweinegülle) wider.

Zusätzlich zu den Daten der Landwirtschaftszählung 2010 sind keine weiteren sachsenspezifischen Daten in die Emissionsberechnungen für den Bereich Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern eingeflossen (schrftl. Mittlg. RÖSEMANN 2013). Die verwendeten Daten sind u. a. Gegenstand der Analyse der Häufigkeitsverteilungen von Haltungs-, Lagerungs- und Ausbringungsverfahren auf Bundesebene und auf Länderebene. Infolge des linearen Übergangs zwischen der alten Datenbasis von 1999 (RAUMIS) und den neuen Daten für 2010 wirken sich die Ergebnisse der Datenanalyse auch auf die Jahre 2000 bis 2010 aus (HAENEL et al. 2012). D. h., bis zum Jahr 1999 werden bis dahin verfügbare Daten genutzt, die ab 2000 aufgrund der rückwirkenden linearen Interpolation der Daten aus der Landwirtschaftszählung 2010, u. a. für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Lagerung, aktualisiert wurden. Infolge der linearen Interpolation gibt es keine Sprünge in der Darstellung der Emissionen. Damit wird unterstellt, dass eine Umstellung bspw. auf eine verbesserte Ausbringtechnik innerhalb der letzten 10 Jahre erfolgte. Ein möglicher Effekt der investiven Fördermöglichkeiten in Sachsen seit dem Jahr 2000 lässt sich daher nicht visualisieren. Ein Vergleich der Berechnung zum Nationalen THG-Inventar (NIR) der Submissionen 2011 (RÖSEMANN et al. 2011) und 2012 (HAENEL et al. 2012) für das Jahr 2009 zeigt, dass im NIR 2012 durch die Verwendung der aktualisierten Datenlage beispielsweise 6,8 % geringere N₂O-Emissionen aus der Anwendung von Wirtschaftsdüngern in Sachsen ausgewiesen werden konnten sowie 3,2 % weniger N₂O-Emissionen aus der Tierhaltung (Wirtschaftsdünger-Management).

Die Gesamtunsicherheit der Lachgas- und Methanemissionen wird überwiegend durch die Unsicherheiten der N₂O-Emissionen aus dem Bereich der landwirtschaftlich genutzten Böden, vor allem der indirekten Emissionen aus Auswaschung und Oberflächenabfluss, verursacht. Die Abschätzung des Standardfehlers der absoluten Höhe der Lachgas- und Methanemissionen ist nur auf Bundesebene, jedoch nicht auf Länderebene möglich. In Deutschland insgesamt liegt dieser im Jahr 2010 bei etwa 72 % (UBA 2012b). Die Bereiche mit den größten Unsicherheiten auf Bundesebene stellen mit 68,2 % die indirekten Emissionen aus Auswaschung und Oberflächenabfluss (N₂O), mit 14,3 % die Emissionen aus organischen Böden (N₂O) sowie mit 11,2 % die Emissionen aus Böden, die mineralisch gedüngt worden sind (N₂O). Die restlichen Bereiche (Wirtschaftsdüngermanagement, Verdauung) weisen einen Unsicherheitsbereich von < 10 % auf (UBA 2012b).

Bei Prüfung von emissionsmindernden Maßnahmen, die betrieblich umgesetzt werden können, sind betriebliche Strukturen, die u. a. auch durch die Betriebsgröße gegeben sind, zu berücksichtigen. Die landwirtschaftlichen Betriebe in Sachsen werden zu rd. 64 % durch eine Betriebsgröße zwischen 5-100 ha dominiert (Anhang 4). Rund 8 % der Betriebe bewirtschaften zwischen 500-1.000 und mehr ha mit insgesamt 65 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (Anhang 4). Das THG-Minderungspotenzial auf Betriebsebene ist jedoch viel mehr davon abhängig, welche Ausrichtung die Betriebe aufweisen und wie effizient in diesen Betriebszweigen gewirtschaftet wird. Eine Übersicht der Betriebsformen in Sachsen gibt beispielsweise Tabelle 21 (Kapitel 1.3). Die Betriebsgröße gilt somit nicht als alleiniger Indikator, um die THG-Bilanz auf Betriebsebene zu bewerten. THG-Minderungsmaßnahmen, die in den Bereichen Pflanzen- und Tierproduktion zielführend sind und etabliert werden können, werden in den Kapiteln 2 und 3 analysiert und bewertet.

1.2 Treibhausgasbilanz aus Landnutzung und Landnutzungsänderung

Im Zuge der Landnutzung und Landnutzungsänderung im Bereich der Landwirtschaft treten oberirdische und unterirdische Vorratsänderungen an organischem Kohlenstoff und Stickstoff auf. Hierdurch können treibhausrelevante Gase entstehen oder gebunden werden. Als sogenannte Quellen und Senken für Treibhausgase gelten nach IPCC (2006) der Boden, die ober- und unterirdische Biomasse sowie die tote organische Substanz (Streu, Totholz). Als THG-**Senken** werden Aktivitäten, Mechanismen bzw. Prozesse bezeichnet, die die Konzentration von Treibhausgasen oder Vorläufersubstanzen von Treibhausgasen in der Atmosphäre reduzieren. Dies führt zu einer Zunahme der Kohlenstoffvorräte in der Vegetation oder im Boden z. B. durch Anhebung des Wasserstandes auf Moorstandorten. Wird jedoch die Festlegung von Kohlenstoff aller im terrestrischen Kreislauf befindlichen organischen Kohlenstoffformen mit fossilen Kohlenstoffablagerungen verglichen, zeigt sich, dass diese Kohlenstoffformen deutlich kurzlebiger und vergänglicher sind. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass sowohl durch das Erreichen des Kohlenstofffließgleichgewichtes in Böden als auch durch das Erreichen des Klimaxstadiums der Baumbestände die C-Festlegung als C-Senke zeitlich und mengenmäßig begrenzt ist.

Als sogenannte **Quellen** von Treibhausgasen (z. B. Kohlendioxid, Lachgas) werden Vorgänge oder Tätigkeiten bezeichnet, die die Freisetzung der Treibhausgase in die Atmosphäre verursachen. Zu den CO₂-Quellen gehört beispielsweise der Umbruch von Dauergrünland vor allem auf Standorten mit hohen Gehalten an organischem Bodenkohlenstoff, weil hier eine deutliche Abnahme der organischen Bodensubstanz stattfindet und damit hohe CO₂-Emissionen insbesondere in den ersten Jahren nach Umbruch frei werden. N₂O- und CH₄-Austausch können durch Landnutzung und Landnutzungsänderung ebenfalls beeinflusst werden.

1.2.1 Datengrundlagen zur Berechnung der THG-Emissionen aus Landnutzung und Landnutzungsänderung

Im Rahmen des nationalen Emissionsinventars (UBA 2012b) werden Emissionen aus den Gruppen Ackerland, Grünland, Feuchtgebiete (z. B. naturnahe Sümpfe, Gewässer), Siedlung und auch CO₂-Emissionen, die im Zuge der Kalkung von Ackerböden entstehen, durch Auswertung der entsprechenden Flächen und Flächenänderung und bundesweit angepassten Emissionsfaktoren auf Bundesebene berichtet. Aufgrund der Unsicherheiten der verwendeten Aktivitätsdaten (länder-spezifische Flächenangaben, Anzahl der Rasterpunkte) und der Emissionsfaktoren, die nicht regionsspezifisch zur Verfügung stehen, kann nur eine grobe Abschätzung der Emissionen, die in Sachsen aus dem Bereich Landnutzung und Landnutzungsänderung entstehen, vorgenommen werden.

Grundlagen für die flächenhafte Auswertung

Datengrundlage für die flächenhafte Auswertung der Landnutzungsänderung bzw. Landnutzung sind komplexe Auswertungen von B-DLM (Basis Digitales Landschaftsmodell) – Daten zu den Zeitpunkten 2000, 2005, 2008 und 2010, Corine-Daten 1990, 2000, 2006, GSE-Daten 1990 und 2002 bis 2006 für die neuen Bundesländer sowie Informationen aus der Bundeswaldinventur 1 und 2 für den Zeitraum 1987 bis 2002 für die alten Bundesländer und aus den Daten der Bundeswaldinventur 2 und der Inventurstudie 2008 für 2002 bis 2008 für ganz Deutschland (UBA 2012b).

Die Auswertungen basieren damit nicht nur auf den in Tabelle 3 dargestellten Officialstatistiken zur flächenhaften Entwicklung, beispielsweise der Grünlandflächen in Sachsen und auf Bundesebene. In die Darstellung der Veränderung der THG-Emissionen im Zeitraum 1990 bis 2010 fließen weiterhin für die einzelnen Gruppen (Landnutzungskategorien) die Quellen- bzw. Senkenfunktionen des mineralischen und organischen Bodens, der Biomasse und der toten organischen Substanz ein.

Hintergrund Kohlenstoffvorratsänderung

Die folgenden Erläuterungen der Emissionen und der flächenhaften Veränderungen der Landnutzungskategorien basieren auf Angaben von RÖSEMANN (mdl. Mittlg. 2012) sowie UBA (2012b). Um die Emissionen aus **Kohlenstoffvorratsänderung** im Boden durch Landnutzungsänderungen zu erfassen, werden flächendeckend und nach Klimaregionen gewichtet durchschnittliche Kohlenstoffvorräte in Mineralböden in Abhängigkeit von der Landnutzung ermittelt. Datengrundlage bilden beispielsweise die BÜK 1000, Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung oder auch das B-DLM (UBA 2012a). Die Kohlenstoffvorratsänderungen in Mineralböden infolge von Landnutzungsänderungen werden für jede Landnutzungsänderungskategorie als Differenz des Kohlenstoffvorrates der Zielnutzungskategorie und des Kohlenstoffvorrates der

Ursprungskategorie berechnet. Entsprechend der IPCC-Richtlinien wird die Gesamtänderung auf einen Zeitraum von 20 Jahren linear verteilt, weil bspw. eine Kohlenstoffanreicherung in mineralischen Böden erst nach vielen Jahren erfolgt (vgl. Kapitel 2). Somit wird die Kohlenstoffvorratsänderung und damit auch die CO₂-Quellen- bzw. Senkenfunktion der einzelnen Landnutzungskategorie nicht dem ersten Jahr der Umwandlung, sondern verteilt auf 20 Jahre angerechnet.

Einteilung in Landnutzungskategorien

Landnutzungskategorien berücksichtigen Prozesse, die zur Bindung/Emission von THG führen. Zu den Emissionen, die unter der Kategorie Ackerland gezeigt werden, gehören vor allem CO₂- und N₂O-Emissionen, die durch die Landnutzungsänderung hin zu Ackerland (z. B. Grünlandumbruch) entstehen. Zu den Emissionen, die unter der Kategorie Grünland dargestellt werden, gehören vor allem die CO₂-Emissionen/Bindungen, die durch die Landnutzungsänderung hin zu Grünland (z. B. Umwandlung Acker zu Grünland) gebunden oder freigesetzt werden. Der Bereich Grünland bildet sowohl Landnutzungsänderungen hin zu Wiesen- und Weideflächen als auch hin zu Flächen, die mit Gehölzen bewachsen sind und nicht unter die Walddefinition fallen sowie hin zu naturbelassenem Grünland und Erholungsflächen ab. Das ähnliche Prinzip wird ebenfalls für die Kategorien Feuchtgebiete und Siedlung angewandt bzw. dargestellt. Die Abbildung der Quellen und Senkenwirkung von bewaldeten Flächen (z. B. durch Waldumbau) ist nicht Gegenstand der Betrachtung, weil diese einerseits nicht zur landwirtschaftlich genutzten Fläche gehören und hier zum anderen auch länderspezifische Daten nicht zur Veröffentlichung freigegeben sind. Angaben bezüglich der Kategorie „Acker zu Wald“ wurden damit nicht berücksichtigt.

1.2.2 THG-Emissionen aus Landnutzung und Landnutzungsänderung in der sächsischen Landwirtschaft

Gesamtemissionen

Abbildung 20 zeigt, dass die sächsischen Gesamtemissionen aus dem Bereich Landnutzung/Landnutzungsänderung stark gesunken sind und dieser Bereich nicht mehr als Quelle für THG-Emissionen gilt, sondern vielmehr als Senke. Allerdings lagen die Emissionen aus diesem Bereich nicht in einer Größenordnung von etwa 2.725 kt CO₂-Äquivalent wie aus dem Bereich Tierhaltung und Pflanzenproduktion für das Jahr 2010 (Abbildung 14), sondern bei insgesamt 249 bis -8 kt CO₂-Äquivalent/Jahr im Zeitraum 2001 bis 2010. Die einzelnen Quellgruppen entwickelten sich in diesem Zeitraum unterschiedlich. Vor dem Jahr 2002 gab es eine sprunghafte Reduzierung der Emissionen aus dem Bereich der Landnutzungsänderung in Sachsen und auch auf Bundesebene, die auf Veränderungen der Berechnungsgrundlagen, wie auch in Abbildung 21 erkennbar, zurückzuführen ist (UBA 2012b). Die weitere Betrachtung stützt sich daher lediglich auf den Zeitraum 2001-2010, der durch die Veränderung der Aktivitätsdaten und nicht von Berechnungsgrundlagen geprägt ist. Weiterhin wird die Entwicklung der Kategorien Ackerland und Grünland näher charakterisiert, weil diese Kategorien die landwirtschaftliche Nutzung widerspiegeln. Siedlungsflächen und Feuchtgebiete sind nicht Gegenstand der Betrachtung. Die Kategorie „Kalkung“ bezieht sich nicht auf Landnutzungsänderungen bzw. die Landnutzung, weil hier lediglich die Höhe der CO₂-Emissionen aus der Kalkung dargestellt wird. Seit 2007 ist hierbei eine leichte Abnahme der CO₂-Emissionen zu verzeichnen. Die Kategorie Wald wird aus genannten Gründen nicht dargestellt.

Landnutzungskategorie Ackerland

Die Emissionen aus der Landnutzungskategorie Ackerland sind im Vergleich zu anderen Bundesländern deutlich geringer, weil die Emissionen aus der Nutzung von organischen Böden in Sachsen eine untergeordnete Rolle spielen. Allerdings werden auch in Sachsen durch die Nutzung der organischen Moorböden im Jahr 2010 etwa 91 kt CO₂-Äquivalent frei (Angaben des vTI-Instituts für Agrarrelevante Klimaforschung 2012). Die Emissionen der Landnutzungskategorie Ackerland bilden ebenfalls die Emissionen ab, die im Zuge von umgewandelten Grünlandflächen hin zu Ackerflächen frei werden. Der Abnahme der Grünlandflächen, die in Abbildung 23 insbesondere für die Jahre 2003-2006 dargestellt werden, spiegelt sich somit in der Zunahme der Emissionen für die Gruppe Acker in den Jahren 2003-2005 wider. Die Tendenz zeigt jedoch ab 2005/06, dass die Emissionen aus der Gruppe Acker geringer werden, weil sich auch die Ackerfläche deutlich reduziert hat (Tabelle 3). Die Zunahme der Emissionen durch die Grünlandumbrüche bis 2005 wurde durch die weitere Abnahme der Ackerflächen seit 2005 bzw. auch schon seit 1990 kompensiert.

Landnutzungskategorie Grünland

Die Abbildung der Landnutzungskategorie Grünland zeigt, dass Grünland eine Senke für treibhausrelevante Emissionen in Sachsen ist. Die Sprünge sind auf flächenhafte Verschiebungen der Landnutzungskategorien auf Grundlage der Auswertungen der B-DLM-Daten zu den Zeitpunkten 2000, 2005, 2008 und 2010 zurückzuführen. Es wurden bisherige Siedlungs-

und Ackerflächen in bewachsene Flächen mit Gehölzen umgewandelt, die aufgrund der erhöhten Biomassebildung einen zusätzlichen C-Speicher bilden. Hinzu kommt, dass weniger Forstflächen zu Grünland umgewandelt wurden und damit Emissionen reduziert wurden. Damit überwiegen die Effekte der bewachsene Flächen mit Gehölzen und die geringere Umwandlung von Forstflächen bei der Darstellung des Grünlandes als CO₂-Senke.

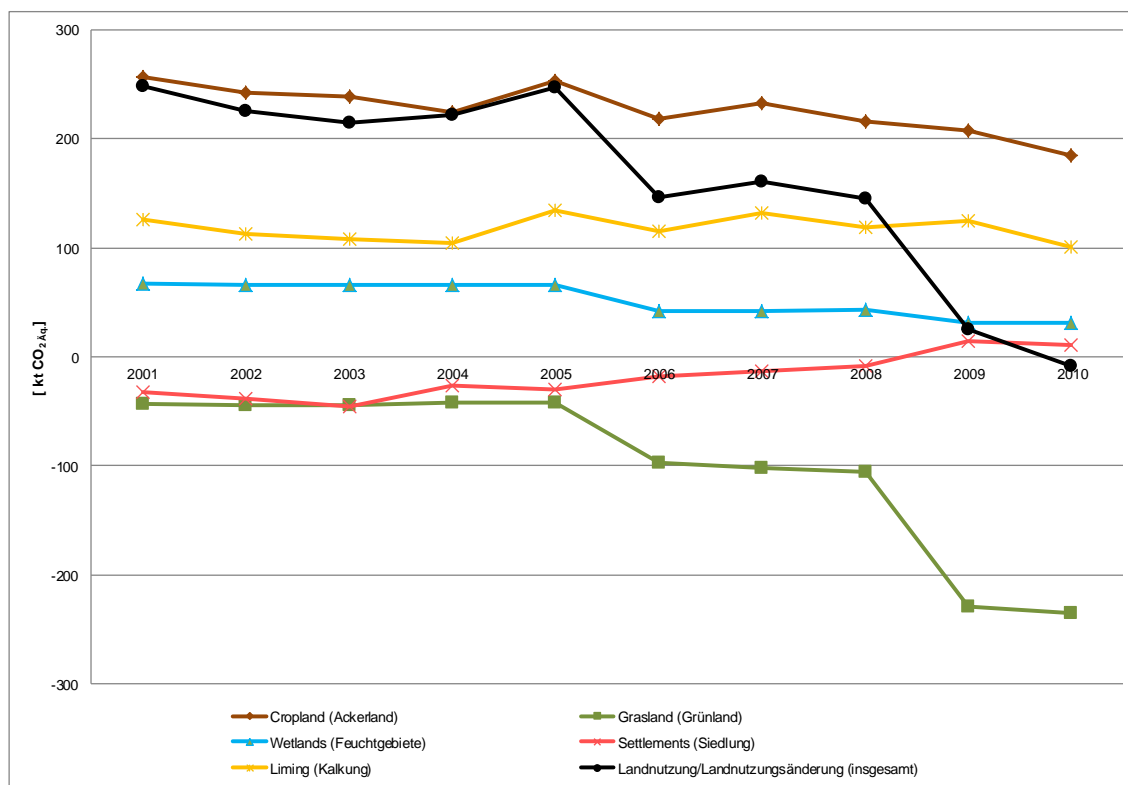


Abbildung 20: Zeitreihen der sächsischen THG-Emissionen und -senken in kt CO₂-Äquivalent im Bereich Landnutzung, Landnutzungsänderung seit 2001, unterschieden nach den Unterkategorien

Quelle: zusammengestellt nach RÖSEMANN (mdl. Mittlg. 2012)

Eine Fehlerabschätzung der THG-Emissionsberechnung aus dem Bereich Landnutzung und Landnutzungsänderung ist nur auf Bundesebene möglich und beträgt für diesen Bereich etwa 22 % der gesamten Emissionen (UBA 2012b).

Risikobetrachtung

Risiken durch klimawirksame landwirtschaftsbedingte Landnutzungsänderungen könnten zukünftig darin bestehen, dass weitere Grünlandflächen umgebrochen oder organische Böden intensiver landwirtschaftlich genutzt (d. h. auch stärker entwässert werden) werden. Hierdurch würde die Klimabilanz der sächsischen Landwirtschaft negativ beeinflusst werden. In Sachsen ist das Umbruchpotenzial für Grünland oder die intensive Grünlandnutzung insbesondere auf organischen Böden jedoch als gering einzuschätzen. Positiven Einfluss hat die Umwandlung von Acker in Wald (in Abbildung 20 nicht dargestellt), die eine gewisse Bedeutung hat, weil 3.538 ha Acker seit 1991 in Wald i. R. durch Agrarumweltfördermaßnahmen umgewandelt wurden (mdl. Mittlg. HENK 2012).

Einbeziehung aquatischer Flächen

Die aquatischen Flächen haben sich nach Angaben des vTI für Agrarrelevante Klimaforschung (2012) im Zeitraum 1990 bis 2010 um etwa 31 % erhöht. Eindeutige Aussagen, welche Flächen in aquatische Flächen umgewandelt wurden, können nicht getroffen werden. Es gibt jedoch Hinweise darauf, dass ein Teil der umgewandelten Flächen hin zu aquatischen Flächen auf geflutete Bergbauflächen zurückzuführen ist (mdl. Mittlg. RÖSEMANN 2012).

Vergleich mit THG-Emissionen aus Landnutzungsänderungen auf Bundesebene

Der Vergleich der THG-Emissionen, die durch Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf Bundesebene freigesetzt werden, zeigt, dass in Deutschland Ackerflächen, aber auch Grünlandflächen zu deutlichen THG-Quellen gehören (Abbildung 21). Die Nutzungskategorie Forst gehört zu den Senken von Treibhausgasemissionen. Die Treibhausgasbin-

dung ist jedoch im Jahr 2002 aufgrund der periodischen Erfassung im Rahmen der Bundeswaldinventur (UBA 2012b), wie bereits erwähnt, sprunghaft zurückgegangen. Die aus der Kategorie Ackerland freigesetzten CO₂-Emissionen stammen aus mineralischen und organischen Böden, aus der ober- und unterirdischen Biomasse und der Kalkung. N₂O-Emissionen entstehen durch Humusverluste aus Mineralböden nach Landnutzungsänderungen zu Acker. Der größte Teil der freigesetzten Emissionen entfiel in Deutschland auf die ackerbauliche Nutzung von organischen Böden, gefolgt von den Emissionen, die durch die Umwandlung hin zu Ackerland frei werden. Dabei liegt bspw. der in Deutschland verwendete Emissionsfaktor für CO₂ aus der Dränage organischer Böden unter Ackernutzung im innereuropäischen Vergleich höher als in den Nachbarländern. Die freigesetzten Emissionen aus Grünland sind größtenteils durch die Entwässerung organischer Grünlandböden geprägt. Ein deutlich geringerer Anteil der CO₂-Emissionen wurde durch Landnutzungsänderung zu Grünland in Mineralböden und Biomasse eingebunden. Dennoch ist zum Basisjahr 1990 ein Rückgang der Gesamtemissionen aus dem Bereich Landnutzung/Landnutzungsänderung auf Bundesebene von 40 % erkennbar (UBA 2012b). Nach UBA (2012b) ist dies u. a. durch Emissionen/Einbindung mit/in Biomasse aus der Subkategorie Gehölzgrünland zurückzuführen und durch die Kategorie Wald bleibt Wald, die durch die Biomasseentwicklung eine Senke darstellt.

Auch andere europäische Staaten weisen wie auch Deutschland beim Grünland Kohlenstoffsinken sowohl im Mineralboden als auch in der unter- und oberirdischen Biomasse aus. Die Emissionen, die unter der Kategorie Feuchtgebiete (Wetlands) in Abbildung 21 abgebildet sind, setzen sich im Wesentlichen aus den CO₂-Emissionen, die auf den industriellen Torfabbau zurückzuführen sind, zusammen. Zum Basisjahr 1990 ist eine Abnahme von 4 % zu verzeichnen. CO₂-Emissionen bzw. Festlegung aus Landnutzungsänderungen der Siedlungs- und Forstflächen werden nicht näher erläutert, weil diese nicht den landwirtschaftlich genutzten Flächen zu geordnet werden.

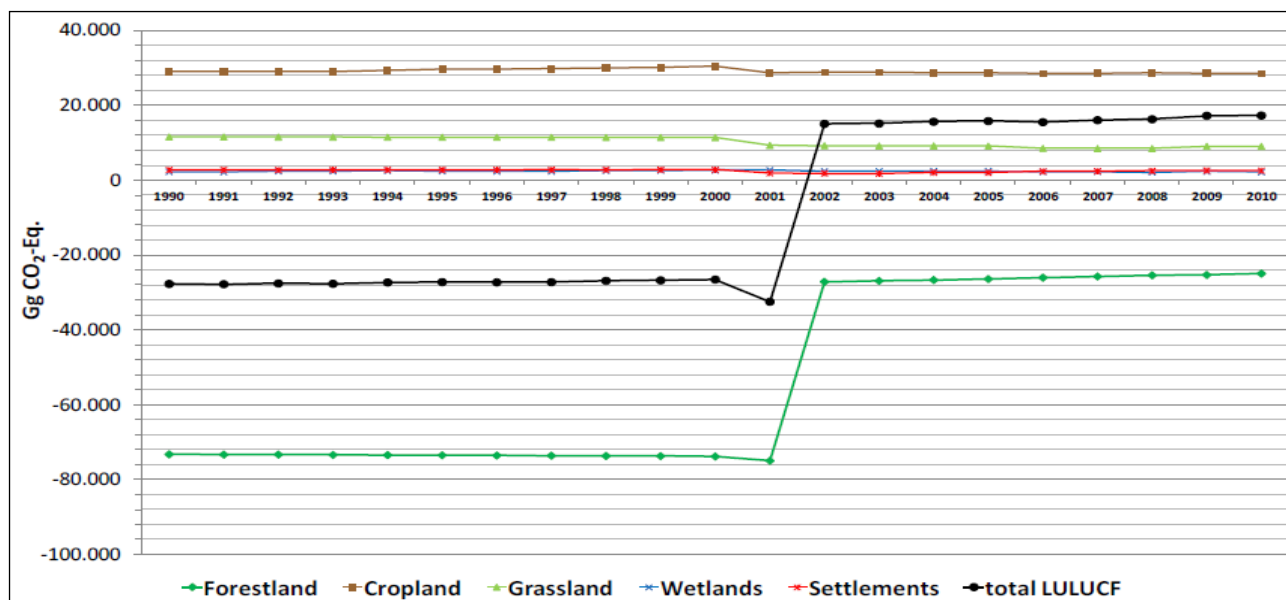


Abbildung 21: Zeitreihen der deutschen THG-Emissionen und -senken in Gg CO₂-Äquivalent im Bereich Landnutzung, Landnutzungsänderung seit 1990, unterschieden nach den Unterkategorien Forst (Forestland), Ackerland (Cropland), Grünland (Grassland), Feuchtgebiete (Wetlands), Siedlung (Settlements), die in der Nationalen Berichterstattung 2012 enthalten sind

Quelle: UBA (2012b)

1.2.3 Bewertung der gesetzlichen bzw. förderwirksamen Vorgaben zum Schutz natürlicher Ressourcen aus klimarelevanter Sicht – Fokus Grünlandumbrüche

Infolge von Landnutzungsänderungen vor allem bei Umwandlung von Dauergrünland zu Ackerland auf Standorten mit hohem Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff können hohe treibhausrelevante Emissionen frei werden. Daher ist der Schutz dieser Standorte aus klimarelevanter Sicht, aber auch aus Sicht des Grundwasserschutzes und zur Erhaltung der Biodiversität von Bedeutung (EULENSTEIN et al. 2011).

Bundesnaturschutzgesetz

Im Rahmen des Bundesnaturschutzgesetzes (§ 5 Abs.2 Satz 5) sind seitens der landwirtschaftlichen Nutzung Grundsätze der guten fachlichen Praxis einzuhalten und auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten ein Grünlandumbruch zu unterlassen. Diese Formulierung wird vom aktuellen Entwurf des Gesetzes zur Bereinigung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege vom Artikel 1 Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege im Freistaat Sachsen (SächsNatSchG 2012) in § 5 Abs. 1 aufgegriffen. Zusätzlich bewertet das Sächsische Naturschutzgesetz den Umbruch des Dauergrünlandes auf den genannten Standorten und auf einer Fläche von mehr als 0,5 ha als Eingriff, der nach § 15 BNatSchG und § 10 SächsNatSchG ausgeglichen oder ersetzt werden müssen.

Cross Compliance

Ein weiterer Schutz ist für die Dauergrünlandflächen gegeben, die der Cross Compliance-Regelung unterliegen und nach der Verordnung (EG) Nr. 73/2009 erhalten bleiben müssen. Demnach verpflichtet sich jedes Bundesland, den Anteil des Dauergrünlands an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche zu ermitteln und der Europäischen Kommission mitzuteilen. Ist der aktuell ermittelte Dauergrünlandanteil in Prozent der beantragten gesamten landwirtschaftlichen Fläche gegenüber dem Basiswert (Dauergrünlandanteil in Prozent der beantragten gesamten landwirtschaftlichen Flächen im Jahr 2003) um mehr als 5 % verringert, ist vom jeweiligen Land eine Verordnung zu erlassen, die vorschreibt, dass der Dauergrünlandumbruch einer vorherigen Genehmigung Bedarf (SMUL 2012c). Verringert sich der Dauergrünlandanteil weiterhin, so sind weitere Bestimmungen einzuhalten.

Grünlandverlust in Sachsen

Wird der Verlust an Dauergrünland in Sachsen nach InVeKoS-Daten insgesamt seit 2003 betrachtet, ist ein Rückgang von 3 % bezogen auf die absolute Grünlandfläche 2011 zu 2003 zu verzeichnen (schrftl. Mittlg. HENK 2012; Abbildung 22). Die Darstellung des Grünlandverlustes erfolgte auf Grundlage von Art. 84 Abs. 2 der Verordnung (EG) Nr. 1122/2009. Wird zukünftig der Dauergrünlandanteil weiterhin reduziert, ist durch den Verlust an organischen Bodenkohlenstoff je nach Standortbedingungen von erhöhten CO₂- und N₂O-Emissionen auszugehen. Weil organische Böden in Sachsen eine untergeordnete Rolle spielen und das Umbruchpotenzial als gering einzuschätzen ist, wird von einem geringen Potenzial der CO₂- und N₂O-Entstehung ausgegangen.

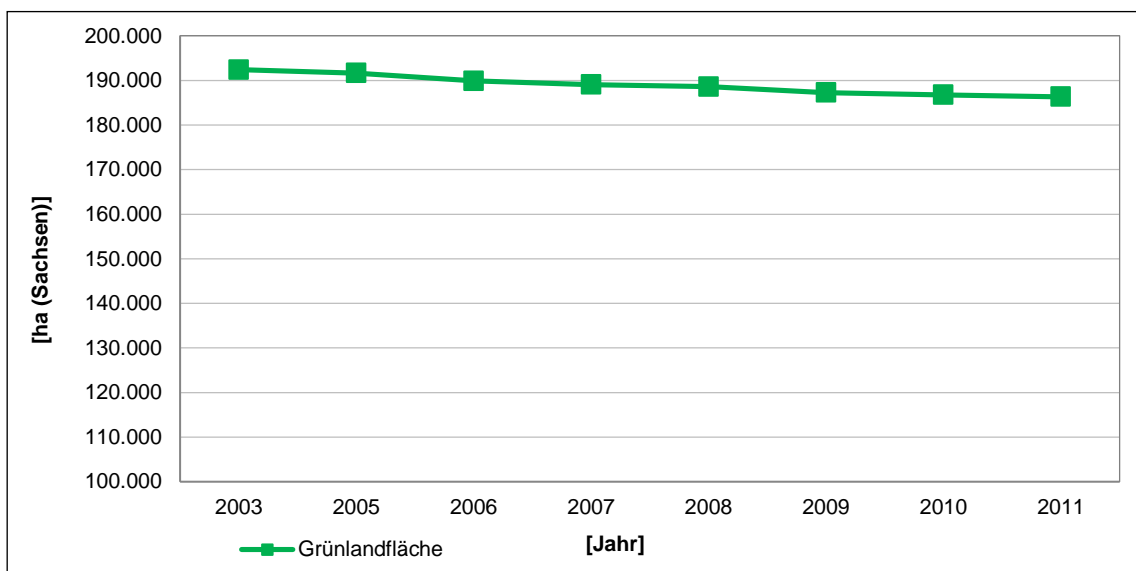


Abbildung 22: Entwicklung der Dauergrünlandfläche von 2003 bis 2011 in Sachsen

Quelle: HENK (2012)

Werden Officialstatistiken des Statistischen Landesamtes des Freistaates Sachsen herangezogen, die ebenfalls in HAENEL et al. (2012) verwendet werden, ist keine Reduktion der Grünlandfläche seit 2003 bis 2010 erkennbar (Abbildung 23). Die Flächenangaben berücksichtigen die Änderungen für die Berichtspflicht zur Flächenstatistik in den jeweiligen Jahren sowie

die Unterscheidung zwischen Totalerhebungen alle vier Jahre (2003, 2007, 2010) und den dazwischen erhobenen Stichproben. Je nach Lage der Stichprobe in der Schicht (Schichtung nach Betriebsgröße/LF) gibt es Abweichungen v. a. beim Grünland in Sachsen von 2.500 bis 3.000 ha (mdl. Mittlg. StaLa SN 2012).

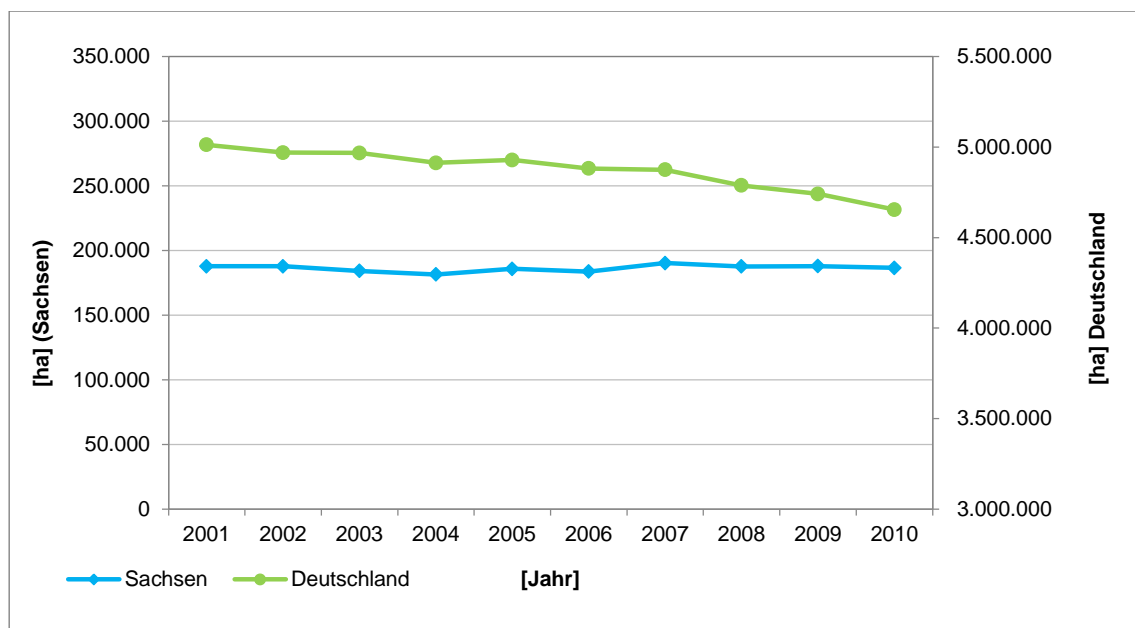


Abbildung 23: Entwicklung des Dauergrünlandes in den Jahren 2001 bis 2010 Vergleich Sachsen und Deutschland

Quelle: nach HAENEL et al. (2012)

Tabelle 20 zeigt die Unterschiede der Flächenangaben je nach Auswertung- und Erhebungsmethode. Welche Erhebungsmethode sich für die Darstellung der Dauergrünlandverluste eignet, ist an dieser Stelle nicht Gegenstand der Bewertung. Zur weiteren Bearbeitung der Bewertung von Grünlandverlusten aus Klimaschutzsicht in den Kapiteln 2 und 3 wird auf die Darstellung der Verluste auf Grundlage der InVekoS-Daten zurückgegriffen, weil sich hierbei auf landwirtschaftlich genutzte Flächen d. h. Ackerland, Grünland und Dauerkulturen in fachlich feiner Untergliederung bezogen wird. Die Auswertung der Basis-DLM-Daten, die Grundlage für die Berechnungen der Emissionen aus dem Bereich Landnutzungsänderung in der Nationalen Emissionsberichterstattung sind (Abschnitt 1.2.2), beziehen sich sowohl auf Wiesen- und Weideflächen als auch auf Flächen, die mit Gehölzen bewachsen sind und nicht unter die Walddefinition fallen, sowie naturbelasstem Grünland und Erholungsflächen.

Tabelle 20: Sächsische Grünlandflächen im Vergleich in ha

	nach HENK (schrftl. Mittlg. 2012)	nach HAENEL et al. (2012)
2003	192.400	184.263
2005	191.665	185.900
2006	189.904	183.800
2007	189.058	190.260
2008	188.587	187.700
2009	187.270	188.000
2010	186.781	186.622
2011	186.355	k. A.

Rückumwandlung zu Dauergrünland

Werden Ackerflächen dauerhaft zu Dauergrünlandflächen umgewandelt, kann erst nach mehreren Jahren von einer Erhöhung des organischen Bodenkohlenstoffvorrats ausgegangen werden (vgl. Kapitel 2.1.1). Allerdings sind die Angaben zur Veränderung der C-Vorräte durch die Umwandlung von Acker in Grünland aufgrund des sehr langen Zeithorizontes der Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrats und kaum verfügbaren Untersuchungen, die diesen Zeitraum beinhalten, mit großen Unsicherheiten behaftet (FLESSA et al. 2012). Im Sinne des Klimaschutzes ist damit die Dauerhaftigkeit des Erhalts von Dauergrünlandflächen von entscheidender Bedeutung.

Agrarumweltmaßnahmen

In Sachsen werden einige Agrarumweltmaßnahmen, angeboten und durchgeführt, die den Bereich der Landnutzungsänderungen mit umfassen. Daher werden im Anhang 8 die Agrarumweltmaßnahmen, die derzeit in Sachsen etabliert sind, dargestellt.

Durch die Teilnahme an der Maßnahme „Umwandlung von Ackerland in Dauergrünland (G10)“ findet eine Landnutzungsänderung statt, die allerdings nicht den dauerhaften Erhalt der etablierten Grünlandflächen sicherstellt, weil die Maßnahme fünf Jahre läuft. Sobald die etablierte Grünlandfläche wieder umgebrochen wird, sind CO₂-Emissionen unvermeidbar. Im Bewilligungszeitraum 2011 wurde die Maßnahme durch 391 Zuwendungsempfänger durchgeführt und damit eine Fläche von 3.960 ha beansprucht (SMUL 2011). Auch die Durchführung der Maßnahme „Anlage von Grünstreifen auf dem Ackerland (S5)“ gewährleistet nicht eine dauerhafte Etablierung des Grünstreifens und führt aus Sicht des Klimaschutzes nicht zu einer Treibhausgasenke für CO₂. Eine reduzierte Düngung kann jedoch einen Beitrag zum Klimaschutz leisten, weil die Anlage von Grünstreifen nicht ertragsrelevant ist und eine Reduzierung des Ertrages nicht zur Aufhebung der Klimaschutzleistung führt. Inwiefern die Maßnahmen „Ansaat von Zwischenfrüchten und Untersaaten (S1 und S2), Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat (S3), Düngeverzicht bei Wiesennutzung (G3, G4) sowie Ökologischer Landbau (Ö)“ Treibhausgasemissionspotenziale aufweisen, wird in Kapitel 2 näher erläutert.

1.3 Treibhausgasemissionen aus direktem Energieeinsatz

Emissionen aus dem direkten Energieeinsatz entstehen direkt bei der Verbrennung von Energieträgern (Erdgas, Diesel, Heizöl) und indirekt durch die Erzeugung landwirtschaftlich genutzten Stroms. In der Landwirtschaft wird aufgrund der unterschiedlichen Betriebsstrukturen in einer Vielzahl von Prozessen der Einsatz von Energieträgern notwendig (z. B. Getreidetrocknung, Stallbeheizung, Diesel für Fahrzeuge und Traktoren, Melkanlagen). In diesem Kapitel sollen die THG-Emissionen aus der Nutzung von Strom, Wärme und Treibstoffen in der landwirtschaftlichen Urproduktion dargestellt werden. Die Treibhausgasemissionen des Energieeinsatzes sollen definitionsgemäß nur als direkte Emissionen an der Verbrauchsstelle bilanziert werden (z. B. Verbrennung flüssiger oder gasförmiger Energieträger bzw. ersatzweise Emissionsfaktoren des deutschen Strom-Kraftwerksmixes ohne Berücksichtigung von Prozessvorketten).

Vom LfULG wurden die Buchführungsauswertungen des Wirtschaftsjahres 2010/11 (SMUL 2012b) als Datengrundlage zur Auswertung empfohlen. Diese enthalten, unterteilt nach Betriebsgrößen und Betriebsarten, für ausgewählte Betriebe Angaben zu den flächenbezogenen Kosten für Treib- und Schmierstoffe (Diesel) sowie Heizmaterial/Strom. Der Eigenstrombedarf von Biogasanlagen, die direkter Bestandteil landwirtschaftlicher Betriebe sind, ist über die Buchführungsauswertungen in der Kostengruppe Heizmaterial/Strom bereits mit erfasst (mdl. Mittlg. SCHIRRMACHER 2012). Analog ist eine innerbetriebliche Abwärmenutzung aus Biogasanlagen in der betrieblichen Kostenbilanz berücksichtigt, weil nur tatsächlich angefallene Brennstoffkosten bilanziert werden. Aus diesem Grund werden die den landwirtschaftlichen Biogasanlagen zurechenbaren Energieströme in den nachfolgenden Berechnungen mit berücksichtigt, für eine Gesamtbewertung des landwirtschaftlichen Energieverbrauchs erfolgt jedoch eine Korrektur dieser Zahlen auf den Bilanzraum einer landwirtschaftlichen Urproduktion ohne die Verwertungstechnologie Biogasanlage.

Die Bilanzgrenzen erfasster Energieverbräuche in den Buchführungsauswertungen sind jedoch nicht einheitlich definiert, sondern bilden betriebspezifische Aktivitäten ab. Dadurch können sekundäre Prozessschritte wie z. B. Getreidetrocknung in unterschiedlichem Maße erfasst oder erste Weiterverarbeitungsschritte bei einer Direktvermarktung enthalten sein.

Weiterer Bestandteil ist der Energieverbrauch der Querschnittstechnologien Heizung/Warmwasserbereitung, Beleuchtung etc. für Sozial-, Verwaltungs- und Werkstattgebäude.

Zur Überprüfung der generellen Übertragbarkeit der nachfolgend dargestellten Ergebnisse zum direkten Energieverbrauch auf den Gesamtbestand der sächsischen Landwirtschaft wurde die in den Buchführungsergebnissen erfasste Betriebsstruktur analysiert, weil die in den Buchführungsergebnissen erfassten Betriebe nur etwa 10 % der sächsischen Landwirtschaftsbetriebe ausmachen. In Abbildung 24 ist der Anteil der Betriebe nach Betriebsform dargestellt. Die Zahlen für das Bundesland Sachsen entstammen der Landwirtschaftszählung 2010 (StaLa SN 2011e). Es ist ersichtlich, dass der Anteil der Ackerbaubetriebe zugunsten der Verbundbetriebe in den Buchführungsergebnissen etwas unterschätzt wird.

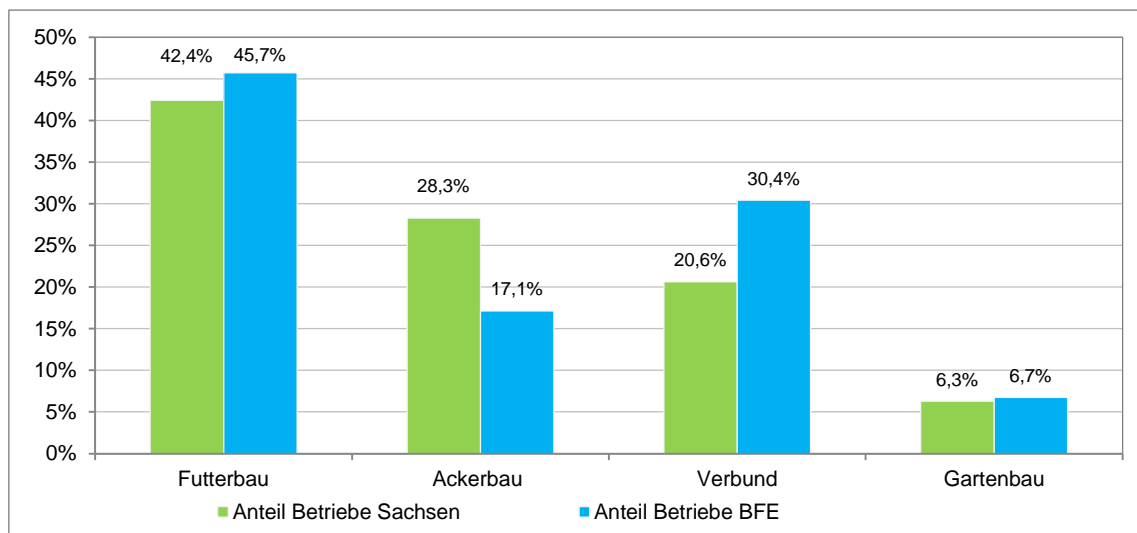


Abbildung 24: Vergleich der Zusammensetzung der Betriebe nach Betriebsform in Sachsen und den Buchführungsergebnissen

Quelle: SMUL (2012b), StaLa SN (2011e)

Verdeutlicht wird diese Aussage in Abbildung 25, in welcher der Anteil der Betriebe und der Flächenanteil nach Rechtsform in Sachsen (StaLa SN 2011e) mit den Buchführungsergebnissen vergleichend dargestellt sind. Vor allem große Agrargenossenschaften in Form von juristischen Personen wurden zu einem übermäßigen Teil in den Buchführungsergebnissen erfasst. Weil dies auch die Betriebe mit einem großen Anteil an Tierproduktion sind, werden die Verhältnisse aus Abbildung 24 plausibel. Andererseits verdeutlicht dies, dass in den Buchführungsergebnissen die Einzelunternehmen deutlich unterrepräsentiert sind. Eine Hochrechnung der ausgewählten Betriebe auf die gesamte sächsische Landwirtschaft ist somit fehlerbehaftet und sollte nur als orientierende Größe dienen.

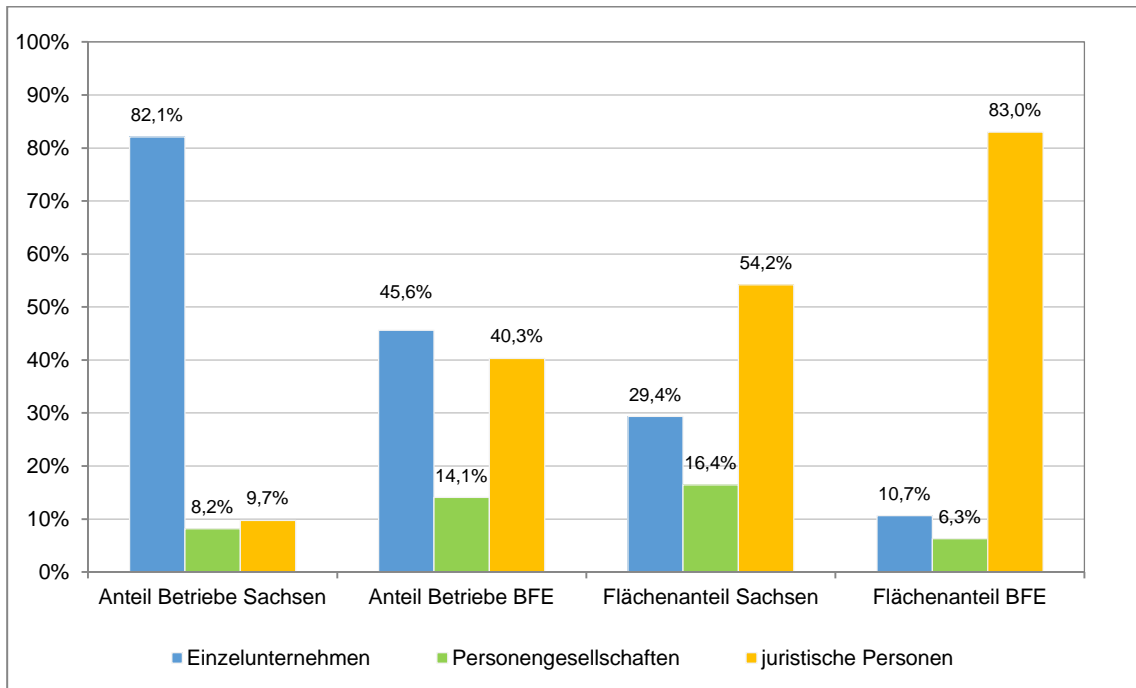


Abbildung 25: Vergleich der Zusammensetzung der Betriebe nach Rechtsform in Sachsen und den Buchführungsergebnissen

Quelle: SMUL (2012b)

Die Auswertung der Buchführungsergebnisse erfolgte ohne Beachtung der Rechtsform der jeweiligen Betriebe, jedoch getrennt für die folgenden Betriebsformen:

- Ackerbaubetriebe
- Futterbaubetriebe
- Verbundbetriebe
- Gartenbaubetriebe

Die Klassifizierung der Betriebe erfolgte nach der EU-Betriebssystematik (SMUL 2012b). Über einen standardisierten Umsatz werden die Betriebe einer bestimmten Betriebsform zugeordnet (siehe Anhang 1). Um die Tierhaltung den einzelnen Betriebsformen zuzuordnen, wurde der Anteil der Tierproduktion an den Umsatzerlösen aus den Buchführungsergebnissen herangezogen (SMUL 2012b). Der Flächenanteil der jeweiligen Betriebsform wurde der Landwirtschaftszählung 2010 (StaLA SN 2011e) entnommen. Die darin noch enthaltenen Betriebsformen der Dauerkulturbetriebe sowie der Veredlungsbetriebe wurden in den Buchführungsergebnissen nicht separat erfasst. Nach Angaben des SMUL (mdl. Mittlg. SCHIRRMACHER 2012) werden die Veredlungsbetriebe aufgrund der geringen Anzahl den Verbundbetrieben zugeordnet. Dauerkulturbetriebe wurden in den Buchführungsauswertungen nicht erfasst und können daher nicht ausgewertet werden.

Es liegt folgende Verteilung vor:

Tabelle 21: Übersicht der Bewirtschaftungsformen

Betriebsform	Anteil Pflanzenproduktion [%] ³⁾	Anteil Tierproduktion [%] ³⁾	Absolute Fläche [ha] ⁴⁾	Anteil Fläche an gesamter LF [%]
Ackerbaubetriebe	89,9	10,1	287.797	31,5
Futterbaubetriebe	18,5	81,5	280.321	30,7
Verbundbetriebe	43,4	56,6	329.189	36,1
Gartenbaubetriebe	-	-	1.530	0,2
Dauerkulturbetriebe ¹⁾	-	-	5.804	0,6
Veredlungsbetriebe ²⁾	-	-	8.101	0,9
Gesamt			912.742	100

¹⁾ nicht in Buchführungsauswertungen erfasst; ²⁾ in den Buchführungsauswertungen den Verbundbetrieben zugeordnet

Quelle: ³⁾ SMUL (2012b); ⁴⁾ StaLa SN (2011e)

Die Buchführungsergebnisse enthalten für die erfassten Betriebe Angaben zu flächenspezifischen Kosten für Treib- und Schmierstoffe sowie Heizmaterialien/Strom. In Tabelle 22 sind die für die weiteren Betrachtungen verwendeten spezifischen Energiekosten zusammengefasst.

Tabelle 22: Zusammenstellung flächenspezifischer Energiekosten

Betriebsform	Anzahl untersuchter Betriebe	Heizmaterialien/Strom [€/ha LF bzw. €/ha GG]	Treib-/Schmierstoffe [€/ha LF bzw. €/ha GG]
Ackerbaubetriebe	94	19	105
Futterbaubetriebe	251	82	162
Verbundbetriebe	167	62	146
Gartenbaubetriebe	37	6.044	843
alle Betriebsformen	549	65	146

Quelle: SMUL (2012b)

Um die Gesamtverbrauchsmenge der jeweiligen Energieträger zu ermitteln, wurden verschiedene Ansätze zur Anwendung gebracht. Die energieträgerbezogene Auswertung zur Bestimmung der Treibhausgasemissionen ist nachfolgend dargestellt.

Heizmaterialien/Strom

Weil die Energiekosten für Strom und Heizmaterialien nicht getrennt aufgeführt werden, musste eine Abschätzung zur Ermittlung des Strombedarfs erfolgen.

Als Grundlage für den Stromverbrauch im Ackerbau diente die Datenbank GEMIS (2013), welche spezifische Stromverbräuche für ausgewählte landwirtschaftliche Prozesse ausweist. Für den Ackerbau wurde ein gewichteter Wert von 28 kWh/ha entsprechend der flächenmäßigen Verteilung der Hauptkulturen angesetzt. Für die Tierhaltung (Schweine, Rinder, Milchvieh) wurden spezifische Stromverbräuche durch eigene Berechnungen in Kapitel 2.2.1 ermittelt, die in Tabelle 23 zusammenfassend dargestellt sind. Die Umrechnungsfaktoren zur Ermittlung der Vieheinheiten (VE) wurden der Systematik der Buchführungsergebnisse (SMUL 2012b) entnommen (vgl. Anhang 1).

Tabelle 23: Spezifischer Stromverbrauch nach Tierhaltungsform

	Milchviehhaltung	Mutterkuhhaltung	Sauenhaltung	Mastschweine
Spezifischer Stromverbrauch [kWh/VE*a]	537	147	903	153
Spezifischer Stromverbrauch [kWh/Tier*a] ¹⁾	537	147	298	46

Quelle: SMUL (2012b); ¹⁾ siehe Kapitel 2.2.1

Für die weiteren Berechnungen zum spezifischen Stromverbrauch in der Tierhaltung wurde aus den Buchführungsergebnissen (SMUL 2012b) der Viehbesatz für die jeweilige Betriebsform entnommen (Tabelle 24). Weitere Tierarten wurden in dieser Berechnung aufgrund des geringen Anteils in Sachsen vernachlässigt.

Tabelle 24: Stromverbrauch durch Tierhaltung nach Betriebsform

Betriebsform	Viehbesatz Milchvieh [VE/100 ha LF] ¹⁾	Viehbesatz Mutterkühe [VE/100 ha LF] ¹⁾	Viehbesatz Mastschweine [VE/100 ha LF] ¹⁾	Viehbesatz Zucht-sauen [VE/100 ha LF] ¹⁾	Spez. Stromverbrauch [kWh/ha]
Ackerbaubetriebe	1,6	1,8	1,9	0,3	16,9
Futterbaubetriebe	50,9	2,6	1,6	0,3	282,3
Verbundbetriebe	24,1	1,5	10,6	1,7	163,2

Quelle: ¹⁾ SMUL (2012b)

Der spezifische Gesamtstrombedarf ergibt sich danach für jede Betriebsform aus den jeweiligen Anteilen der Tier- und Pflanzenproduktion (Tabelle 25). Nicht erfasste Verbrauchspositionen wie z. B. Strom für weitere betriebliche Gebäude und Stallanlagen anderer Tierarten wurden pauschal mit 25 %, bezogen auf den ermittelten Gesamtverbrauch aus den o. g. Ansätzen zu Ackerbau und Tierhaltung, abgeschätzt (Erfahrungswert, untersetzt durch Angaben von Praxisbetrieben).

Zusätzlich wurde der in den Buchführungsergebnissen berücksichtigte Eigenstrombedarf für landwirtschaftliche Biogasanlagen abgeschätzt und anteilig den Futterbau- und Verbundbetrieben zugeordnet. Insgesamt waren im Bezugsjahr 2010 59,9 MW_{el} in landwirtschaftlichen Biogasanlagen installiert (BRÜCKNER 2013a). Ausgehend von durchschnittlichen Vollbenutzungsstunden der BHKW von 7.872 Stunden/Jahr (BRÜCKNER 2012) und einem mittleren Eigenstrombedarf von 8,0 % (siehe Kapitel 2.2.2) ergibt sich ein Eigenstrombedarf von Biogasanlagen landwirtschaftlicher Betriebe von etwa 37.700 MWh/Jahr. Es wird weiterhin davon ausgegangen, dass etwa 15 % der Biogasanlagen den Eigenstrombedarf durch selbst erzeugten Strom decken (Durchschnittswert aus dem 2. FNR-Biogasmessprogramm (vTI 2009), sodass ein externer Strombezug von etwa 32.050 MWh/Jahr abgeschätzt wird. Nach Einschätzung des LfULG auf Basis eigener Erhebungen (BRÜCKNER 2013b) könnte dieser Anteil bei landwirtschaftlichen BGA in Sachsen ggf. etwas niedriger ausfallen.

Im Bereich Gartenbau beträgt nach Erhebungen von LATTASCHKE (mdl. Mittlg. 2012) das Verhältnis von Strom zu Brennstoffverbrauch in sächsischen Unterglasbetrieben 1 : 40. Die in den Buchführungsergebnissen (SMUL 2012b) ausgewerteten Betriebe erzeugen zu etwa 6 % Gartenbauprodukte im Unterglasbetrieb. Für die weiteren 94 % (hauptsächlich Gemüseanbau im Freiland) wurde das Verhältnis von Strom zu Brennstoffverbrauch der Ackerbaubetriebe angesetzt (mdl. Mittlg. LATTASCHKE 2012).

Anhand eines mittleren Strompreises für landwirtschaftliche Betriebe im Jahr 2010 von 16 ct/kWh (Erfahrungswert, untersetzt durch Angaben von Praxisbetrieben) wurden die in Tabelle 25 dargestellten Kosten für den Strombezug der jeweiligen Betriebsformen berechnet.

Tabelle 25: Gesamtstromverbrauch nach Betriebsform

	spezifische Stromkosten [€/ha]	spezifischer Stromverbrauch [kWh/ha]	Gesamtstromverbrauch [GWh]
Ackerbau	14	90	25,8
Futterbau	65	408	114,4
Verbund	46	289	97,5
Gartenbau	2.467	15.421	23,6
Summe	-	-	261,3

Quelle: SMUL (2012b), LATTAUSCHKE (mdl. Mittlg. 2012), eigene Berechnungen

Die aus dem Stromverbrauch resultierenden Treibhausgasemissionen wurden durch Verrechnung mit Emissionsfaktoren des deutschen Kraftwerksparks für 2010 (UBA 2013c) ermittelt.

Tabelle 26: Treibhausgasemissionen aus dem Stromverbrauch nach Betriebsform

Betriebsform	spezifische CO ₂ - Emissionen [t CO ₂ /ha]	CO ₂ -Emissionen [t CO ₂]	CH ₄ -Emissionen [t CH ₄]	N ₂ O-Emissionen [t N ₂ O]
Ackerbaubetriebe	0,05	14.534	-	-
Futterbaubetriebe	0,24	67.386	-	-
Verbundbetriebe	0,17	58.505	-	-
Gartenbaubetriebe	8,67	13.260	-	-
alle Betriebsformen	0,17	153.685	-	-

Heizmaterialien

Zur Bestimmung des Brennstoffverbrauchs wurde die Differenz zwischen den spezifischen Gesamtkosten der Kosten-
gruppe Heizmaterialien/Strom und den spezifischen Stromkosten ermittelt. Unter Annahme von Kostenansätzen kann auf
den Gesamtverbrauch an Heizmaterialien geschlossen werden. Es wurde zudem angenommen dass etwa 75 % der
Landwirte in Sachsen ihre Wärmeversorgung (Fremdbezug) durch Flüssiggas und 25 % durch Heizöl decken (mdl. Mittlg.
HEIDENREICH 2012). Die für die Berechnung angenommenen durchschnittlichen Energiepreise für Heizöl (66,6 ct/l) ent-
stammen dem Statistischen Bundesamt und beziehen sich auf die gesamte Bundesrepublik (Destatis 2012b). Für den
Energieträger Propan wurden die aktuellen Bezugspreise über den in Destatis (2012b) angegebenen Preisindex und den
absoluten Referenzpreis auf das Jahr 2010 hochgerechnet (45 ct/l). Für verbrauchsbezogene Berechnungen wurden
heizwertbezogene Kosten angesetzt. Die verwendeten Emissionsfaktoren entstammen der vom LfULG vorgegebenen
Liste der Emissionsfaktoren für Kleinfeuerungsanlagen (Anhang 2). Die Ergebnisse der Berechnungen sind in den folgen-
den Tabellen zusammengefasst. Es ist anzumerken, dass bei landwirtschaftlichen Betrieben zunehmend die Nutzung von
Abwärme aus Biogasanlagen anstelle von Öl oder Flüssiggas eine Rolle spielt. Weil diese Wärme i. d. R. innerbetrieblich
nicht verrechnet wird, ist diese Wärmemenge in der betrieblichen Kostenbilanz nicht erfasst.

Tabelle 27: Brennstoffverbrauch nach Betriebsform

	spezifische Brennstoffkosten [€/ ha]	spezifischer Brennstoffverbrauch [kWh/ ha]	Gesamtbrennstoffverbrauch [GWh]
Ackerbau	5	71	20,6
Futterbau	17	259	72,5
Verbund	16	244	82,2
Gartenbau	3.577	55.252	84,4
Summe	-	-	259,7

Quelle: Destatis (2012b), mdl. Mittlg. HEIDENREICH (2012), LfULG (2012b)

Tabelle 28: Treibhausgasemissionen aus dem Brennstoffverbrauch nach Betriebsform

Betriebsform	spezifische CO ₂ -Emissionen [t CO ₂ /ha]	CO ₂ -Emissionen [t CO ₂]	CH ₄ -Emissionen [t CH ₄]	N ₂ O-Emissionen [t N ₂ O]
Ackerbaubetriebe	0,02	5.308	0,06	0,03
Futterbaubetriebe	0,07	18.720	0,22	0,10
Verbundbetriebe	0,06	21.253	0,24	0,12
Gartenbaubetriebe	14,00	21.425	0,29	0,13
alle Betriebsformen	0,07	66.706	0,81	0,38

Quelle: Destatis (2012b), mdl. Mittlg. HEIDENREICH (2012), LfULG (2012b)

Treib-/Schmierstoffe

Die Kostengruppe Treib-/Schmierstoffe wurde vereinfachend auf den Energieträger Diesel reduziert, weil dieser den mit Abstand größten Anteil am Treib-/Schmierstoffverbrauch darstellt. Weil in den Buchführungsergebnissen der Dieselpreis ohne Verrechnung mit der Agrardieselerstattung notiert ist, konnte der durchschnittliche Dieselpreis im Jahr 2010 für die Bundesrepublik Deutschland angesetzt werden. Die verwendeten Emissionsfaktoren entstammen der vom LfULG vorgegebenen Liste der Emissionsfaktoren für Kleinfeuerungsanlagen (Anhang 2). Die Ergebnisse der Berechnungen sind in den folgenden Tabellen zusammengefasst:

Tabelle 29: Treibstoffverbrauch nach Betriebsform

	spezifische Treibstoffkosten [€/ ha] ¹⁾	spezifischer Treibstoffverbrauch [l/ ha]	Gesamttreibstoffverbrauch [GWh]
Ackerbau	105	103	294,7
Futterbau	162	159	442,8
Verbund	146	143	480,0
Gartenbau	834	818	12,5
Summe	-	-	1.230,0

Quelle: ¹⁾ SMUL (2012b)

Der ermittelte Gesamttreibstoffverbrauch entspricht ca. 124 Mio. l/a.

Tabelle 30: Treibhausgasemissionen aus dem Treibstoffverbrauch nach Betriebsform

Betriebsform	spezifische CO ₂ -Emissionen [t CO ₂ /ha]	CO ₂ -Emissionen [t CO ₂]	N ₂ O-Emissionen [t N ₂ O.]	CH ₄ -Emissionen [t CH ₄]
Ackerbaubetriebe	0,27	78.486	-	-
Futterbaubetriebe	0,42	117.947	-	-
Verbundbetriebe	0,38	127.900	-	-
Gartenbaubetriebe	2,17	3.314	-	-
alle Betriebsformen	0,38	327.647	-	-

Der Treibstoffbedarf beinhaltet dabei alle Prozesse, die in der landwirtschaftlichen Produktion den Einsatz von Diesel erfordern (Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung, Pflanzenschutz, Ernte, Stall- und Hoffahrten sowie diverse Transportfahrten). Eine detaillierte Zusammenstellung des Treibstoffbedarfs in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren ist Kapitel 2.3.1 zu entnehmen.

THG-Emissionen aus der Auswertung der Buchführungsergebnisse

Auf Basis der vorgenannten Einzelberechnungen ergibt sich eine THG-Gesamtemission aus dem direkten Energieeinsatz der sächsischen Landwirtschaft in Höhe von etwa **548.174 t CO₂-Äquivalent** im Bezugsjahr 2010 (Tabelle 31). Diese Werte beinhalten jedoch Energieströme betriebseigener Biogasanlagen (Eigenstrombedarf, nicht monetär bewertete Abwärme).

Tabelle 31: Treibhausgasemissionen aus dem Energieverbrauch nach Betriebsform

Betriebsform	CH ₄ -Emissionen [t CH ₄]	N ₂ O-Emissionen [t N ₂ O]	CO ₂ -Emissionen [t CO ₂]	THG-Emissionen [t CO ₂ e]	Spezifische Emissionen [t CO ₂ e/ha]
Ackerbaubetriebe	0,1	0,03	98.328	98.339	0,34
Futterbaubetriebe	0,2	0,10	204.052	204.089	0,73
Verbundbetriebe	0,2	0,12	207.659	207.701	0,62
Gartenbaubetriebe	0,3	0,13	37.999	38.045	24,87
alle Betriebsformen	0,8	0,38	548.038	548.174	0,60

In der nachfolgenden Abbildung 26 sind die absoluten Treibhausgasemissionen nach Betriebsform für die untersuchten Verbrauchsarten in t CO₂-Äquivalent dargestellt. Es zeigt sich, dass die Futterbau- und die Verbundbetriebe jeweils die höchsten Emissionen aufweisen. Beim Treibstoffeinsatz sind zudem die Ackerbaubetriebe durch hohe THG-Emissionen gekennzeichnet. Gartenbaubetriebe spielen bei den absoluten Verbrauchszahlen nur eine untergeordnete Rolle. Diese Betriebe weisen bei Strom und Wärme jedoch die deutlich höchsten spezifischen Verbräuche auf.

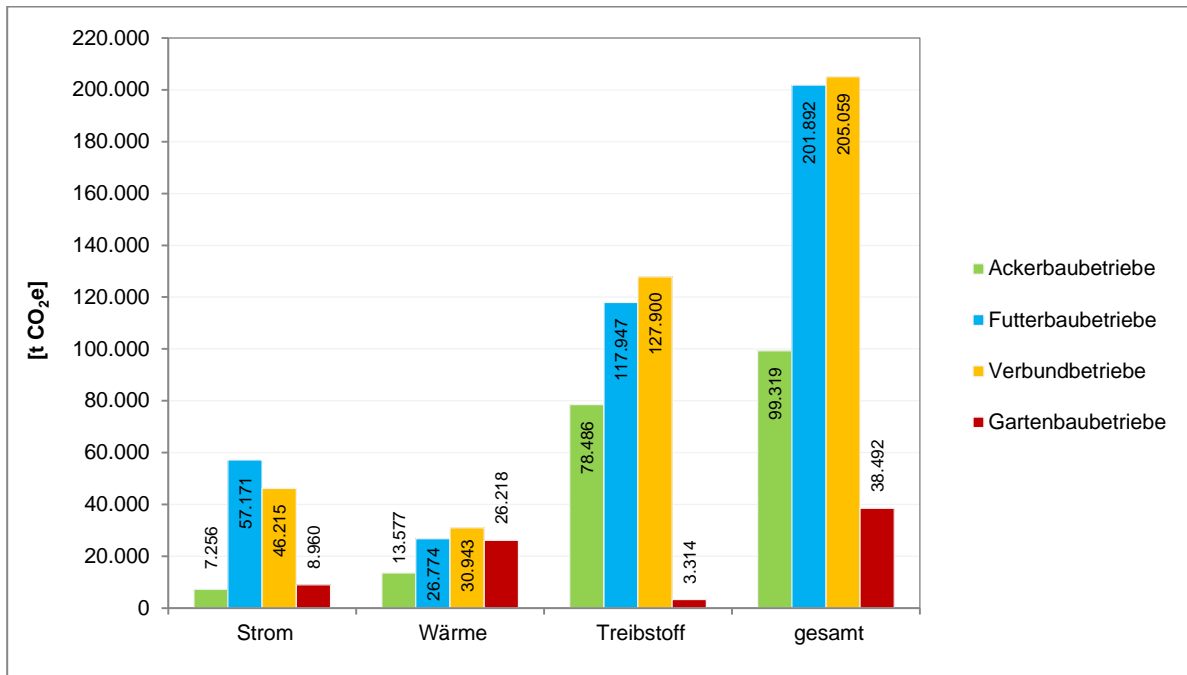


Abbildung 26: Treibhausgasemissionen nach Verbrauchsart und Betriebsform

Quelle: Tabelle 31

THG-Emissionen aus dem direkten Energieeinsatz ohne Berücksichtigung der Biogasanlagen

Die in Tabelle 32 dargestellten Gesamtemissionen beinhalten Effekte von Energieströmen betriebseigener Biogasanlagen (Eigenstrombedarf, nicht monetär bewertete Abwärme). Um die ermittelten Emissionen für den definierten Bilanzraum der landwirtschaftlichen Urproduktion auszuweisen, sind diese Einflüsse rechnerisch zu korrigieren. Dadurch reduzieren sich die THG-Emissionen um den Betrag des Eigenstrombedarfs der Biogasanlagen, die innerbetrieblich genutzte Abwärme muss jedoch über Brennstoffäquivalente als realer Wärmebedarf zugerechnet werden.

Auf Basis der genannten Korrekturen ergibt sich eine THG-Gesamtemission aus dem direkten Energieeinsatz der sächsischen Landwirtschaft in Höhe von etwa **554.875 t CO₂ Äquivalent** im Bezugsjahr 2010 (Tabelle 32).

Tabelle 32: Korrigierte THG-Gesamtemissionen für den Bilanzraum landwirtschaftliche Produktion

Betriebsform	CH ₄ -Emissionen [t CH ₄]	N ₂ O-Emissionen [t N ₂ O]	CO ₂ -Emissionen [t CO ₂]	THG-Emissionen [t CO ₂ e]	Spezifische Emissionen [t CO ₂ e/ha]
Gesamtemissionen (aus Tabelle 31)	0,8	0,4	548.038	548.174	0,60
<i>Eigenstrombedarf BGA</i>	-	-	- 24.898	- 24.898	- 0,03
<i>Brennstoffäquivalent Wärme aus Biogasanlagen</i>	0,2	0,1	31.488	31.488	0,04
Korrigierte Gesamtemissionen ohne Berücksichtigung BGA	1,0	0,5	554.628	554.875	0,61

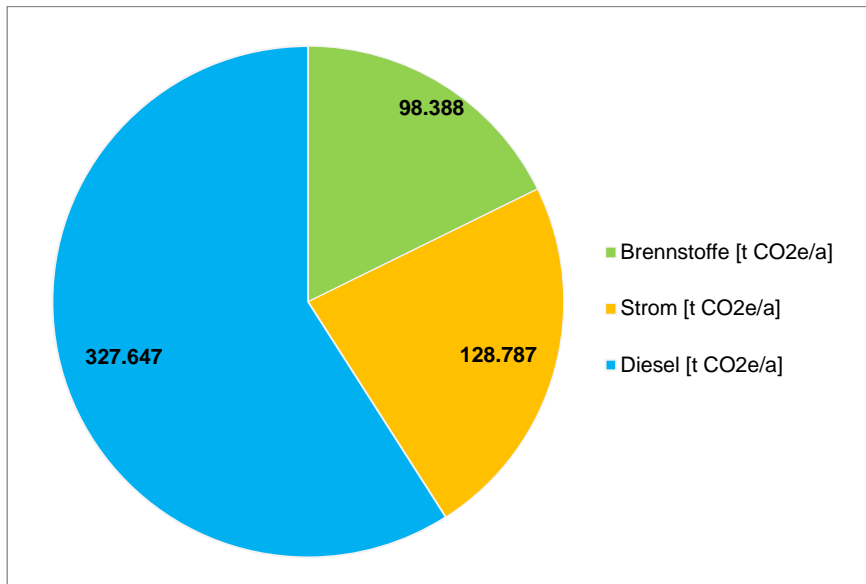


Abbildung 27: Aufteilung der Gesamtemissionen nach Energieträger

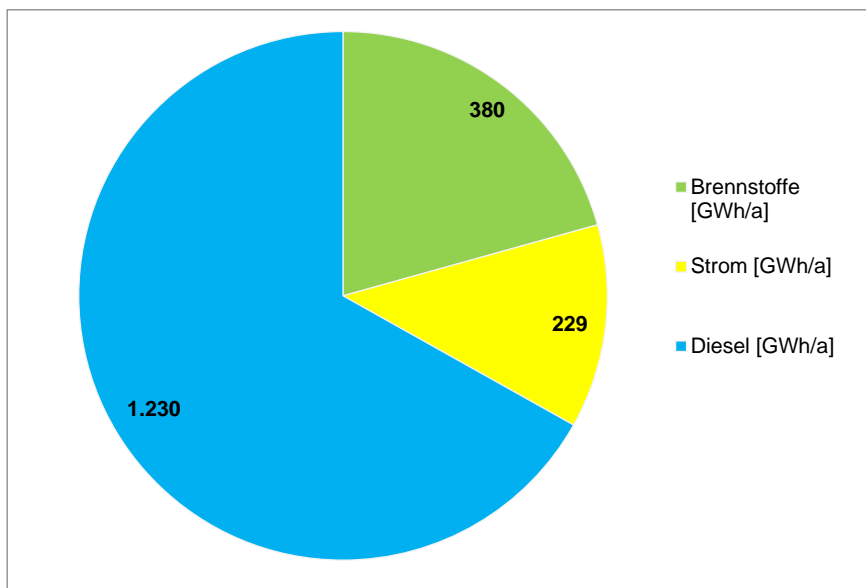


Abbildung 28: Aufteilung des Energiebedarfs nach Energieträger

1.4 Treibhausgasemissionen aus ausgewählten Vorketten

1.4.1 N-Mineraldünger-Herstellung

In der Landwirtschaft stellen Stickstoffdünger nach Kalk den größten Teil der ausgebrachten Düngemittel dar. Der Energieeinsatz zur Erzeugung stickstoffhaltiger Düngemittel liegt deutlich über dem zur Herstellung weiterer Düngemittel (Phosphat, Kalk, Kali). Die THG-Emissionen für die Herstellung chemisch-synthetischer Stickstoffdüngemittel sollen in diesem Kapitel für die im Bezugsjahr in Sachsen eingesetzten Düngemittel zusammengestellt werden. Gemäß Ausschreibung sind nur die THG-Emissionen der Produktion von Stickstoffdüngemitteln als Vorkette des Düngemittleinsatzes zu berücksichtigen. Emissionen, die beim Transport und der Lagerung der Düngemittel entstehen, werden nicht berücksichtigt. Betrachtet wird somit ausschließlich der direkte Energieeinsatz während des Herstellungsprozesses. Grundlage der Bewertung waren Angaben des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2013b) zum Inlandsabsatz von stickstoffhaltigen Düngemitteln. Für Sachsen ist in Tabelle 33 der Inlandsabsatz im Wirtschaftsjahr 2010/2011, unterteilt nach Düngemitteln, dargestellt.

Tabelle 33: Inlandsabsatz stickstoffhaltiger Düngemittel in Sachsen 2010/2011

Insgesamt [t N]	Calcium- Ammonium-Nitrat [t N]	Ammonnitrat- Harnstoff-Lösung [t N]	Harnstoff [t N]	andere Ein- stoffdünger [t N]	NP-Dünger [t N]	NPK-Dünger [t N]
74.897	26.691	14.659	15.772	13.038	3.418	1.319

Quelle: Destatis (2013b)

Bewertung der absoluten Verbrauchsmengen (Inlandsabsatz)

Weil die Düngemittel nicht immer im Jahr der Beschaffung verbraucht werden, kann der Inlandsabsatz der Düngemittel nicht zwangsläufig mit der Ausbringleistung gleichgesetzt werden. Der Effekt der verstärkten Lagerung bei niedrigen Düngemittelpreisen sollte daher in die Betrachtung mit einbezogen werden. Anhand der Preisentwicklung (Destatis 2013b) ab dem Jahr 2008 kann der erwähnte Effekt für den Freistaat Sachsen nur teilweise bestätigt werden (Abbildung 29). Aufgrund der geringen Datenmenge kann jedoch keine belastbare Aussage zur Lagerung von Düngemitteln getroffen werden, weil hier möglicherweise noch weitere Faktoren beim Düngemittelkauf eine Rolle spielen. Für die weiteren Betrachtungen werden daher die Inlandsabsätze der einzelnen Düngemittel als Grundlage verwendet.

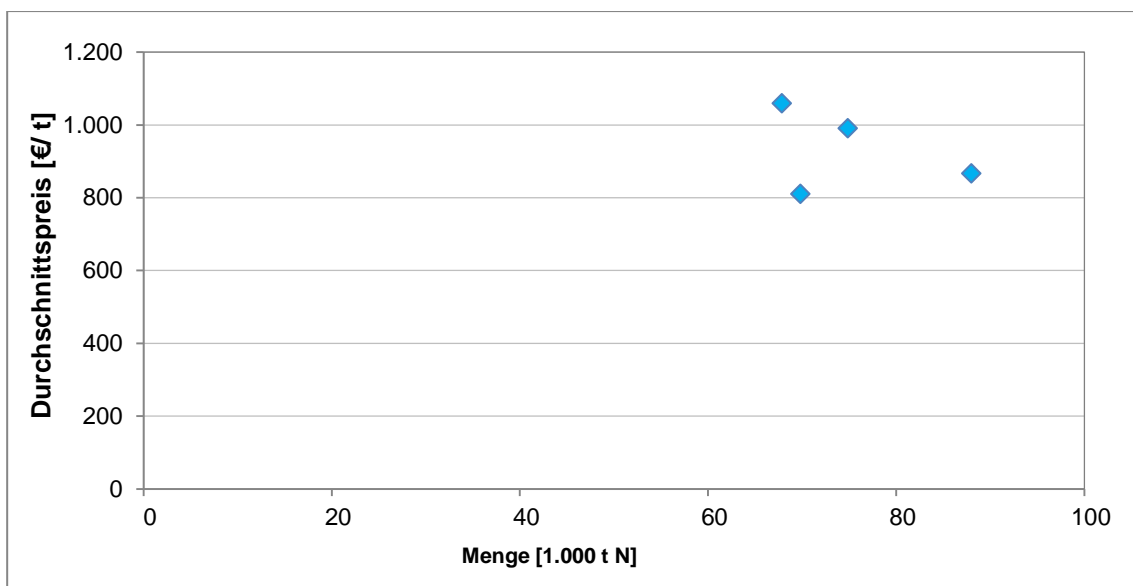


Abbildung 29: Stickstoffdüngerabsatz nach Bezugspreis

Quelle: Destatis (2013b)

Eine weitere Bewertung der Düngemittelausbringung ist durch die Düngungsberatung mittels des Programms BEFU (Bestandsführung) im Freistaat Sachsen erfolgt. Im dazugehörigen Bericht des LfULG (2010c) werden, nach Fruchtart getrennt (Winterweizen, Wintergerste, Roggen, Sommergerste, Silomais, Zuckerrüben, Winterraps), Düngungsempfehlungen genannt. Die empfohlenen N-Mengen beziehen sich auf mineralischen Dünger, weil die organische Vordüngung mittels Gülle, Stallmist oder Gärresten in den Bedarfsberechnungen bereits enthalten ist. Die in BEFU enthaltenen N-Düngungsempfehlungen weisen bei Wintergetreide nur Ausbringmengen für die erste Gabe aus. Die zweite Gabe liegt erfahrungsgemäß (FÖRSTER 2012) bei 40-60 kg/ha, wobei in der unten stehenden Zusammenstellung von 40 kg/ha ausgegangen wird. Eine dritte Gabe als Feststoff ermöglicht eine Steigerung des Eiweißgehaltes und wird hauptsächlich bei Winterweizen eigenverantwortlich von den Landwirten durchgeführt. Hierfür wurden 50 % der Fläche angesetzt (FÖRSTER 2012), weil dies etwa dem Flächenanteil entspricht, bei dem sich eine solche Maßnahme lohnt (v. a. Lößböden).

Nach Angaben von RIEHL (mdl. Mittlg. 2013) unterliegen 126.337 Hektar des Grünlandes in Sachsen keinen Agrarumweltmaßnahmen. Für diese Fläche wurde ein mittlerer N-Düngemittelbedarf von 50 kg/ha angesetzt. Der Düngemittelbedarf weiterer Fruchtarten, die nicht in BEFU enthalten sind, wurde aus Erfahrungswerten abgeschätzt und mit dem LfULG abgestimmt (FÖRSTER 2012).

Über Angaben zur Fruchtartspezifischen Flächennutzung in Sachsen (Destatis 2012d) konnte für die ausgewiesenen Fruchtarten ein N-Düngungsbedarf für das Jahr 2010 ermittelt werden (Tabelle 34).

Tabelle 34: N-Düngungsbedarf nach Düngungsberatung mittels BEFU und Erfahrungswerten

Fruchtart	Anbaufläche [ha] ¹⁾	N-Empfehlung [kg/ha] ²⁾	N-Düngung von DTF [kg/ha] ³⁾	Gesamtbedarf N-Dünger [t]
Winterweizen (max. 3 Gaben)	195.564	131	163	25.619
Roggen u. Wi.-Menggetreide (2 Gaben)	38.081	110	99	4.189
Triticale (2 Gaben)	23.413	110	-	2.575
Wintergerste (2 Gaben)	97.933	110	127	10.773
Sommergerste	26.898	56	55	1.506
Hafer	9.567	90	-	861
Körnermais	15.309	60	49	991
Silomais u. Grünmais	68.987	60	49	4.139
Feldgras/Ackergras	27.134	120	-	3.256
Kartoffeln	6.982	80	-	559
Zuckerrüben	12.531	84	-	1.053
Winterraps	136.843	150	164	20.527
Gemüse und Erdbeeren	4.350	150	-	652
Grünland ohne Agrarumweltmaßnahmen	126.337	50	-	6.317
Gesamt	789.929			82.945

Quelle: ¹⁾ Destatis (2012d); ²⁾ LfULG (2010c), Erfahrungswerte: FÖRSTER (2012); ³⁾ REINICKE & WURBS (2012)

Der Flächenanteil der angegebenen Fruchtarten an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche beträgt etwa 87 %. Unbeachtet bleiben hier Leguminosen, ein Teil des Gartenbaus und Fruchtarten mit sehr kleinen Anbauflächen. Der ausgewiesene Düngemittelbedarf von 82.945 t wird demnach leicht unter dem realen Gesamtbedarf liegen. In Abbildung 30 ist die prozentuale Verteilung der ausgebrachten N-Düngemittel auf die Fruchtarten dargestellt.

Verglichen mit dem Inlandsabsatz an mineralischen N-Düngemitteln in Sachsen werden nach den Düngungsempfehlungen mittels BEFU und Erfahrungswerten etwa 10 % mehr N-Düngemittel ausgebracht. Das bedeutet, dass zur Einhaltung der Düngungsempfehlungen mehr Düngemittel im Umlauf sein müssen, als durch den Inlandsabsatz erfasst ist. Nach Aussagen von FÖRSTER (2012) ist dies teilweise durch den eigenverantwortlich durchgeführten Direktimport von Düngemitteln aus Polen und Tschechien zu erklären. Dieser wird in der Handelsstatistik nicht erfasst und könnte somit die ausgewiesene Differenz zur Düngemittellempfehlung relativieren.

In der Broschüre "Umsetzung der Düngeverordnung" sind Richtwerte für die Stickstoffbedarfsermittlung veröffentlicht (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft 2007). Diese dienen Betrieben, die keine Möglichkeit zur Nutzung des BEFU-Programms haben, zur überschlägigen Ermittlung ihres Stickstoffbedarfes. Überträgt man diese für den Freistaat Sachsen verbindlichen Richtwerte auf das in Tabelle 2 ausgewiesene Anbauverhältnis, so würde der landesweite N-Bedarf zwischen 67.300 und 128.800 t/Jahr betragen (vgl. Anhang 3). Man kann also davon ausgehen, dass bei der in Tabelle 2 ausgewiesenen N-Bedarfsgröße in Höhe von 82.945 t/Jahr bereits alle den konkreten standortabhängigen Bedarf beeinflussenden Faktoren berücksichtigt worden sind und somit keine über dem optimalen Pflanzenbedarf liegenden

Stickstoffdüngermengen eingesetzt wurden. Des Weiteren spielen Preis- und Witterungsfaktoren eine Rolle bei der Bemessung der tatsächlichen Ausbringungsmengen. Schlechte Befahrbarkeit aufgrund zu hoher Bodenfeuchtigkeit im Frühjahr kann dazu führen, dass sich die Anzahl der Teilgaben reduziert bzw. nicht alle Schläge entsprechend der Empfehlung mit Stickstoff versorgt werden. Vergleichbar ist die Situation bei der Ausbringung der dritten N-Gabe (Feststoff) zu Winterweizen. Sie führt nur zu einem pflanzenbaulichen Erfolg, wenn eine ausreichende Bodenfeuchtigkeit die Aufnahme des Düngers gewährleistet. Bei einer vorhersehbaren langen Trockenperiode wird die dritte N-Gabe nicht gedüngt, weil der Dünger ungenutzt an der Oberfläche liegen bleiben würde.

Weiterhin muss bei hohen Nährstoffpreisen davon ausgegangen werden, dass nicht alle Stickstoffempfehlungen auch in vollem Umfang gedüngt werden. Auch werden geringe Unterschiede in den Empfehlungen für einzelne Schläge im Interesse einer effektiven Ausbringungstechnologie und einer Kostenersparnis nivelliert. Zusammenfassend kann also festgestellt werden, dass neben dem Direktimport an Stickstoffdüngern auch diese Faktoren die Differenz zwischen Inlandsabsatz und Empfehlungsmenge erklären.

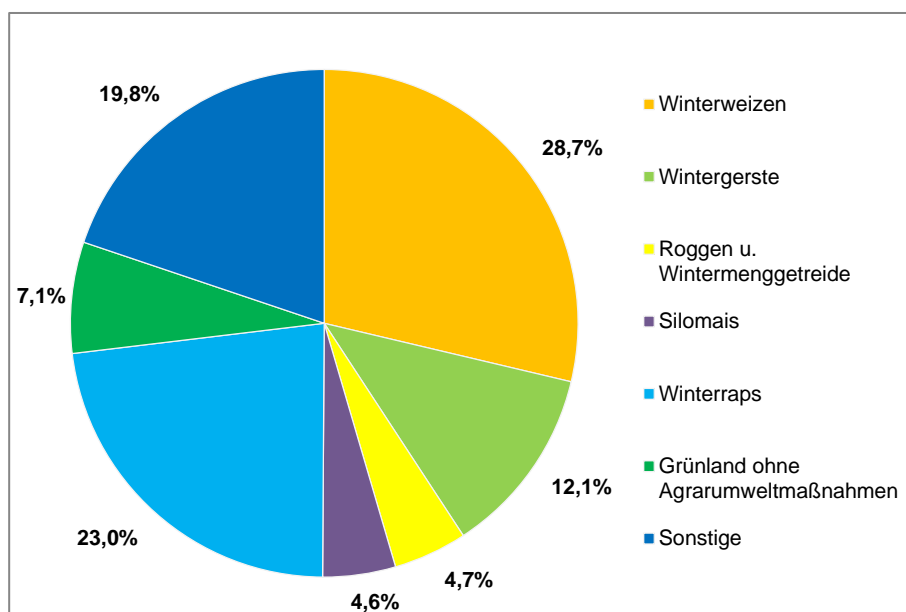


Abbildung 30: Anteil der Fruchtarten an der empfohlenen mineralischen N-Düngermenge

Ermittlung der Treibhausgasemissionen

Zur Bestimmung der THG-Emission aus der Stickstoffdüngerproduktion müssen geeignete Emissionsfaktoren für die Herstellung des jeweiligen Düngemittels auf Stickstoffbasis verwendet werden. Weil die Großhändler die Düngemittel je nach Marktlage von verschiedenen Produzenten im In- und Ausland beziehen, können die Emissionsfaktoren des jeweiligen Düngemittels jedoch stark schwanken. Die im Folgenden dargestellten Emissionsfaktoren stellen daher nur einen Anhaltspunkt zur Einordnung der produktionsbedingten THG-Emissionen der N-Düngemittelherstellung dar.

Die EU-ELCD Datenbank (EU-ELCD 2006) enthält von der EFMA (European Fertilizer Manufacturers Association) zur Verfügung gestellte Emissionsfaktoren zu Herstellungsprozessen verschiedener Düngemittel. In diese Datenbank fließen ausschließlich Produktionsstandorte der EU ein, sodass ein Import aus Nicht-EU-Staaten unberücksichtigt bleibt. Nach Angaben des IVA beträgt der Anteil der Stickstoffdüngemittelimporte aus Osteuropa 23 % (IVA 2011). Es ist davon auszugehen, dass diese Importdüngemittel aus Osteuropa und Russland z. T. deutlich über den EU-Durchschnittswerten liegen. Für Ammoniumnitrat kann dabei ein Mehrenergieverbrauch von etwa 25 % abgeschätzt werden (YARA 2010).

In Tabelle 35 sind die Emissionsfaktoren für die Herstellung der jeweiligen Stickstoffdüngemittel in der Europäischen Union zusammengefasst.

Tabelle 35: Produktionsbedingte Emissionsfaktoren stickstoffhaltiger Düngemittel

Düngemittel	Primärenergieverbrauch [kWh/kg N]	CO ₂ -Emissionsfaktor [kg CO ₂ /kg N]	N ₂ O-Emissionsfaktor [kg CO ₂ e/kg N]	Emissionsfaktor Sonstige THG [kg CO ₂ e/kg N]
Harnstoff	14,3	1,41	0,01	0,17
Ammonitrat-Harnstoff- Lösung	13,2	1,97	1,81	0,16
Calcium-Ammonium-Nitrat	11,8	2,49	3,60	0,15
Ammonium-Nitrat	11,1	2,35	3,62	0,15
Calcium-Nitrat	12,4	2,58	6,85	0,16
NP-Dünger	18,6	3,72	0,03	0,31
NPK-Dünger	15,3	3,21	3,04	0,16

Quelle: EU-ELCD (2006)

Aktuelle Emissionsfaktoren der N-Mineraldüngerherstellung aus dem Jahr 2010 zeigen eine z. T. deutliche Reduzierung der spezifischen THG-Emissionen (PALLIERE 2013). In Tabelle 36 ist der Vergleich der Emissionsfaktoren aus den Jahren 2006 und 2010 für die europäische Produktion dargestellt.

Tabelle 36: Vergleich der Emissionsfaktoren bei der N-Düngemittelherstellung (2006 und 2010) in der EU

Düngemittel	Emissionsfaktor 2006 [kg CO ₂ e/kg N] ¹⁾	Emissionsfaktor 2010 [kg CO ₂ e/kg N] ²⁾	Veränderung [%]
Harnstoff	1,59	1,98	+19,8
Ammoniumnitrat-Harnstoff- Lösung	3,94	2,97	-41,6
Calcium-Ammonium-Nitrat	6,25	4,19	-46,5
Ammonium-Nitrat	6,11	4,06	-57,3
Calcium-Nitrat	9,59	5,23	-83,5
NP-Dünger	3,89	4,00	+2,8
NPK-Dünger	6,41	5,40	-18,7
Mittlerer Emissionsfaktor	5,00	3,57	-28,5

Quelle: ¹⁾ EU-ELCD (2006); ²⁾ PALLIERE (2013)

Zum Bearbeitungszeitraum lagen die Werte aus 2010 noch nicht vor, sodass im Weiteren Zahlen aus dem Jahr 2006 verwendet werden. Die offenbar leichte Überschätzung der THG-Emissionen für den Bereich der N-Düngemittelherstellung wird bei Betrachtung der Düngemittelimporte aus Osteuropa und der damit verbundenen höheren CO₂-Emissionen jedoch relativiert. Der in weiteren Berechnungen verwendete mittlere Emissionsfaktor von 5,0 kg CO₂-Äquivalent/kg N ist somit für das Bezugsjahr 2010 als praxisnah einzustufen.

Anhand der aktuellen Emissionsfaktoren für 2006 wurde über den Inlandsabsatz in Sachsen (s. Tabelle 33) der jeweiligen Düngemittel der absolute Ausstoß an Treibhausgasen berechnet (Tabelle 37).

Tabelle 37: Produktionsbedingte Emissionen stickstoffhaltiger Düngemittel

Düngemittel	Primärenergieverbrauch [GWh]	CO ₂ -Emissionen [t CO ₂]	N ₂ O-Emissionen [t CO ₂ e]	Emissionen Sonstige THG [t CO ₂ e]	THG-Emissionen gesamt [t CO ₂ e]
Harnstoff	226,1	22.303	109	2.622	25.034
Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung	193,6	28.850	26.560	2.339	57.749
Calcium-Ammonium-Nitrat	315,6	66.484	96.210	4.028	166.721
Ammonium-Nitrat, Calcium-Nitrat	153,1	32.136	68.256	1.970	102.362
NP-Dünger	63,3	12.723	110	1.050	13.883
NPK-Dünger	20,3	4.240	4.005	209	8.454
Gesamt	971,9	166.735	195.250	12.218	374.203

Quelle: eigene Berechnungen auf Basis EU-ELCD (2006)

Auf dieser Basis ergeben sich produktionsbedingte THG-Emissionen der Düngemittelherstellung für die sächsische Landwirtschaft in Höhe von etwa **374.203 t CO₂-Äquivalent** im Bezugsjahr 2010. Diese Zahl ist jedoch mit den folgenden bereits beschriebenen Unsicherheiten belegt und sollte somit nur als Anhaltspunkt dienen:

- Anteil der nicht vom Statistischen Bundesamt erfassten Düngemittelmengen beträgt etwa 10 %.
- Importe aus Osteuropa sind in den Zahlen der EU-ELCD (2006) nicht berücksichtigt, betragen aber etwa 20-25 % der Ausbringungsmenge. Es ist hierbei von deutlich höheren Emissionsfaktoren auszugehen.
- Emissionsfaktoren beziehen sich auf das Jahr 2006. Aufgrund weiterentwickelter Technik sind in Produktionsstätten der EU bis zum Jahr 2010 die Emissionsfaktoren gesunken.

Plausibilitätsprüfung

Zur Überprüfung des in der EU-ELCD Datenbank erfassten Energiebedarfs zu N-Mineraldüngerherstellung wurde die Datenbank GEMIS (GEMIS 2013) herangezogen. Übergreifend für die Herstellung aller stickstoffhaltigen Mineraldünger wird in dieser Datenbank ein spezifischer Gesamtenergieverbrauch von 44,5 MJ/kg N angegeben. Der auf Grundlage der EU-ELCD (2006) Datenbank errechnete spezifische Gesamtenergieverbrauch von 46,7 MJ/kg N (Mittelwert) weicht nur geringfügig davon ab (ca. 5 %).

Weiterhin wurden im Merkblatt über die bestverfügbaren Techniken (UBA 2007) die darin untersuchten Prozesse der Harnstoff- und NPK-Düngerherstellung mit den eigenen Berechnungsergebnissen verglichen. Für beide Herstellungsprozesse sind die Abweichungen hier deutlich höher. Für Harnstoff wurde im BVT-Merkblatt ein Wert von max. 5,5 MJ/kg Produkt angegeben (EU-ELCD 2006: 23,73 MJ/kg Produkt), bei NPK-Düngemitteln liegt der spezifische Energieverbrauch bei max. 1,23 MJ/kg Produkt (EU-ELCD 2006: 8,28 MJ/kg Produkt). Diese starken Unterschiede liegen vor allem daran, dass im BVT-Merkblatt nur eine sehr geringe Zahl an Produktionsstätten (hauptsächlich in Deutschland und Österreich) in die Betrachtung eingehen. Die EU-ELCD Datenbank dagegen bezieht deutlich mehr Produktionsstätten aus der gesamten EU in die Erfassung mit ein, welche auch energieintensivere Standorte in Süd- und Osteuropa einschließen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass der in der GEMIS-Datenbank eingetragene spezifische Energieverbrauch zur Stickstoffdünger-Herstellung vergleichbar mit den berechneten Energieverbräuchen nach EU-ELCD Datenbank ist. Die Zahlen aus dem BVT-Merkblatt zeigen jedoch, dass aufgrund der unterschiedlichen Produktionsstandorte und -verfahren eine verallgemeinerte Aussage zum produktionsbedingten Energieverbrauch schwierig ist. Hierfür wäre eine Aufschlüsselung des Düngemittelbezugs nach Produktionsstandort notwendig.

1.4.2 Zukauffuttermittel (Inland, Ausland) für Wiederkäuer, Schweine und Geflügel

Durch eine effizientere Verwendung von Vorleistungen kann der Agrarsektor in Sachsen zu einer Verminderung der indirekten THG-Emissionen aus der Vorkette beitragen. Wichtigste Handlungsfelder sind hierbei neben der Stickstoffdüngung und damit N-Mineraldüngerherstellung auch die Tierfütterung und somit die Futtermittelbereitstellung.

Futtermittelbedarf

In Deutschland stellen Futtermittel in der Landwirtschaft die wichtigsten Betriebsmittel dar (DVT 2012a). Die Zahlen des Deutschen Verbandes Tierernährung e. V. zeigen, dass der Umsatz um 25 % im Vergleich zum Umsatz 2011 gestiegen ist. Die Existenz von immer weniger, dafür aber größeren Viehbeständen mit höheren Leistungen, vor allem im Geflügel- und Schweinemastbereich impliziert zusätzlich eine anwachsende Futtermittelnachfrage (DVT 2012a). In Deutschland ist eine kontinuierliche Zunahme der Schweinemast- aber auch Geflügelbestände im Zeitraum von 1991 bis 2009/10 zu verzeichnen. Dagegen ist in Sachsen eine gleichbleibende Anzahl der Mastschweinebestände seit 1995 zu beobachten, während allerdings der Geflügelbestand seit 1992 deutlich zunahm. Auch die deutliche Leistungssteigerung in den Tierbeständen lässt bundesweit auf einen höheren Futtermittelverbrauch schließen (DVT 2012a).

Mischfutterprodukte

Im Jahr 2011 wurden etwa 22.818.000 t Mischfutterprodukte insgesamt in Deutschland produziert, wobei die Herstellung anteilig in Sachsen etwa auf 2 % der Produkte fiel (DVT 2012a). Tabelle 38 zeigt die Verteilung des Mischfutters, die für die einzelnen Tierkategorien produziert wurden und die Gesamtherstellung der Futtermittel. Es fällt auf, dass die Zahlen für die Gesamtherstellung, die vom deutschen Verband Tierernährung e. V. im Jahr 2012 (Tabelle 39) veröffentlicht wurden, nicht mit den Daten zur Land- und Ernährungswirtschaft im Berichtsjahr 2011 übereinstimmen. Um eine Aussage über die Verteilung der Mischfutter je Tierkategorie treffen zu können, fließen diese Daten dennoch in die Bewertung ein. Es wird deutlich, dass sowohl in Sachsen als auch in Deutschland hauptsächlich Mischfutter für die Schweineproduktion (in Sachsen 46 %) hergestellt wird, gefolgt von der Rinderproduktion (in Sachsen 20 %) und Geflügelproduktion (in Sachsen 18 %). Das impliziert jedoch nicht, dass nur das hergestellte Mischfutter auch in Sachsen verbraucht wird. Der Verbrauch liegt durch Zukäufe gegebenenfalls höher.

Tabelle 38: Herstellung von Mischfutter in Sachsen und Deutschland 2011

Land	Gesamtherstellung		davon für: [1.000 t]						
	[1.000 t]	Anteil ges. [%]	Pferde	Rinder	Kälber	Schweine	Mast-geflügel	Nutz-geflügel	sonstige Nutztiere
Sachsen	467	2	2	95	4	215	51	83	16
Insgesamt Deutschland	22.862	100	262	6.342	296	9.934	3.682	2.030	317

Quelle: DVT (2012a)

Der Rohstoffverbrauch in den Mischfutterwerken (Tabelle 39) zeigt wiederum deutlich, wo die Schwerpunkte der einzelnen Futterkomponenten liegen. Die Mischfüttererzeugung in Deutschland deckt rund 77 % der insgesamt verwendeten Futtermittelmenge ab, der Rest kommt als Direktfütterung zum Einsatz (DVT 2012a).

Tabelle 39: Rohstoffverbrauch der Mischfutterhersteller in Deutschland

(Getreidewirtschaftsjahre)	2009/2010		2010/2011	
	[1.000 t]	Anteil [%]	[1.000 t]	Anteil [%]
Getreide	9.878	46,1	10.450	46,2
Weichweizen	4.318	20,2	4.685	20,7
Roggen	1.001	4,7	797	3,5
Gerste	2.235	10,4	2.577	11,4
Hafer	36	0,2	42	0,2
Mais	1.523	7,1	1.759	7,8
Triticale	765	3,6	591	2,6
Hülsenfrüchte	60	0,3	60	0,3
Futtererbsen	19	0,1	20	0,1
Ackerbohnen	10	0,0	8	0,0
sonst. Hülsenfrüchte	32	0,1	32	0,1
Rapssaat	9	0,0	9	0,0
Sonnenblumenkerne	5	0,0	5	0,0
Ölkuchen/Expeller/Exschrote	6.009	28,1	5.894	26,0
aus Sojabohnen	3.123	14,6	3.119	13,8
aus Rapssaat	2.229	10,4	2.248	9,9
aus anderen Ölfrüchten	657	3,1	527	2,3
Maiskleberfutter	212	1,0	383	1,7
Mühlennachprodukte	1.323	6,2	1.514	6,7
Maniokprodukte	0	0,0	0	0,0
Fischmehl/Tiermehl/Blutmehl	0	0,0	0	0,0
Zitrus- und Obsttrester	37	0,2	56	0,2
zuckerhaltige Futtermittel	706	3,3	706	3,1
sonstige Futtermittel	3.169	14,8	3.554	15,7
Summe Rohstoffe/Mischfutter	21.407	100,0	22.630	100,0

Quelle: DVT (2012a)

Die Hauptkomponenten, die verarbeitet werden, sind die Fruchtarten Getreide, Soja und Rapssaaten. Dabei ist mit Abstand der wichtigste Importrohstoff für die Europäische Futtermittelwirtschaft der Bereich Ölkuchen bzw. -schrote und hier hauptsächlich Sojaprodukte. Sojaprodukte hatten in den letzten Jahren einen Anteil am Gesamtimport in der EU zwischen 55 bis 70 %. Mit etwa 17 % wurde Getreide überwiegend aus Drittländern in die EU importiert (DVT 2012a). Wenn davon ausgegangen wird, dass Deutschland 2011 die produktionsstärkste Nation von Mischfuttermitteln innerhalb der EU mit 22,86 Mio. t war, gefolgt von Frankreich (21,31 Mio. t) und Spanien (20,52 Mio. t) (DVT 2012a), kann auf eine hohe Sojaverwendung in Deutschland geschlossen werden. Eine Abschätzung des virtuellen Flächenbedarfs zur Deckung des deutschen Sojabedarfs kann über den angegebenen Rohstoffverbrauch erfolgen. Dieser wird nach DVT mit rund 4 Mio. t Soja für die Erzeugung von Mischfutter und Direktfütterung angegeben (Tabelle 41). Bei durchschnittlichen Hektarerträgen von 2,64 t/ha unter Berücksichtigung des Massenanteils von ca. 80 % Schrot im Sojakorn ergäbe sich ein Flächenbedarf von 1,9 Mio. ha für Deutschland. Nach WITZKE et al. (2011) wird der Flächenbedarf für Soja außerhalb der EU (überwiegender

Teil) mit 2,58 Mio. ha für Deutschland, also deutlich höher, angegeben. Diese Differenz begründet sich zum Teil daraus, dass die Autoren die gesamte Sojaerzeugung berücksichtigen, also neben der tierischen auch die menschliche Verwertungsschiene erfasst wird. Weiter weisen WITZKE et al. (2011) auf energetische Verwertungsschienen für Soja hin, die aber derzeit nicht genauer quantifiziert werden.

Versorgung der Bundesrepublik Deutschland mit Ölkuchen und -schroten

Die folgende Tabelle stellt für Deutschland die Versorgung mit Ölkuchen und Ölschroten dar und gibt Auskunft über Einfuhr und Ausfuhr sowie den Anfall aus der Verarbeitung. Im Bundesdurchschnitt wurden im Jahr 2010 ca. 53 % der ölhaltigen Futtermittel im Inland erzeugt und ca. 47 % importiert. Weiterhin kommt der Anfall aus der Verarbeitung (Sekundärprodukte) hinzu. Weil es neben Einfuhren auch Exporte von Futtermitteln aus Deutschland gibt, wurde die netto in Deutschland verbleibende Futtermenge berechnet. Sie liegt bei ca. 19,8 Mio. t/Jahr. Diese Daten sind für den Freistaat Sachsen derzeit nicht verfügbar.

Tabelle 40: Versorgung der Bundesrepublik Deutschland mit Ölkuchen und -schroten: Anteile in- und ausländischer Erzeugung, Anfall aus der Verarbeitung (für 2010)

Verarbeitung von Ölsaaten und Ölfrüchten	Menge [1.000 t]	Menge [%]
aus inländischer Erzeugung	6.313	53 %
aus Einfuhr	5.523	47 %
insgesamt	11.836	100 %
Anfall aus Verarbeitung (Schrote)	7.220	
Einfuhr (Schrote)	4.345	
Ausfuhr (Schrote)	3.600	

Quelle: DVT (2012a)

Tabelle 41 gibt einen Überblick über die Versorgung mit Sojabohnen und Rapssamen im Zeitraum 2003 bis 2010 für Deutschland.

Tabelle 41: Versorgung mit Ölkuchen und -schroten zur Verwertung als Futtermittel in Deutschland 2002 bis 2010

	2002/3	2003/4	2004/5	2005/6	2006/7	2007/8	2008/9	2009/10	Anteil an Gesamt (2010)	XP Gehalt im Korn	Mittel XP (2010)
	[in 1.000 t]								[%]		[1.000 t]
insgesamt	6.579	6.380	6.867	7.039	7.316	8.309	7.733	7.673	100 %		
davon aus Soja- bohnen ¹⁾	4.179	3.892	4.166	4.406	4.358	5.005	4.555	4.028	52 %	32	1.289
davon aus Raps-/ Rübensamen	1.665	1.717	1.977	1.982	2.323	2.818	2.502	3.052	40 %	23	702
davon aus sonstigen	735	771	724	651	635	486	676	593	8 %	23	136

Berechnet aus Bestandsänderungen

¹⁾ Summe aus Mischfuttermitteln (~74 %) und Direktverfütterung (24 %), ergänzt durch eigene Berechnungen der Rohproteinmengen (XP)

Quelle: DVT (2012a), XP Gehalte nach Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2007)

Ölschrote sind im Futtermittelsektor sehr bedeutsame Eiweißträger. Der jährliche Bedarf an Eiweißfuttermitteln in Deutschland und Gesamteuropa kann nur mit Hilfe von Drittlandimporten – hier vorrangig Sojabohnen bzw. -schrot – gedeckt werden. Die heimische Produktion an Ölschroten bzw. alternativen Eiweißträgern allein reicht hierfür bei Weitem nicht aus.

Seit 2002/3 wird ein Anstieg des deutschen Bedarfes an Ölkuchen und -schroten zur Futtermittelverwertung beobachtet, wobei der Rapsanteil zulasten des Sojaanteils zunimmt (DVT 2012a). Im Wirtschaftsjahr 2010 wurden 7,673 Mio. Tonnen zur Futtermittelverwertung verwendet, davon 52 % aus Soja und 40 % aus Raps und Rübensamen. Nach DVT (2012b) stammen ca. 80 % des zur Tierfütterung in Deutschland eingesetzten Sojaschrotes aus gentechnisch veränderten Sojabohnen.

Berechnung des Importfuttermittelbedarfs und der Treibhausgasemissionen

Derzeit liegen keine konkreten Daten über Importfuttermittel für Sachsen vor. Dennoch soll eine erste Abschätzung der derzeit für Sachsen erforderlichen Futtermittelimporte sowie der daraus resultierenden Treibhausgase erfolgen. Der Fokus wird dabei auf die wichtigsten eiweißhaltigen Futtermittel gelegt. Als Berechnungsbasis werden für Deutschland verfügbare Daten des Deutschen Verbandes der Tierernährung (DVT 2012a) genutzt. Weiter werden aktuelle Daten des LfULG (2012a) zum Rohproteinbedarf des sächsischen Viehbestandes herangezogen. Weil sich die Daten des LfULG auf das Jahr 2010 beziehen, wurde auch für die deutschlandweiten Daten exemplarisch das Jahr 2010 gewählt.

Tabelle 42 gibt die Entwicklung der Viehbestände für Sachsen auf Basis der Großvieheinheiten im Zeitraum 2000 bis 2010 wieder. Der Gesamt-GV Bestand schwankt um 500.000 GV mit leicht abnehmender Tendenz. Bezogen auf die einzelnen Tierarten sind Rückgänge vor allem bei den Rindern und Schafen zu verzeichnen, während die Schweine-GV und Pferde-GV stabil sind. Zunahmen sind beim Geflügel zu verzeichnen (Einzeltiergruppen nicht dargestellt). Der GV-Besatz je 100 Hektar LF ist von 59 im Jahr 2000 auf 53,2 im Jahr 2010 leicht zurückgegangen, während die Landfläche nahezu stabil geblieben ist (minus 0,6 %).

Tabelle 42: Entwicklung des Großviehbestandes und Besatzes (GV) in Sachsen

	2000	2006	2007	2008	2009	2010
LF gesamt	917.813	910.815	917.513	914.143	914.920	912.742
GV gesamt (Rind, Schwein, Schaf, Pferd, Geflügel)	541.540	490.077	493.510	506.797	510.940	485.902
GV/100 ha LF	59	53,8	53,8	55,4	55,8	53,2

Quelle: LfULG (2011c), StaLA SN (2011f)

Auf der Basis der Großvieheinheiten wurden durch das LfULG die Futteraufnahmen und der Rohproteinbedarf nach der Methode der regionalen Bilanzierung der Futtermittel (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2008) berechnet. Im Ergebnis kommt das LfULG zu den in Tabelle 43 dargestellten Bedarfsmengen an Rohprotein für Sachsen nach den Haupttiergruppen. Hauptbedarfsgruppe sind die Rinder, gefolgt von Geflügel und Schweinen. Bei der Herkunft der Rohproteinhaltigen Futtermittel wird zwischen Grobfuttermitteln (Gras, Silomais, Feldfutter) und Futterkonzentraten (Getreideschrot, Ölkuchen- und -extraktionsschrote, Schlempe sowie in geringeren Anteilen Rübenprodukte, Treber, Mühlenprodukte und Hülsenfrüchte) unterschieden. Der Grobfutteranteil wird i. d. R zu 100 % aus betriebseigenen Quellen gedeckt (LfULG 2011c). Somit kommt für eine Berechnung der Importfuttermittel und deren Emissionspotenzial nur der Anteil an eingesetzten Futterkonzentraten in Frage. Für Sachsen berechnen sich für die Rohprotein-Bedarfsdeckung ein Anteil von ca. 33 % aus Grobfutter und ein Anteil von 67 % aus Futterkonzentraten. Diese wurden über den Proteingehalt in Futtermittelmengen umgerechnet.

Tabelle 43: Annahmen für die Futtermittelaufnahme und Proteinbedarf des gesamten GV Bestandes nach Nutztierarten in Sachsen für 2010

Tierart	TM/GV [kg]	XP [%]	TM/Jahr [t]	XP/Jahr [t]	XP Aufnahme aus Grob- futter [%]	XP Aufnahme aus Konzentrat- futter [%]	XP Aufnahme aus Grobfutter [t]	XP Aufnahme aus Konzentrat- futter [t]	XP Gesamt Summe [t]
Rind	16	15	2.129.971	319.496	45	55	143.773	175.723	
Schwein	15	16	366.382	58.621	0	100	0	58.621	
Schaf	12	15	37.821	5.673	45	55	2.553	3.120	
Pferd	10	15	40.818	6.123	50	50	3.062	3.062	
Geflügel	30	18	370.778	66.740	0	100	0	66.740	
Summe							149.388	307.265	456.653
							33 %	67 %	100 %
Entspricht Futtermenge [t]							439.375	682.812	1.122.187

Quelle: LfULG (2012a) und eigene Berechnung der Futtermengen

Zur weiteren Abschätzung der Emissionen aus den eiweißhaltigen Zukauffuttermitteln ist die Kenntnis der importierten Eiweißträger erforderlich. In Deutschland kommt dabei Sojabohnen und Rapssamen die größte Bedeutung zu. Weiterhin kommen mit untergeordneter Bedeutung Palmkerne, Sonnenblumenkerne und sonstige Eiweißträger zum Einsatz. Für Sachsen wird nach LfULG (2012a) von einem Anteil von 50 % an Getreide ausgegangen. Die weiteren 50 % Konzentratfutter teilen sich auf Sojaschrote, Rapsschrote und Sonstige auf (mdl. Mittlg. STEINHÖFEL 2013). Die jeweiligen Anteile sind nicht bekannt und wurden daher in Abstimmung mit dem LfULG analog der Verteilung für Deutschland (DVT 2012a) vorgenommen (Tabelle 44). In Tabelle 44: der Summe werden 307.265 t Rohprotein jährlich in Sachsen verwertet, davon auf 79.889 t aus Soja, bzw. 26 %. Soja wird als einziges Zukauffuttermittel gewertet. Die weiteren Konzentratfutter Getreide, Raps und Sonstige lassen sich jeweils aus der heimischen Erzeugung decken (LfULG 2012a).

Tabelle 44: Berechneter Gesamtverbrauch an Konzentratfutter für Sachsen, davon Soja aus Importen. Angabe der mittleren N-Entzüge/ha

Gesamtverbrauch an Konzentratfutter	Anteile [%]	XP [t]	Gesamtmenge Schrot [t]	N Entzug/ha ¹⁾ [kg/ha]
Gesamtverbrauch an Konzentratfutter ¹⁾	100	307.265	0	0
anteilig aus Getreide	50	153.633	1.396.659	107
anteilig aus Raps-/Rübensamen	20	61.453	303.772	113
anteilig aus Sojabohnen (Import)	26	79.889	221.914	152
anteilig Sonstige (wie Raps)	8	24.581	121.509	113

¹⁾ bei 16 % N im Rohprotein. Bei N-Entzug wurden die Schrotanteile berücksichtigt. Ölanteile wurden der menschlichen Verwertung zugeordnet und nicht berücksichtigt.

Quelle: DVT (2012a)

Im nächsten Schritt wurden die THG-Emissionen für den Anbau, den Transport und die Verarbeitung berechnet. Die Ermittlung der Emissionen für die Düngung berücksichtigt für Raps, Getreide und Sonstige aufgrund des Düngedarfes die Vorketten der Stickstoffdüngerzeugung sowie NIR-konform nach IPCC (1996) die direkten und indirekten N₂O-Emissionen (EF 15). Für die Leguminose Soja wird kein Düngedarf erforderlich, sodass die Emissionen aus der Düngemittelbereitstellung nicht berücksichtigt werden, sondern nur direkte und indirekte Emissionen durch Deposition, Auswaschung und Abfluss (EF 10). Wesentliche Eingangsgröße ist der erforderliche N-Düngedarf zur Erzeugung der erforderlichen Futtermittel bzw. zur Bewertung der direkten und indirekten Emissionen. Dieser wurde unter der Annahme einer entzugs-

orientierten Düngung und mittleren Erträgen (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft 2007) berechnet. Die weiteren Emissionen aus dem Anbau ohne Düngung wurden nach BOCKISCH (2000) bewertet. Für den Transport und die Verarbeitung erfolgten jeweils eigene Rückrechnungen aus Default-Werten EU-RED/Biokraft-NachV (Berücksichtigung des Transportes der Bohnen zur Mühle, des Schrottes über 10.000 km per Schiff und des Schrottes über per LKW zum Abnehmer). Eine Übersicht der berechneten CO₂-Äquivalente je t Schrot zeigt Tabelle 45.

Tabelle 45: Berechnete THG-Emissionsfaktoren für Soja-, Raps- und Getreideschrote

CO ₂ e/t für Konzentratfutterschrote	EF Düngung ¹⁾	EF Düngung	EF Anbau aus anderen Prozessen ²⁾	EF Anbau gesamt	EF Transport ³⁾	EF Verarbeitung ³⁾	EF Gesamtverfahren
	[kg CO ₂ e/t N]				[kg CO ₂ e/t]		
Getreideschrote	15	264	132	396	25	20	441
Schrote aus Raps-/Rübensamen	15	486	231	717	25	123	864
Sojaschrot	10	576	280	856	255	123	1.233
Sonstige Schrote (wie Raps bewertet)	15	486	231	717	25	123	864

Quelle: ¹⁾ Es wird bei Raps und Getreide eine entzugsorientierte N-Düngung unterstellt, bei Soja werden nur direkte und indirekte Emissionen berücksichtigt. EF nach IPCC (1996); ²⁾ nach BOCKISCH (2000); ³⁾ EF Transport und Verarbeitung wurden aus den Defaultwerten der EU-RED/Biokraft-NachV rückgerechnet

Soja zeigt aufgrund hoher N-Entzüge und daraus resultierender direkter und indirekter N₂O-Emissionen höhere CO₂-Äquivalente als die heimischen Kulturen. Weiter fallen die überdurchschnittlichen Emissionen für den Transport auf. In der Summe betragen die Emissionen rund das Dreifache von Getreideschrot und liegen auch ein Drittel über Rapschroten.

Gesamtemissionen für Zukauffuttermittel aus Anbau (N-Düngung), Verarbeitung und Transport

Die THG-Emissionen für die Gesamtmenge an Konzentratfuttermitteln und anteilig von Soja als Zukauffuttermittel sind in Tabelle 46 dargestellt.

Tabelle 46: CO₂-Äquivalente für den Gesamtverbrauch an Konzentratfutter und den Zukauffuttermittelanteil für Anbau, Verarbeitung und Transport im Freistaat Sachsen

Konzentratfutter	CO ₂ e Düngung ¹⁾	CO ₂ e sonstiger Anbau ²⁾	CO ₂ e Transport ³⁾	CO ₂ e Verarbeitung ³⁾	CO ₂ e Summe	Anteil aus Zukauf ²⁾	CO ₂ e aus Zukauf	Prozent von Gesamt
	[t CO ₂ e/a]		[%]		[t CO ₂ e/a]		[%]	
Getreideschrote	368.718	184.359	34.358	27.933	615.368			
Raps-/Rübenschrote	147.487	70.171	7.473	37.303	262.434			
Sojaschrote	127.822	62.136	56.477	27.251	273.686	100	273.686	22 %
Sonstige Schrote (wie Raps)	58.995	28.068	2.989	14.921	104.974			
Summe					1.256.462			

Quelle: ¹⁾ EF für die Düngung erfolgte nach IPCC (1996). Soja für direkte u. indirekte Emissionen ohne Düngung (EF 10 kg CO₂e/kg N); Raps, Getreide, Sonstige inkl. Düngung (EF 15 kg CO₂e/kg N); ²⁾ EF für Anbauemissionen außer N-Düngung erfolgte nach BOCKISCH (2000); ³⁾ EF Transport und Verarbeitung wurden aus den Defaultwerten der EU-RED/Biokraft-NachV rückgerechnet

Im Ergebnis zeigt sich ein Anfall von 1.256 t CO₂-Äquivalent/Jahr für den Konzentratfutterbedarf Sachsens. Der Anteil an Sojaschrot als Zukauffuttermittel beträgt **273 t CO₂-Äquivalent/Jahr, was einem Anteil von 22 %** entspricht. Würden die Sonstigen Zukauffuttermittel, deren Zusammensetzung und Herkunft derzeit unklar ist, auch den Importen zugerechnet

werden, so würden weitere 104 kt CO₂-Äquivalent/Jahr an Importen hinzukommen und der Importanteil an den Gesamtemissionen aus Konzentratfuttermitteln auf 30 % steigen.

Die Abbildung 31 fasst die wichtigsten Ergebnisse zusammen und zeigt, dass die Emissionen aus der Stickstoffdüngung bzw. N-Fixierung jeweils den größten Anteil an den Gesamtemissionen ausmachen. Weiter ist der Anteil für den Transport beim Sojaschrot am höchsten. Die prozentualen Massenanteile der verwerteten Kraftfuttermittel am Gesamtbedarf XP und die prozentuale Aufteilung der THG-Emissionen am Gesamtanfall decken sich jedoch weitgehend. Der Sojaschrotanteil am XP Bedarf Sachsens macht 2010 z. B. 26 % vom Gesamtbedarf aus, die daraus resultierenden Emissionen 22 % von den Gesamtemissionen. Beim Rapsschrot kommen auf 20 % am XP Massenanteil THG-Emissionen von 21 % und Getreideschrote stellen 50 % der XP und erzeugen 49 % der THG Emissionen. Soja steht somit bei diesem Rechenansatz nicht deutlich schlechter als die heimischen Konzentratfutter dar. Dies bestätigen auch die von BOCKISCH (2000) gewählten Rechenansätze. Allerdings ist zu betonen, dass Nutzungsänderungen in diesem Rechenansatz nicht berücksichtigt wurden.

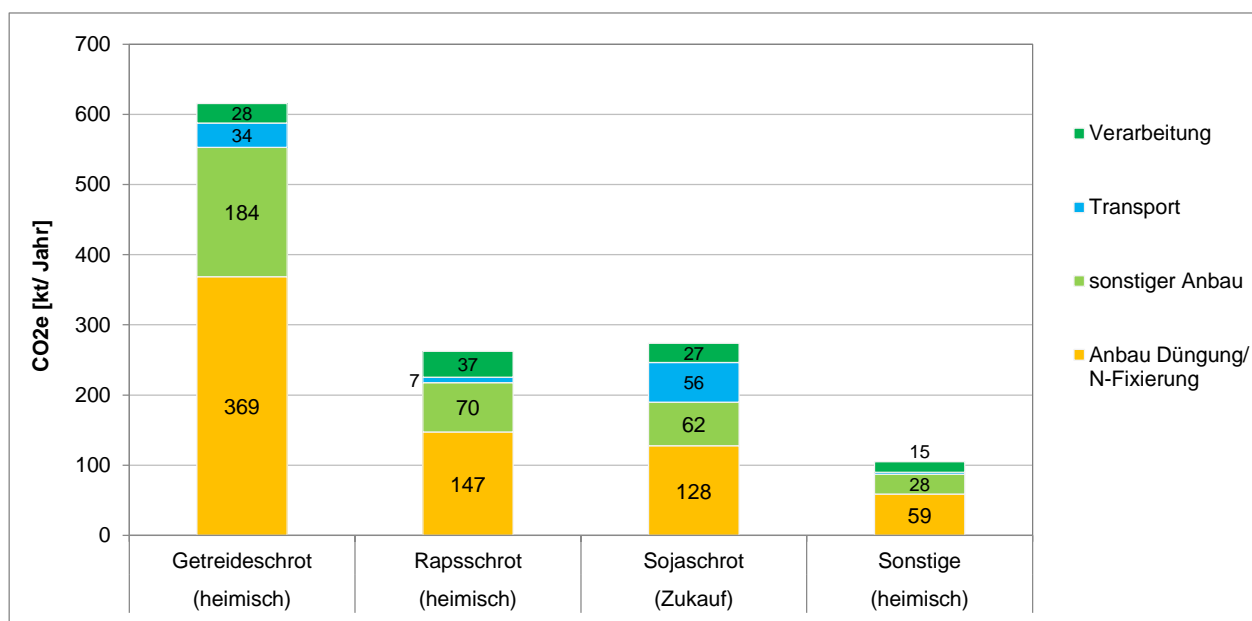


Abbildung 31: THG-Emissionen aus Zukauffuttermitteln, differenziert nach Sojaschrot, Rapsschrot und Sonstigen für Sachsen

Plausibilitätsprüfung

Vergleichende Berechnungen, basierend auf der EU-RED (RL 2009/28EG) sowie nach REICHERT & REICHARDT (2011) wurden angestellt und machen deutlich, dass die Emissionen je nach Autoren und gewähltem Ansatz variieren können. Einflussgrößen sind u. a. der angenommene Düngerbedarf und die Ertragserwartungen sowie die Berücksichtigung der Vorketten. Der hier dargestellte Ansatz erscheint durch den Einbezug der Vorketten und den Ansatz des entzugsorientierten Düngedarfs plausibel und wurde daher den anderen Ansätzen, die tendenziell etwas niedrigere Emissionen unterstellen, vorgezogen.

Unsicherheiten bestehen derzeit im Wesentlichen darin, dass die Futtermittelherkünfte für Sachsen nur unzureichend bekannt sind. Während für Soja von einem vollständigen Import ausgegangen werden kann, ist bei den Rapssaaten derzeit keine Differenzierung nach inländischer Erzeugung und Importanteilen möglich. Weiter wurden bei Berechnung der Emissionen für Soja mögliche Nutzungsänderungen nicht berücksichtigt, sondern ein Anbau ohne Nutzungsänderung unterstellt. Dies ist insbesondere bei Soja nicht immer gegeben, sodass hier auch die derzeit zur Verfügung stehenden Emissionsfaktoren je nachdem, welche Erzeugungsketten unterstellt werden, stark voneinander abweichen können. Und auch die Bewertung der Emissionen aus dem Anbau können, u. a. durch unterschiedliche Eingangsdaten zur Düngung, große Streubreiten aufweisen.

Exkurs: Treibhausgase bei Futtermittelherzeugung und Futtermittelimporten

Für eine Bewertung der Auswirkungen des Sojaimportes und andere Futtermittelimporte auf das Klima müssen die entlang der gesamten Produktionskette verursachten Treibhausgasemissionen berücksichtigt werden. Hierzu zählen u. a. Anbau, Weiterverarbeitung und Transport der Rohstoffe. Zusätzlich zu den Emissionen des Produktlebenswegs kommen die durch Landnutzungsänderungen verursachten Emissionen, die sowohl durch die Vernichtung oberirdischer als auch im Boden befindlicher Biomasse und durch Bearbeitung des Bodens entstehen können. Große Mengen an CO₂-Emissionen werden insbesondere bei Umbruch von vegetationsreichen Gebieten wie dem Regenwald oder auch baumbeständiger Savanne frei. Abbildung 32 gibt einen vereinfachten Überblick über die Pfade der frei werdenden THG-Emissionen entlang der Futtermittelproduktionskette. Es werden bei der Produktion, d. h. beispielsweise durch Düngung (direkte Emissionen und indirekte Emissionen durch Herstellung der N-Mineraldünger) und auch Dieselverbrauch, bei der Verarbeitung und durch den Transport Emissionen freigesetzt (Abbildung 32).

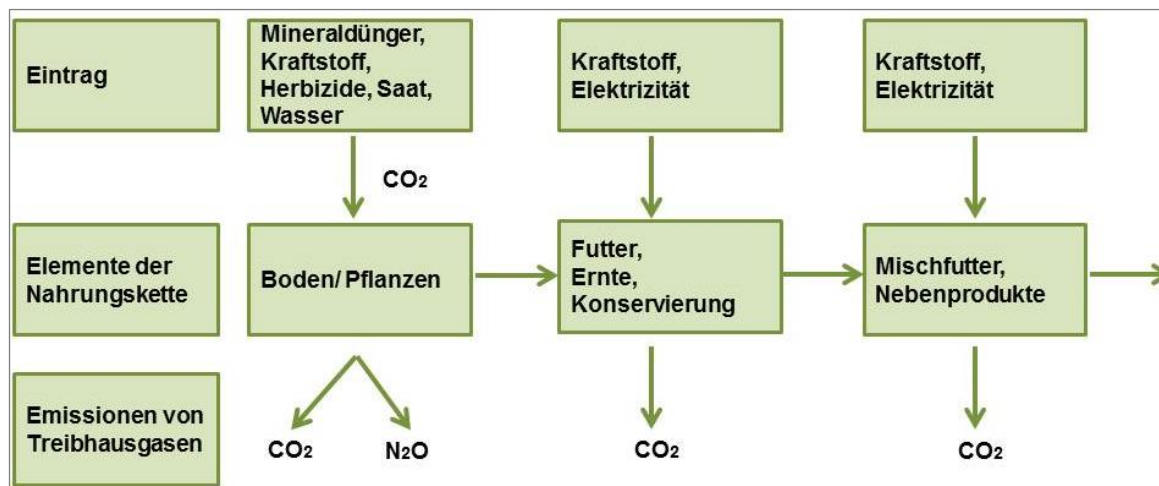


Abbildung 32: Entstehung von THG-Emissionen entlang der Produktionskette Futtermittelherstellung

Quelle: übersetzt nach FLACHOWSKY (2011)

Ähnlich wie bei der Bewertung der THG-Emissionen aus dem Nahrungsmittelkonsum bzw. der Ernährungswirtschaft, die dem nachgelagerten Bereich des Agrarsektors zugeordnet werden können, ist derzeit eine Quantifizierung der THG-Emissionen aus Vorleistungen wie der Bereitstellung von Futtermitteln aufgrund methodischer Fragen und fehlender Daten für Sachsen nur schwer möglich.

Entscheidend sind auch hier die betrachteten Systemgrenzen und Prozesse, die bewertet werden. Eine Auswahl zu THG-Emissionen aus der Produktion verschiedener Futtermittel zeigt beispielsweise FLACHOWSKY et al. (2011) (Tabelle im Anhang 9), aber auch, dass die frei werdenden THG-Emissionen aus der Erzeugung der Futtermittel aus Sicht der Autoren unterschiedlich bewertet und hier zum Teil auch nur Spannen angegeben werden.

Werden beispielsweise nur die Landnutzungsänderung durch den Sojaanbau, der für die Herstellung von Sojaschrot und Sojaöl für die Tierernährung von Bedeutung ist, aus Sicht des Klimaschutzes bewertet, ist Soja durch umgewandelte Flächen beispielsweise in Südamerika mit hohen Treibhausgasemissionen belastet. REICHERT & REICHARDT (2011) zeigen, dass die starke Ausweitung der Sojabohnenproduktion in Exportländern wie Brasilien, Argentinien und Paraguay zu unterschiedlichen Anteilen durch Umwandlung von Grünland, Baumsavanne und Regenwald verwirklicht wurde (Tabelle 47).

Tabelle 47: Prozentuale Anteile der Flächenänderung des Sojaanbaus für den Zeitraum 2000 bis 2009 (100 % entspricht der gesamten durch Sojaanbau ausgelösten Landnutzungsänderung in diesem Zeitraum)

Flächenänderung im Sojaanbau	von Regenwald	von Savanne mit Bäumen	von Grasland-Savanne/Weide	von anderen Ackerflächen
Argentinien	17,5 %		48,8 %	33,8 %
Brasilien	20,0 %	47,0 %	23,0 %	10,0 %
Paraguay	35,0 %		45,0 %	20,0 %

Quelle: REICHERT & REICHARDT (2011)

Nach der Auswertung von FLESSA et al. (2012), die auf der Literaturbewertung des IPCC (2006) beruht, führt die Umwandlung von Regenwald und Grünland zu Ackerland in Brasilien zu einer mittleren Gesamtemission über einen Zeitraum von 20 Jahren von rund 740 bzw. 206 t CO₂-Äquivalent/ha (37 bzw. 10,3 t CO₂-Äquivalent/ha und Jahr). Bei einem durchschnittlichen Ertrag von 2,7 t Sojabohnen in Brasilien 2006-2010 (FLESSA et al. 2012) ergeben sich entsprechende THG-Emissionen nur aus der Landnutzungsänderung von 13,7 t CO₂-Äquivalent/Tonne Sojabohnen nach der Umwandlung einer Fläche von Regenwald und 3,8 t CO₂-Äquivalent/t Sojabohnen nach der Umwandlung von Grünland.

1.4.3 Sonstige Vorketten

Neben den bereits ausführlich beschriebenen Prozessvorketten bei der N-Düngemittelherstellung und den Zukauffuttermitteln sind noch weitere Vorketten in Bezug auf Treibhausgasemissionen relevant. Obwohl die nachfolgend beschriebenen Prozessvorketten, einzeln betrachtet, jeweils nur einen geringen Anteil an den Gesamtemissionen haben, sollte deren Summe in der Gesamtbilanz nicht vernachlässigt werden.

Im Bereich der Düngemittel werden neben Stickstoff vor allem Nährstoffe in Form von Phosphat-, Kali- und Kalkdüngemitteln ausgebracht. Zur Ermittlung der THG-Emissionen der Herstellungsprozesse wurden analog zum N-Mineraldüngereinsatz die Inlandsabsätze der jeweiligen Düngemittel zugrunde gelegt (Destatis 2013b). In der nachfolgenden Auswertung beziehen sich die spezifischen Emissionen auf den Anteil des jeweiligen Nährstoffs. Bei Mehrkomponenten-Düngemitteln ist der N-bezogene Anteil bereits in Kapitel 1.4.1 bilanziert.

Eine weitere hier zu betrachtende Prozessvorkette ist die Herstellung von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide, Fungizide, Insektizide u. a.). Der Inlandsabsatz dieser Stoffe für die BRD wurde aus BVL (2011) entnommen und über Kostenansätze (StaLA BW 2011) für Sachsen anteilig berechnet. Im Jahr 2010 waren insgesamt 644 verschiedene Wirkstoffe zugelassen (BVL 2011), weshalb ein einheitlicher Emissionsfaktor für Pflanzenschutzmittel (PSM) hier stark fehlerbehaftet sein kann.

Die zur Berechnung der THG-Emissionen verwendeten Emissionsfaktoren entstammen alle der Datenbank GEMIS (2013). In Tabelle 48 sind die spezifischen und absoluten Emissionen der zusätzlich betrachteten Vorketten zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 48: THG-Emissionen weiterer Vorketten

Herstellungsprozess	Inlandsabsatz 2010 ¹⁾ [t]	Emissionsfaktor ²⁾ [kg CO ₂ e/kg]	Spezifische Emissionen [kg CO ₂ e/ha]	Gesamtemissionen [t CO ₂ e]
Pflanzenschutzmittel	2.124	12,31	36,0	26.147
Phosphatdünger	1.351	1,25	1,5	1.692
Kalidünger	6.933	1,20	9,1	8.299
Kalkdünger	121.188	0,31	41,2	37.568

Quelle: ¹⁾ BVL (2011), StaLa BW (2011), Destatis (2012c); ²⁾ GEMIS (2013)

Somit wurden etwa **73.706 t CO₂-Äquivalent** im Bezugsjahr 2010 durch die genannten Prozessvorketten emittiert.

1.5 Zusammenfassung der Emissionen

Gesamtübersicht der Emissionen

In den vorangegangenen Kapiteln wurde der IST-Stand der Treibhausgasemissionen (Bilanzjahr 2010) für die einzelnen landwirtschaftlichen Bereiche ausführlich dargestellt und diskutiert. In Abbildung 33 sind die THG-Emissionen der betrachteten Quellgruppen zusammenfassend dargestellt, die den Aktivitäten der sächsischen Landwirtschaft entweder direkt oder indirekt anzulasten sind. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass nur die Beiträge für die Quellgruppen „Pflanzenbau und Tierhaltung“ in der nationalen Emissionsberichterstattung für die Landwirtschaft in Bezug auf Sachsen (HAENEL et al. 2012) explizit ausgewiesen sind. Emissionen aus dem Bereich „Landnutzung und Landnutzungsänderung“ sind in UBA (2012b) für Gesamtdeutschland aufgeführt, sachsenspezifische Zahlen wurden auf Anfrage zur Verfügung gestellt. Andere relevante Emissionsquellen (Energieeinsatz, Mineraldüngerherstellung, Futtermittelimporte, Herstellung von Pflanzenschutzmitteln) wurden durch eigene Berechnungen abgeschätzt. Letztgenannte Quellen sind in der gesamtdeutschen Treibhausgasbilanz zumindest anteilig enthalten, insofern die entsprechenden Prozesse (Düngemittelherstellung, Energieerzeugung, Futtermittelproduktion) in Deutschland angesiedelt sind. Weitere Prozesse, die mit der landwirtschaftlichen Erzeugung in Verbindung stehen (z. B. Transporte von Dünge- und Betriebsmitteln), wurden nicht berücksichtigt. Neben den in Abbildung 33 dargestellten THG-Emissionen aus Pflanzenbau und Tierhaltung sind die durch Einsatz von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen vermiedenen Emissionen der Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung (siehe auch Kapitel 2.2.2) dargestellt, die von diesen Werte abziehen sind.

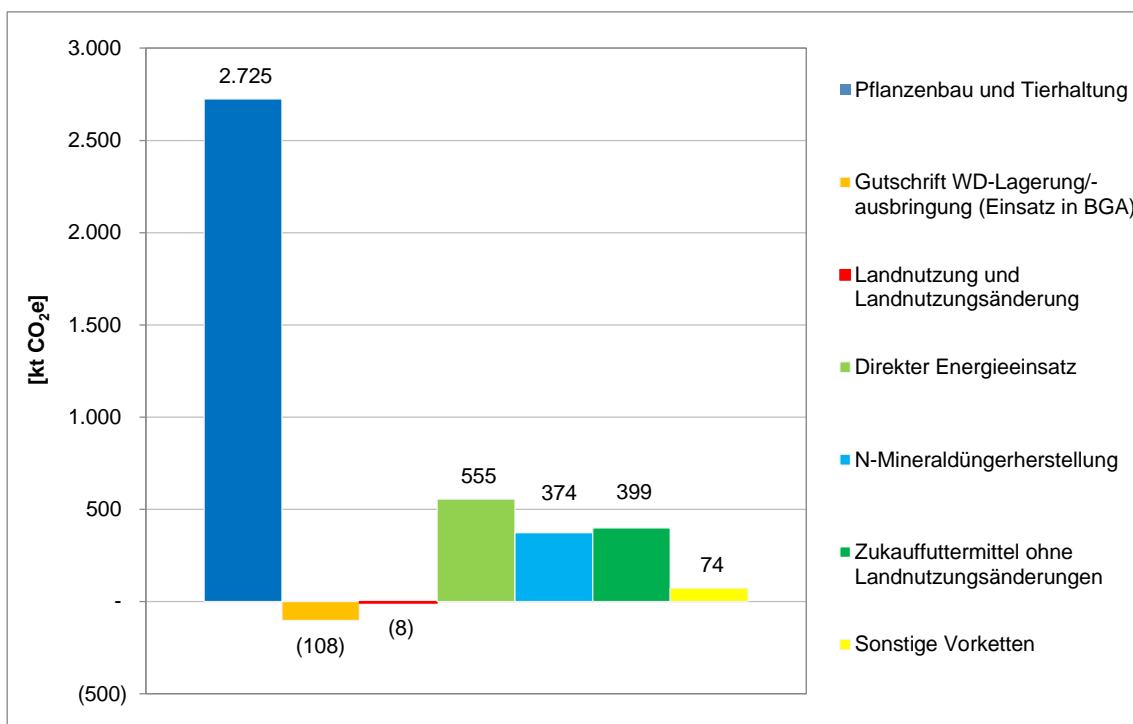


Abbildung 33: Zusammenfassung der THG-Emissionen in der sächsischen Landwirtschaft für das Jahr 2010

Die in Abbildung 33 dargestellten absoluten THG-Emissionen, die direkt oder indirekt den Aktivitäten der landwirtschaftlichen Urproduktion zuzurechnen sind, belaufen sich auf etwa 4.011 kt CO₂-Äquivalent/Jahr. Bezogen auf die Treibhausgasbilanz des Freistaates Sachsen für 2010 mit ca. 52.252 kt CO₂-Äquivalent/Jahr³ (LfULG 2012d), entspricht dies einem Anteil von 7,6 %. Weil insbesondere THG-Emissionen der Prozessvorketten (z. B. Mineraldünger- und Pflanzenschutzmittelherstellung, Erzeugung und der Transport von Zukauffuttermitteln) teilweise oder gänzlich außerhalb der sächsischen Landesgrenzen anfallen, führen diese zu einer leichten Überbewertung des Anteils der Landwirtschaft an der sächsischen

³ Der für Sachsen durch das LfULG (2012d) ausgewiesene Wert enthält die Daten nach HAENEL et al. (2012) für den Bereich Landwirtschaft (Pflanzenbau und Tierhaltung) in Höhe von 2.725 kt CO₂-Äquivalent/Jahr. Streng genommen müsste der Gesamtbetrag um den Wert vermiedener Lagerungsemissionen (102 kt CO₂-Äquivalent/Jahr) reduziert werden.

THG-Bilanz. Eine Darstellung ist jedoch im Sinne einer möglichst vollständigen Bilanzierung notwendig. Weiterführende THG-Minderungseffekte, die durch nachfolgende Verarbeitungs- oder Behandlungsprozesse landwirtschaftlicher Roh- oder Abfallstoffe (bei einer weiter gefassten Bilanzgrenzdefinition) auch der Landwirtschaft zugeschrieben werden können, sind im Kapitel 2 beschrieben.

Pflanzenbau und Tierhaltung

Die THG-Emissionen aus dem Pflanzenbau und der Tierhaltung stellen mit 2.617 kt CO₂-Äquivalent/Jahr die mit Abstand größte Emissionsquelle in der sächsischen Landwirtschaft dar. Die Gutschrift aus der Nutzung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen ist darin enthalten. Es wird deutlich, dass insbesondere durch die Düngung von landwirtschaftlich genutzten Böden hohe N₂O-Emissionen entstehen, gefolgt von Methanemissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern. N₂O- und CH₄-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement machen einen geringeren Teil aus. Die Methan- und Lachgasemissionen aus Pflanzenbau und Tierhaltung konnten im Jahr 2010 im Vergleich zu 1990 um ca. 31 % reduziert werden.

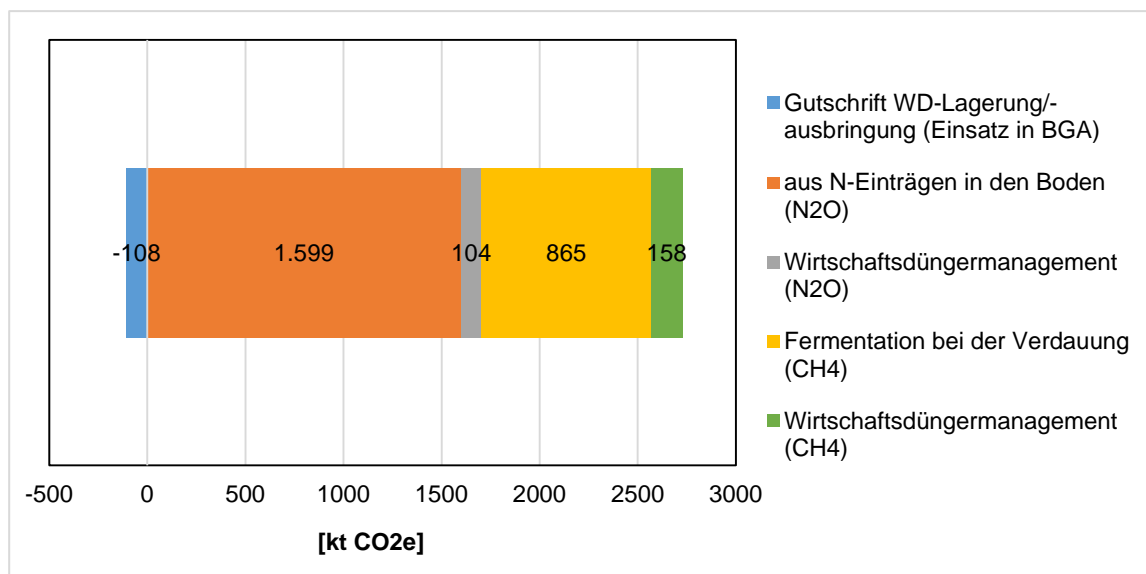


Abbildung 34: THG-Emissionen aus der Pflanzenproduktion und Tierhaltung für das Jahr 2010

Quelle: eigene Darstellung nach HAENEL et al. (2012); UBA (2012b)

Direkter Energieeinsatz

Im Bereich des direkten Energieeinsatzes wurde der Verbrauch an Strom, Brennstoffen und Diesel bewertet (Abbildung 35). Für alle Energieträger zusammen wurden insgesamt THG-Emissionen von 555 kt CO₂-Äquivalent ermittelt. Dabei ist der Verbrauch von Diesel die größte THG-Quelle in diesem Bereich. Auswertungsgrundlage sind die Buchführungsergebnisse der Landwirtschaft im Jahr 2010/2011 (SMUL 2012b), womit eine Hochrechnung der darin ausgewerteten Betriebe auf das Bundesland Sachsen erfolgte. Die Unsicherheit bei der Bestimmung der jeweiligen Emissionen ist relativ hoch, weil teilweise Annahmen getroffen und verallgemeinerte Ansätze verwendet wurden.

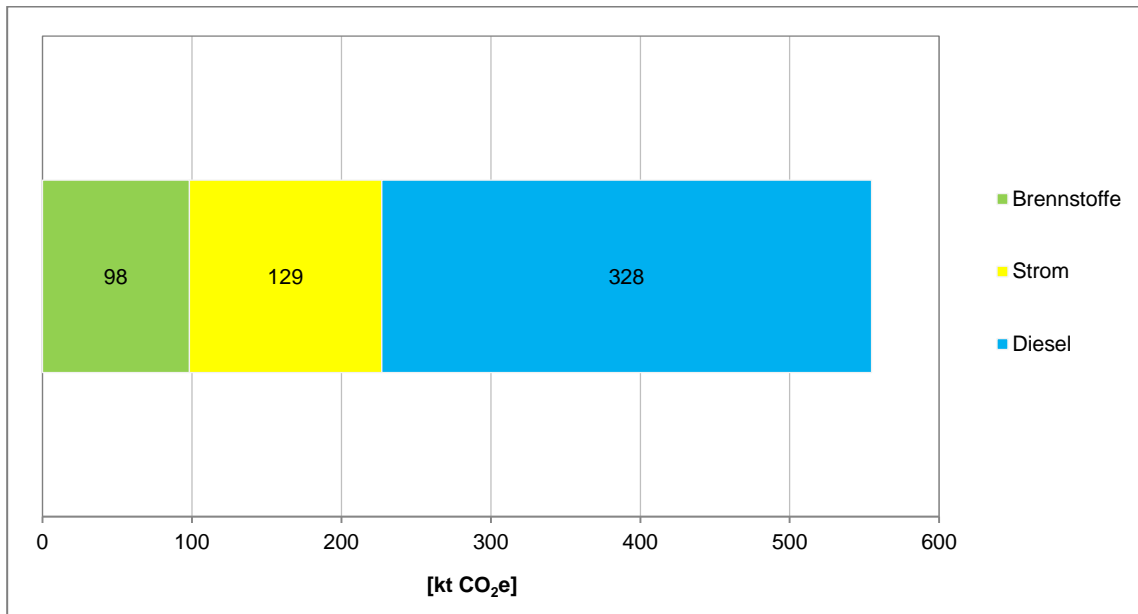


Abbildung 35: THG-Emissionen aus dem direkten Energieeinsatz für das Jahr 2010

Ausgewählte Vorketten: N-Mineraldüngerherstellung

Die Emissionen bei der Herstellung von N-Mineraldüngern beruhen auf dem Inlandsabsatz der jeweiligen Düngemittel. Im Jahr 2010 wurden demnach etwa 374 kt CO₂-Äquivalent durch die Herstellung der in Abbildung 36 dargestellten Düngemittel emittiert. Diese Zahlen beruhen auf Emissionsfaktoren für das Jahr 2006.

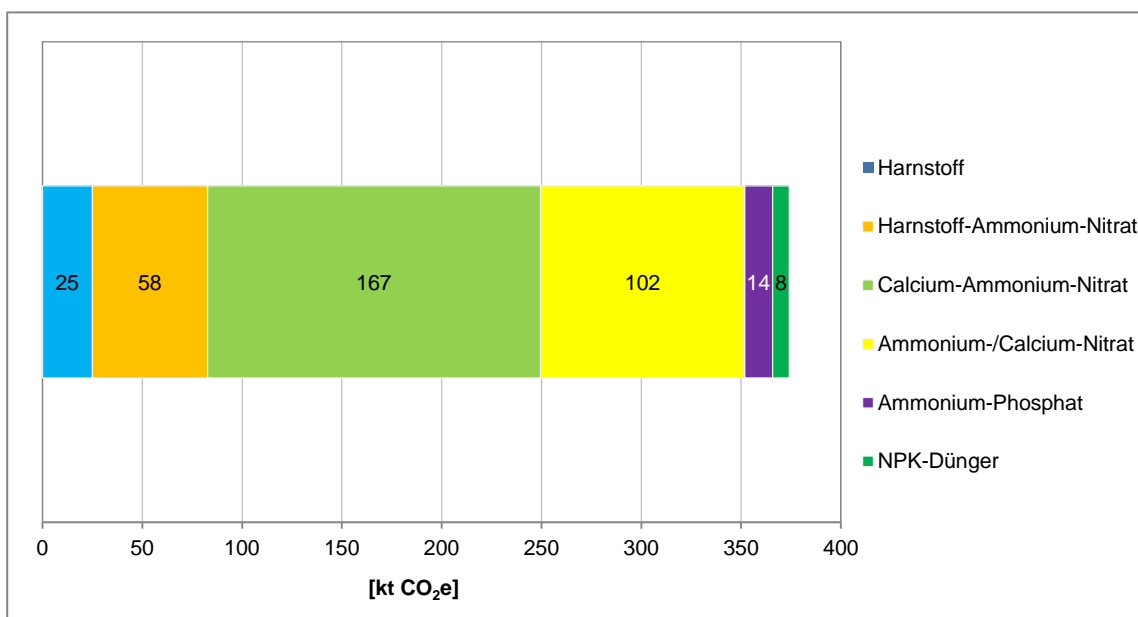


Abbildung 36: THG-Emissionen aus der Mineraldüngerherstellung für das Jahr 2010

Ausgewählte Vorketten: Zukauffuttermittel

Der Bedarf an Zukauffuttermitteln für den Freistaat Sachsen wurde über den Rohproteinbedarf des Tierbestandes und unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Futterrationen berechnet. Der Fokus wurde auf die Hauptproteinfuttermittel Soja- und Rapsschrot gelegt. Es wurden Emissionen aus dem Anbau über den N-Düngerbedarf bei bedarfsorientierter Düngung und Vorketten sowie Verarbeitungs- und Transportkosten berücksichtigt. Emissionen für das Koppelprodukt Öl wurden nicht berücksichtigt. Auch Landnutzungsänderungen wurden nicht berücksichtigt. In der Summe resultieren THG-Emissionen in Höhe von rund 274 kt CO₂-Äquivalent/Jahr für den Freistaat Sachsen. Emissionsschwerpunkt ist der Anbau. Soja zeigt höhere Emissionswerte je Tonne als Raps, insbesondere bedingt durch den Transport.

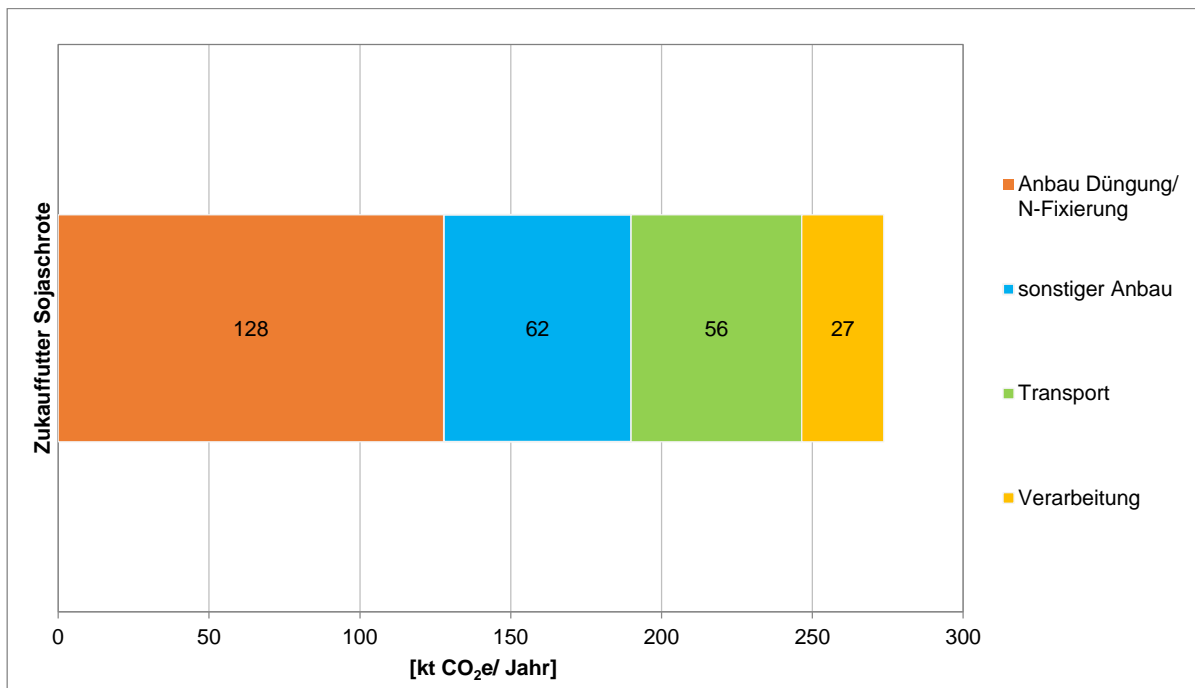


Abbildung 37: THG-Emissionen für das Zukauffuttermittel Sojaschrot für das Jahr 2010

Weitere THG-Emissionen in Höhe von 125 kt CO₂-Äquivalent/Jahr, die in der Gesamtbilanz des Freistaates Sachsen nicht enthalten sind, resultieren aus Transporten und der Verarbeitung einheimischer Rohstoffe (Raps, Getreide), die in Form von Mischfutterprodukten als Zukauffuttermittel in der Tierhaltung Verwendung finden (es wird unterstellt, dass die Emissionen aus dem Anbau dieser Stoffe über die flächenbezogene Bilanz bereits enthalten sind). Damit ergeben sich bilanzielle THG-Emissionen aus Zukauffuttermitteln in Höhe von ca. 399 kt CO₂-Äquivalent/Jahr.

Ausgewählte Vorketten: Sonstige

Zur Vervollständigung der Gesamtbilanz wurden zusätzlich weitere Prozessvorketten (Herstellung von Pflanzenschutzmitteln, Phosphat-, Kali- und Kalkdüngemitteln) berücksichtigt. Die Emissionen der einzelnen Vorketten sind als relativ gering einzuschätzen, in Summe ergeben diese jedoch eine nicht zu vernachlässigende Größenordnung von etwa 74 kt CO₂-Äquivalent/Jahr. Den größten Anteil daran haben die Herstellung von Kalkdünger und Pflanzenschutzmitteln.

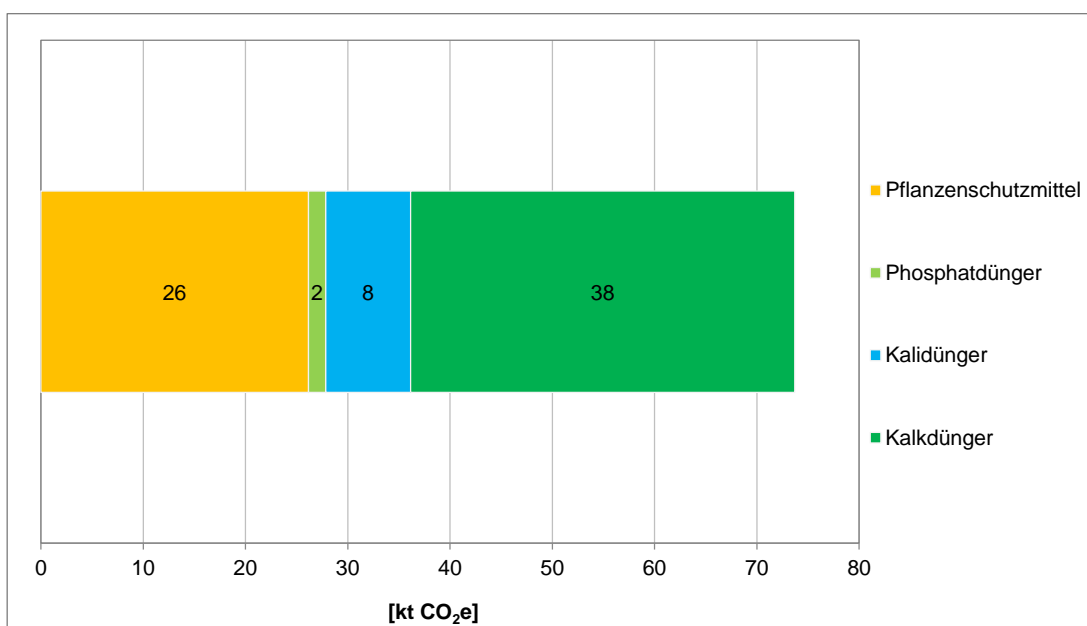


Abbildung 38: THG-Emissionen sonstiger Vorketten für das Jahr 2010

Landnutzung und Landnutzungsänderung

Der Bereich Landnutzung und Landnutzungsänderung in Sachsen ist im Jahr 2010 mit -8 kt CO₂-Äquivalent/Jahr (ohne Kalkung) als leichte THG-Senke zu bewerten. Insbesondere die Kategorie Grünland stellt eine Senke dar. Zum einen wurden Siedlungs- und Ackerflächen in bewachsene Flächen mit Gehölzen umgewandelt (C-Bindung durch Biomasse). Zum anderen geben statistische Auswertungen an, dass es zu keiner Abnahme der Grünlandflächen von 2003 bis 2010 kam, sondern eher eine leichte Zunahme der Grünlandflächen zu verzeichnen ist. Unterschiedliche Erfassungsmethoden stehen hierbei allerdings zur Diskussion. Eine THG-Quelle ist die Kategorie Acker, die u.a. die Emissionen aus umgewandelten Grünlandflächen hin zu Ackerflächen und Emissionen aus der Nutzung von Moorböden beinhaltet. Die Kategorie „Kalkung“ bezieht sich nicht auf Landnutzungsänderungen bzw. die Landnutzung, weil hier lediglich die Höhe der CO₂-Emissionen aus der Kalkung dargestellt wird. Seit 2007 ist für die Kalkung eine leichte Abnahme der CO₂-Emissionen zu verzeichnen.

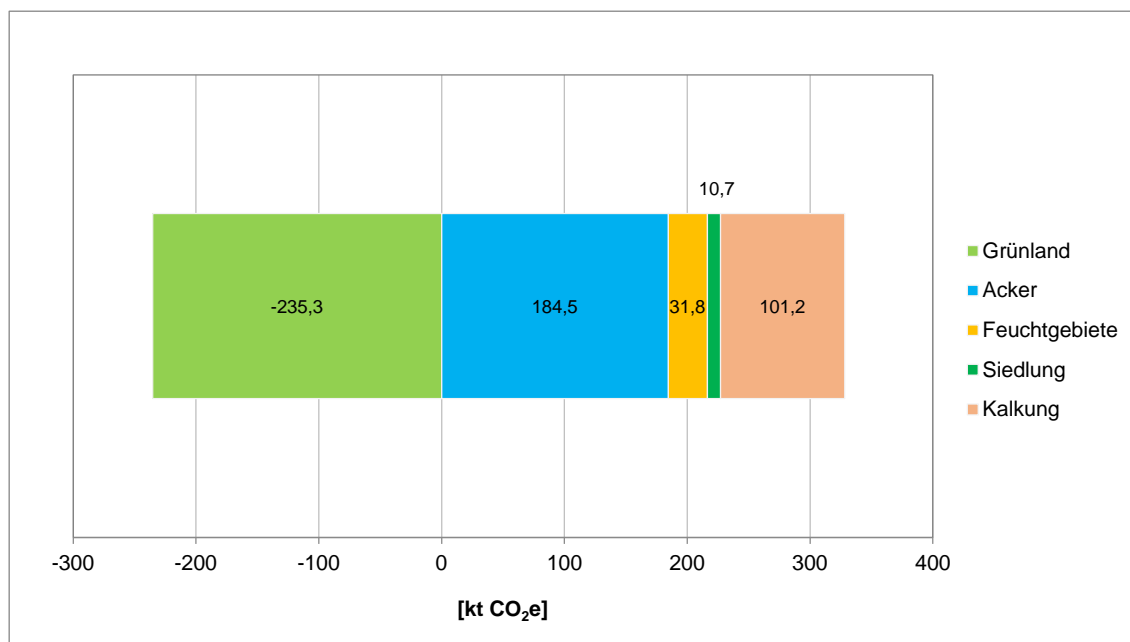


Abbildung 39: THG-Emissionen aus Landnutzung/Landnutzungsänderung für das Jahr 2010

2 Ist-Situation der Klimaschutzleistungen

2.1 Landnutzung

2.1.1 Erhalt und Etablierung von Grünland

Status quo

Etwa 20 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Sachsen wurde im Jahr 2010 nach Auswertungen des statistischen Landesamtes als Grünland bewirtschaftet. Hiervon wurden etwa 31 % als Wiesen, 64 % als Weiden (einschließlich Mähweiden und Almen) und zu etwa 4 % als ertragsarmes Dauergrünland genutzt (Landwirtschaftszählung 2010). Abbildung 40 zeigt die Entwicklung der Nutzungsformen der Grünlandbestände seit 2001. Hutungen und Dauerwiesen spielen in der Grünlandnutzung eine untergeordnete Rolle. Der Anteil der Dauerwiesen nimmt leicht zu, Mähweiden bleiben flächenmäßig auf einem ähnlich hohen Niveau.

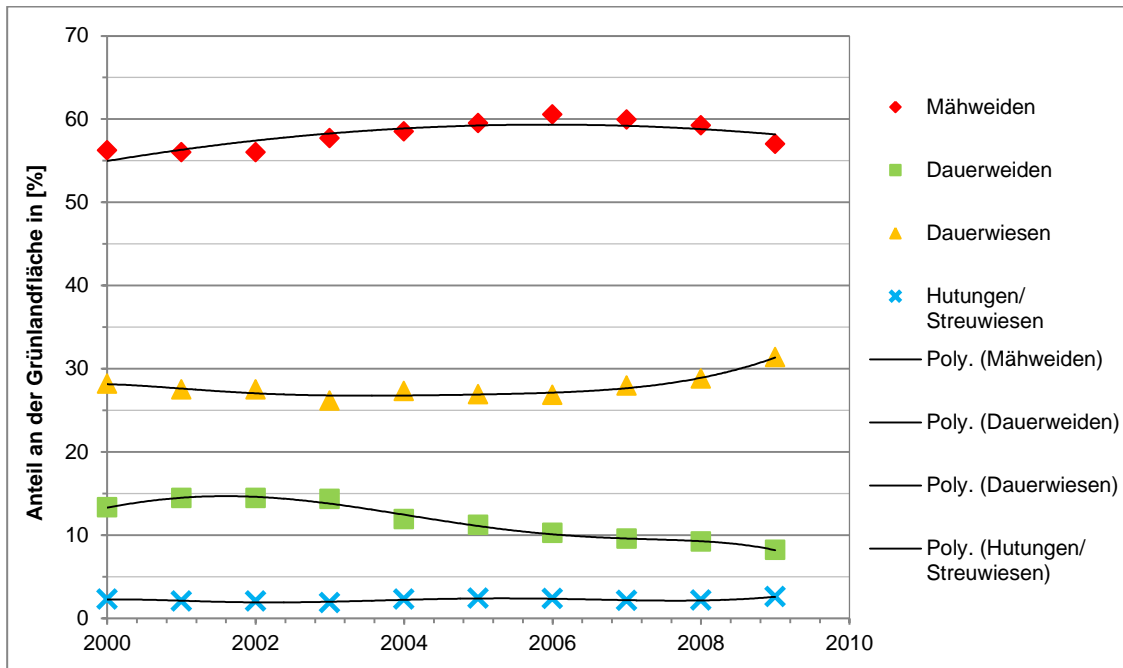


Abbildung 40: Nutzungsformen des Dauergrünlandes in Sachsen im Zeitraum 2000-2010

Quelle: RIEHL (2013)

Grünlandregionen finden sich überwiegend in den Direktionsbezirken Chemnitz und Dresden, hier vor allem im Erzgebirgskreis, Mittelsachsen, Vogtlandkreis und der Sächsischen Schweiz mit über 20.000 ha Dauergrünlandfläche (Abbildungen 41 bis 44).

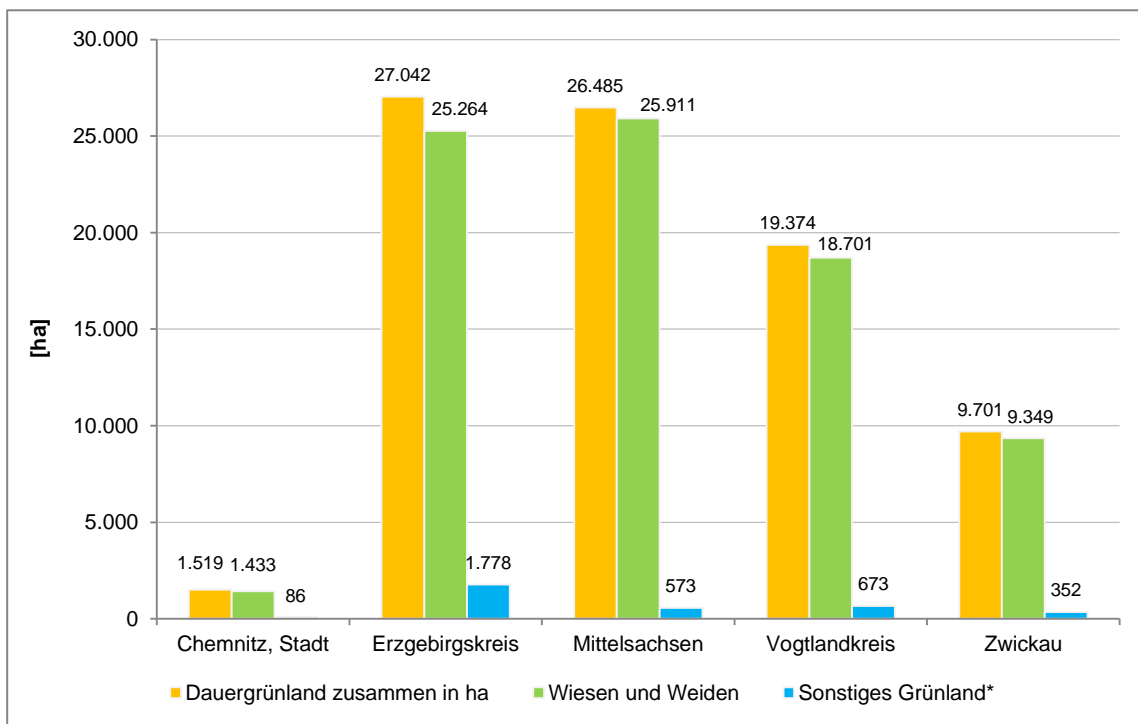


Abbildung 41: Grünlandflächen des Direktionsbezirks Chemnitz im Jahr 2010

Quelle: StaLa SN (2011c)

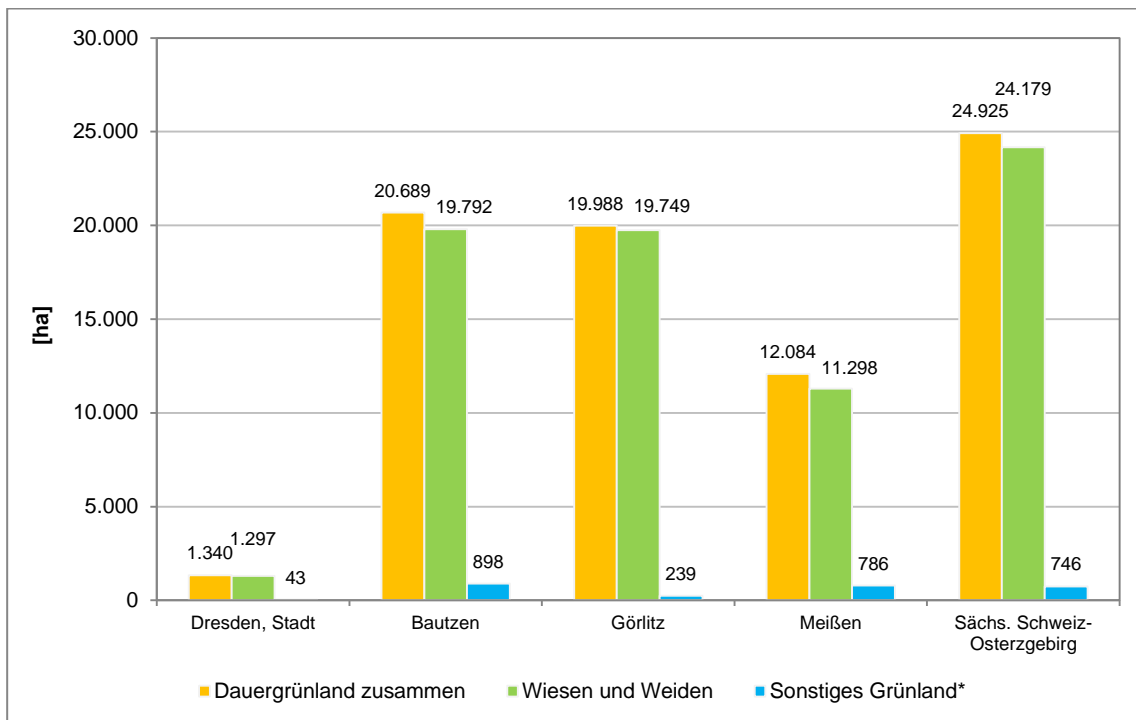


Abbildung 42: Grünlandflächen des Direktionsbezirks Dresden im Jahr 2010

Quelle: StaLa SN (2011c)

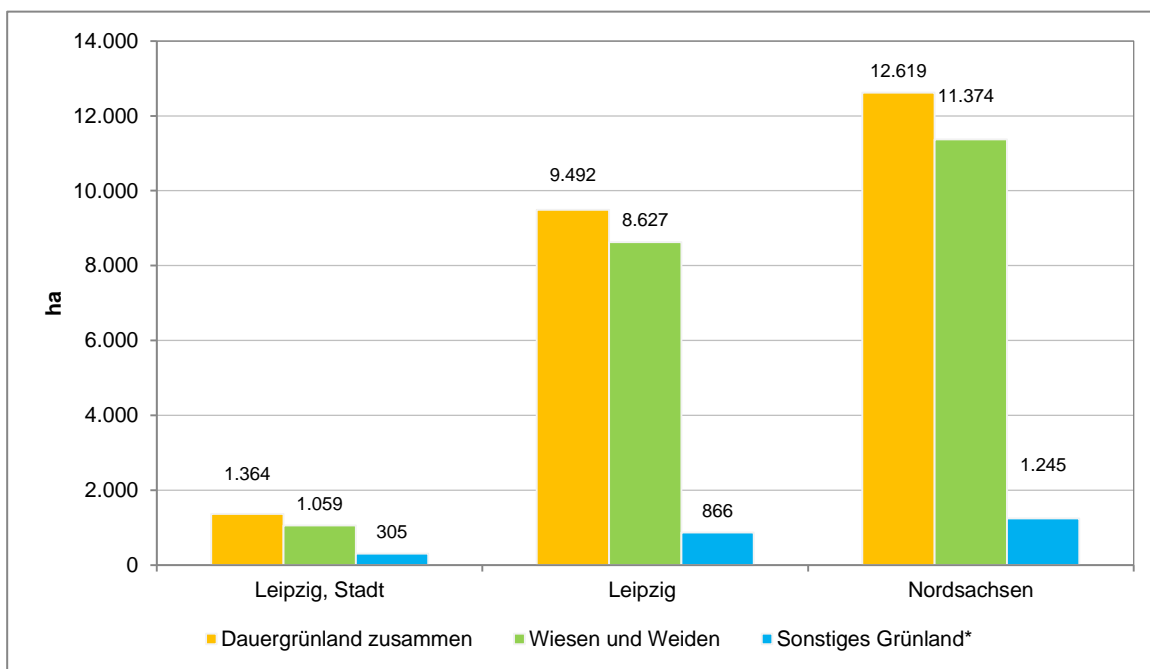


Abbildung 43: Grünlandflächen des Direktionsbezirks Leipzig im Jahr 2010

Quelle: StaLa SN (2011c)

Abbildung 44 zeigt, dass es insbesondere im Direktionsbezirk Chemnitz im Jahr 2003 einen Einbruch der Dauergrünlandfläche gab, während im Direktionsbezirk Leipzig ein großer Teil der Grünlandfläche im Jahr 2007 zurückging. Eine Zunahme der Grünlandflächen gab es in den Direktionsbezirken Dresden und Chemnitz ab dem Jahr 2007. Die Änderungen basieren auf den Wechsel der Erfassungseinheiten im Zuge der Kreisgebietsneugliederung, wobei beispielsweise der Landkreis Döbeln dem Direktionsbezirk Chemnitz zugeordnet wurde. Der Direktionsbezirk Chemnitz hat seit 2007 deutlich an Grünlandfläche gewonnen.

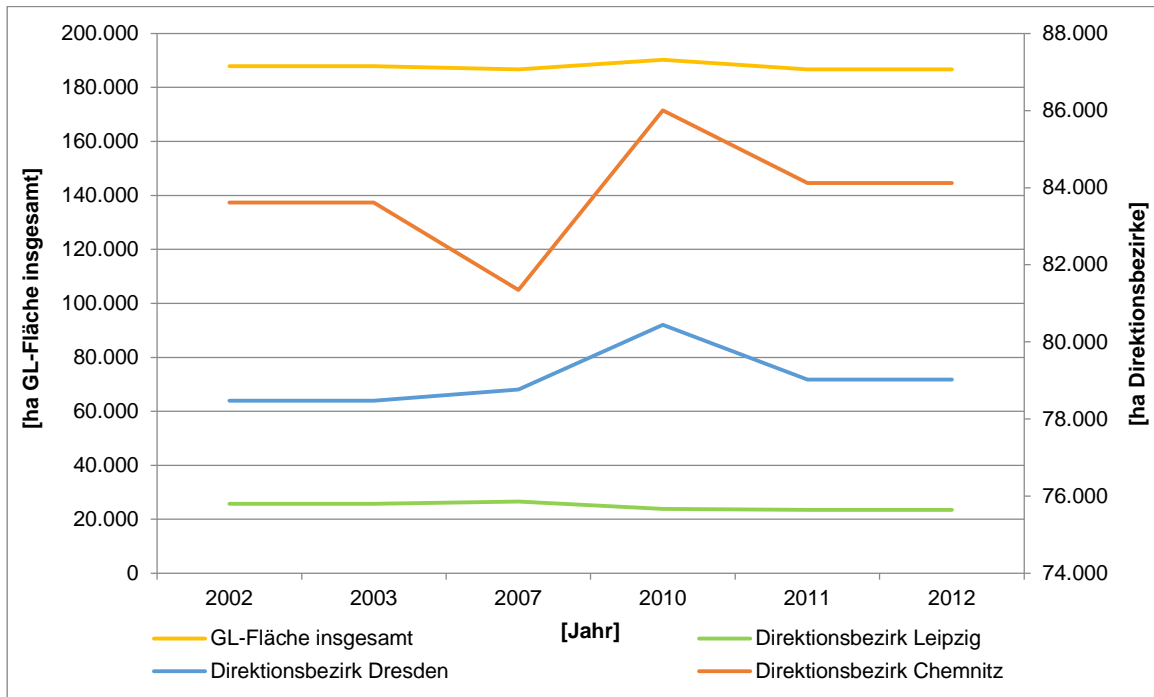


Abbildung 44: Entwicklung der Grünlandfläche in den Direktionsbezirken Sachsens von 2002-2012

Quelle: StaLa SN (2012h)

Wird der Grünlandverlust in Sachsen insgesamt seit dem Jahr 2003 betrachtet, ist ein Rückgang von etwa 3 % zu berücksichtigen (schriftl. Mittlg. HENK 2012) (vgl. Kapitel 1). Die Darstellung des Grünlandverlustes erfolgte auf Grundlage von Art. 84 Abs. 2 der Verordnung (EG) Nr. 1122/2009. Werden Grünlandflächen betrachtet, die im Rahmen der Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen in Sachsen etabliert worden sind, ist eine Umwandlung von Acker in Grünlandflächen von 5.152 Hektar erfolgt (LfULG 2012e) (Tabelle 49). Zusätzlich wurden bis 2011 etwa 842 ha als Grünstreifen angelegt.

Tabelle 49: EPLR-Zielvorgabe und Realisierungsstände der AuW Maßnahmen G 10 Umwandlung von Acker in Dauergrünland zur Reduzierung von Stoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer

AuW-Maßnahme	Zielvorgabe EPLR [ha]	2008 [ha]	2009 [ha]	2010 [ha]	2011 [ha]	Zielerfüllung (2011) [% zur Zielvorgabe]
G10 Umwandlung von Acker in Dauergrünland	6.000	-	-	3.960	5.152	86
S5 Anlage von Grünstreifen	800	-	-	663	842	105

Quelle: LfULG (2012e)

Etablierte Grünlandflächen durch die Umsetzung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Rahmen des Naturschutzrechtes konnten aufgrund fehlender Datenbasis nicht ermittelt werden.

Bewertung Treibhausgasemissionen

Bewertung CO₂-Emissionen

Grünlandumbruch: Kontroverse Diskussionen gibt es in Bezug auf die C-Senkenwirkungen von landwirtschaftlich genutzten Böden als Klimaschutzleistung der Landwirtschaft (JANZEN 2006; LAL 2011; POWLSON et al. 2011; SMITH et al. 2005). Zum einen ist die Speicherung von organischem Bodenkohlenstoff mengenmäßig und zum anderen zeitlich begrenzt, da sich nach einigen Jahren ein neues Humusgleichgewicht einstellt (FREIBAUER et al. 2004; JOHNSTON et al. 2009). Ein Klimaschutzbeitrag kann durch die C-Sequestrierung in Grünlandböden somit nur dann geleistet werden, wenn der Grünlanderhalt dauerhaft sichergestellt ist. Sobald Grünlandböden umgebrochen werden, findet nach FREIBAUER et al. (2004); GUO & GIFFORD (2002); IPCC (2006); JOHNSTON et al. (2009); POEPLAU et al. (2011) eine Abnahme der organischen C-

Vorräte statt. Folglich wirkt der Umbruch von Grünlandfläche als CO₂-Quelle. Die Höhe der Abnahme ist von verschiedenen Faktoren abhängig und sehr variabel. So spielen Boden- und Klimafaktoren wie Tongehalt, Hydromorphiegrad, die Durchschnittstemperatur (JOHNSTON et al. 2009; POEPLAU et al. 2011), aber auch die zu betrachtenden Bodentiefen eine Rolle.

Die größten Unterschiede der C-Vorräte in Acker- und Grünlandböden sind in den oberen 10 cm Bodentiefe zu verzeichnen. Das Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) (2003) zieht zur Bewertung der C-Vorratsänderungen in unterschiedlichen Böden die ersten 30 cm Bodentiefe heran. Die Mehrzahl der Studien berichtet bei Grünlandumbruch je nach betrachteter Bodentiefe und beeinflussenden Faktoren von einem Verlust an organischer Bodensubstanz innerhalb von 20-50 Jahren von 25-59 % (MARTENS et al. 2003; JOHNSTON et al. 2009; GUO & GIFFORD 2002). Die Metastudie von POEPLAU et al. (2011) zeigt, dass unter gemäßigten Klimabedingungen im Mittel 36 % ± 5 % des organischen Kohlenstoffvorrats in 0-27 cm Bodentiefe verlorengehen. Auch IPCC (2006) schätzt die Abnahme des organischen Bodenkohlenstoffvorrats innerhalb von 20 Jahren bei Umwandlung eines nachhaltig bewirtschafteten Grünlandes hinzu einer mit konventioneller Bodenbearbeitung bewirtschafteten Ackerlandes auf 29 % in 0-30 cm Tiefe. UBA (2012a) geht bei Grünlandumbruch von einer Kohlenstoffvorratsänderung innerhalb von 20 Jahren von 17,4 Tonnen CO₂-C/ha aus. Dies entspricht einer CO₂-Freisetzung von rund 64 t CO₂/ha und einer Abnahme des C-Vorrates um rund 22 %. Allerdings steigt die absolute Höhe der CO₂-Emissionen an, je höher der Vorrat an organischer Bodensubstanz ist. Wird die in Sachsen von 2003 bis 2011 im gesamten Zeitraum umgebrochene Grünlandfläche von 6.045 Hektar (schriftl. Mittlg. HENK 2012) zugrundegelegt, ist mit einer CO₂-Freisetzung jährlich von 19.284 t CO₂ auszugehen. Unterschiedliche Standortbedingungen und Vorräte an organischer Bodensubstanz sind hierbei nicht berücksichtigt. Der C-Abbau findet in den ersten Jahren nach dem Umbruch besonders stark statt. Es stellt sich erst nach mehreren Jahren je nach Standortbedingungen ein neues Humusgleichgewicht ein. Nach POEPLAU et al. (2011) wird auf mineralischen Böden nach Grünlandumbruch unter gemäßigten Bedingungen ein neues Gleichgewicht im Durchschnitt erst nach 17 Jahren erreicht.

Umwandlung von Acker in Grünland: Der Aufbau der organischen Substanz bei Umwandlung von Acker in Grünland erfolgt deutlich langsamer. Die Höhe der potenziellen Kohlenstofffestlegung wird dabei durch die Art der Vornutzung der Ackerfläche, durch Bodeneigenschaften, die Temperatur sowie durch die Art und Intensität der Grünlandbewirtschaftung beeinflusst (AMMANN et al. 2007; CONANT et al. 2001; IPCC 2006; JONES & DONNELLY 2004). Dabei gilt generell die Regel „slow in and fast out“, d. h. dass der Abbau der organischen Substanz deutlich schneller erfolgt als der Aufbau. POEPLAU et al. (2011) ermittelten bei einem Ausgangs-Bodenkohlenstoffgehalt von 46 ± 21 t C/Hektar eine C-Anreicherung von insgesamt 40 ± 11 % (ca. 18 t C/Hektar) nach 20 Jahren und nach 100 Jahren von 128 ± 23 % (ca. 58 t C/Hektar). Ein neues Humusgleichgewicht wird erst nach über 125 Jahren erreicht (FREIBAUER et al. 2004; JOHNSTON et al. 2009). Aufgrund des sehr langen Zeithorizonts der Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrats und fehlender Untersuchungen, die diesen Zeithorizont einschließen, sind die Angaben zur Veränderung der Bodenkohlenstoffvorräte durch die Etablierung von Dauergrünland mit großen Unsicherheiten behaftet (FLESSA et al. 2012). Auch die IPCC-Richtlinien (2006) weisen durch den Einfluss der Art und der Intensität der Vor- und Nachnutzung eine große Spannweite für die Kohlenstofffestlegung bei der Umwandlung von Acker- zu Grünland aus (Zunahme um 14 bis 56 %). UBA (2012a) geht rechnerisch davon aus, dass genauso viel Boden-C innerhalb von 20 Jahren festgelegt wird wie nach Grünlandumbruch freigesetzt wird.

Es bestehen allerdings große Unsicherheiten über die Höhe der Festlegung von organischem Bodenkohlenstoff aufgrund der genannten Faktoren und der zeitlichen Dynamik der C-Sequestrierung, sobald die Bewirtschaftung geändert wird. Dabei können beispielsweise Grünlanderneuerungsmaßnahmen ähnlich hohe Emissionen verursachen wie ein Grünlandumbruch (FLESSA et al. 2012). Auch die Teilnahme an Maßnahmen wie die „Umwandlung von Ackerland in Dauergrünland (G10)“ oder Etablierung von Grünland durch die Umsetzung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen stellt nicht den dauerhaften Erhalt der etablierten Grünlandflächen sicher, weil die Maßnahmenlaufzeit beispielsweise 5 Jahre beträgt. Auch die Durchführung der Maßnahme „Anlage von Grünstreifen auf dem Ackerland (S5)“ gewährleistet nicht eine dauerhafte Etablierung des Grünstreifens und führt daher aus Sicht des Klimaschutzes nicht zu einer Treibhausgasminderung aus der Kohlenstofffestlegung.

UBA (2012a) gibt unter Berücksichtigung der Unsicherheiten einen repräsentativen, nach Ausgangssubstrat und Klimaregion flächengewichteten Kohlenstoffvorrat für Mineralböden bis 30 cm Bodentiefe an. Dementsprechend weisen Grün-

landböden im Mittel einen Kohlenstoffvorrat von rund 77,4 t C/ha (283,8 t CO₂/ha) (Unsicherheitsbereich für Grünlandflächen Deutschlands: 45,9-77,9 %) auf.

Wird von diesem unterstellten mittleren Kohlenstoffvorrat ausgegangen, ist bei Verrechnung mit der 2011 bestehenden Grünlandfläche in Sachsen (schrftl. Mittlg. HENK 2012) eine C-Festlegung von 52.888 kt CO₂ möglich. Allerdings ist dies ein überschlägiger Wert, der für den Grünlandbestand im Jahr 2011 gilt und nicht die unterschiedlichen zu berücksichtigenden und bereits erwähnten Variablen bewertet, die je nach Grünlandstandort von Bedeutung sind.

Bewertung N₂O-Emissionen

Ein entscheidender Faktor für die Freisetzung der N₂O-Emissionen ist die Nitratverfügbarkeit in Böden (RUSER et al. 2001). Lachgas entsteht dabei hauptsächlich als Nebenprodukt der Nitrifikation und als Zwischenprodukt der Denitrifikation über den entsprechenden N-Eintrag (DAVIDSON 1991). Der N-Eintrag kann über die Düngung (organisch, mineralisch), N-Deposition, Pflanzenreststoffe, biologische N-Fixierung, aber auch N-Freisetzung aus dem Bodenpool erfolgen. Außerdem spielen bei der Entstehung von N₂O-Emissionen Klimafaktoren wie Niederschlag, Temperatur, Frostperioden sowie Eigenschaften des Oberbodens (Bodenstruktur und Textur, Humusgehalt, Stickstoffgehalt, pH-Wert, Bodenbelüftung) (MOSQUERA et al. 2007; LI et al. 2005; GRANLI & BOCKMAN 1995) sowie das Verhältnis von N-Input zu N-Output (KAISER & RUSER 2000) eine Rolle.

Erhöhte direkte N₂O-Emissionen entstehen dabei durch die genannten mikrobiellen Umsetzungsprozesse nach **mineralischer und organischer Düngung der Acker- und Grünlandflächen** (IPCC 2006). Indirekte Emissionen werden durch die Auswaschung von Nitrat sowie Oberflächenabfluss frei und über die gasförmigen Emissionen von reaktiven N-Verbindungen (größtenteils NH₃), die über die Deposition eingetragen werden. Die eingetragenen reaktiven N-Verbindungen unterliegen damit wiederum Denitrifikation und Nitrifikationsprozessen, die zur Entstehung von N₂O-Emissionen führen können (IPCC 2006).

Infolge der Düngung von Grünlandstandorten können hohe N₂O-Emissionen frei werden, die die C-Sequestrierung der bestehenden Grünlandbestände, kompensieren können. Die Höhe der N₂O-Emissionen aus der Grünlandnutzung variiert je nach Bewirtschaftungsintensität (vgl. Kapitel Grünlandmaßnahme). Folglich wäre auch eine Umwandlung von Acker in intensiv genutzte Grünlandstandorte als Klimaschutzmaßnahme fraglich. Eine extensive Nutzung des Grünlandes, die nicht ertragsorientiert ist und nicht gedüngt wird (AuW-Maßnahme Anlage von Grünstreifen - S5), kann einen Klimaschutzbeitrag infolge geringere N₂O-Emissionen aus der Düngung leisten (vgl. Kapitel Zwischenfruchtanbau/Untersaat/Grünstreifen auf Ackerland/bodenschonender Ackerfutterbau). Semiintensiv genutzte Grünlandflächen bzw. weißkleebasierte Systeme mit mäßiger N-Düngung können einen Klimaschutzbeitrag leisten, wenn vorhandene organische sowie mineralische Dünger effizient eingesetzt werden.

Grünlandumbruch verursacht durch den verstärkten Abbau der organischen Bodensubstanz eine hohe Freisetzung von mineralischem Stickstoff, der sowohl zu direkten als auch indirekten (Nitrat Auswaschung) N₂O-Emissionen führt. VELTHOF et al. (2002) zeigen beispielsweise, dass die N-Mineralisation im ersten Jahr nach Grünlandumbruch zwischen 127 und 400 kg N/ha in Abhängigkeit des Bodentyps, Humusgehalt, N-Düngung und Management variieren kann. Eine erhöhte Nitratkonzentration nach Grünlandumbruch, die grundwasserbelastend sein können, zeigen auch KAYSER et al. 2008; MACDONALD et al. 2011; VELTHOF et al. 2010; WHITMORE et al. 1992).

FLESSA et al. (2012) fassen mehrere Studien zusammen, die bestätigen, dass durch eine erhöhte N-Mineralisation durch Grünlandumbruch auch erhöhte N₂O-Emissionen frei gesetzt werden können. UBA (2012a) bestimmt die N₂O-Emissionen infolge des Grünlandumbruches, indem ermittelte Kohlenstoffvorratsänderungen durch die flächengewichteten mittleren C/N-Verhältnisse der entsprechenden Böden dividiert werden und damit die absoluten Veränderungen im Stickstoffvorrat der Böden errechnet wird. Der damit errechnete frei gesetzte Stickstoff aus dem Bodenpool wird entsprechend mit dem IPCC-EF von 0,0125 kg N₂O-N/kg N (Unsicherheitsbereich: 0,0025-0,0225 kg N₂O-N/kg N) verrechnet (IPCC 2003). Die Lachgasemissionen unterliegen ebenfalls der Übergangszeit und werden analog zu den Kohlenstoffvorratsänderungen auf 20 Jahre verteilt. Pro Jahr entstehen damit bei Umwandlung von Grünland in Acker 0,86 kg N₂O-N/ha bei einem angegebenen Unsicherheitsbereich von 85-95 % (UBA 2012a). Wird zugrundegelegt, dass im Jahr 2011 6.045 ha (schrftl. Mittlg.

HENK 2012) Grünland umgebrochen waren, kann von einer jährlichen Emissionen von etwa 8 t N₂O-Emissionen zuzüglich der frei werdenden CO₂-Emissionen ausgegangen werden.

Werden die N₂O- und CO₂-Emissionen bezogen auf das Jahr 2011 für die sachsenspezifischen Daten zu den Grünlandumbruchsflächen insgesamt summiert, ist eine jährliche THG-Emission von etwa 22 kt CO₂-Äquivalent möglich. Aufgrund unterschiedlicher Flächenangaben zu den umgebrochenen Grünlandflächen in Sachsen, die im Kapitel 1 bereits dargestellt sind, und der Interpolation der Emissionen über 20 Jahre in UBA (2012a), ist ein direkter Vergleich der Emissionen aus dem Bereich Landnutzungsänderungen im Kapitel 1 nicht möglich.

Zusammenfassende Bewertung

Der Erhalt von Grünland reduziert im erheblichen Maße die Entstehung von Treibhausgasemissionen. Das Potenzial, CO₂ und N₂O-Emissionen durch diese Klimaschutzleistung zu reduzieren, ist standortabhängig und wird durch den Vorrat an organischer Bodensubstanz beeinflusst. Von besonderer Bedeutung sind hierbei die Grünlandstandorte, die hohe Bodenkohlenstoffvorräte aufweisen. Entsprechend der nationalen Emissionsberichterstattung 2012, die sich u. a. auf mittlere Kohlenstoffvorräte (Grünland 77 t C in 0-30 cm) stützt, kann ein Verzicht auf Grünlandumbruch Emissionen um 72 t CO₂-Äquivalent/ha mindern.

Die Klimaschutzleistung dieser Maßnahme ist nur bei dauerhaftem Schutz und der Erhaltung des Grünlandes gegeben. Dies gilt ebenfalls für die Neuetablierung von Grünland. Ohne die Sicherstellung der dauerhaften Umwandlung von Acker in Grünland ist kein THG-Minderungspotenzial auszuweisen, weil sich die Anreicherung von Kohlenstoff über mehrere Jahrzehnte erstreckt und zudem zeitlich und mengenmäßig begrenzt ist. Daher ist aus langfristiger Sicht nicht die Umwandlung von Acker- in Grünlandstandorte klimawirksam, sondern die Art der Bewirtschaftung und die bewirtschaftungsbedingten Emissionen. Hinweise hierzu gibt das Kapitel 2.1.2.

Weitere Nebeneffekte und Wechselwirkungen

Der Erhalt und die Etablierung von Grünland sind sowohl aus Wasser- als auch aus Naturschutzsicht von Bedeutung. Die Gefahr der Nitratauswaschung infolge des Umbruchs kann reduziert werden, aber auch der Erosionsschutz in Überschwemmungsgebieten und Hanglagen ist zu berücksichtigen. Ein Verlust von artenreichem Grünland zieht nicht nur den Verlust von Tier- und Pflanzenarten nach sich, sondern auch Verinselungen von verbleibenden Grünlandrestbeständen und damit Aufhebung von Biotopverbänden. Ein Schutz von artenreichem Grünland und Grünland in Wasserschutzgebieten ist daher besonders wertvoll.

Verdrängungseffekte können durch die Limitierung der Umwandlung von Grünland in Acker entstehen, wenn es zu indirekter Landnutzungsänderung an anderer Stelle kommt. Die Treibhausgasbilanz hängt hierbei davon ab, welche Standortbedingungen vorliegen und wie die vorherige Nutzung war.

Ist-Situation der Klimaschutzleistung in Sachsen

Eine Klimaschutzleistung ist durch den Erhalt von Grünland dann gegeben, wenn auf Umbruch von Grünlandflächen durch entsprechende fachliche Regelungen verzichtet wird. Zusätzliche Emissionen in Höhe von 72 t CO₂-Äquivalent/Hektar können hierdurch vermieden werden. Bei dauerhaftem Erhalt des derzeitigen Grünlandes können bei der 2011 bestehenden sächsischen Grünlandfläche als grobe Annäherung ohne Berücksichtigung der verschiedenen Standortbedingungen etwa 52.888 kt CO₂ festgelegt werden. Allerdings sind hier weder die Art der Bewirtschaftung noch bewirtschaftungsbedingte Emissionen berücksichtigt, die gegenzurechnen sind. Bewirtschaftungsbedingte Emissionen werden im Kapitel 2.1.2 näher erläutert.

Die Klimawirksamkeit der substanziellen Ausweitung von Grünlandflächen in Sachsen ist begrenzt, weil die Anreicherung von CO₂ C ein zeitlich und mengenmäßig begrenzter Prozess ist und ebenfalls mögliche Leakage-Effekte berücksichtigt werden müssen. Eine Verlagerung der Emissionen kann zu einer negativen THG-Bilanz führen.

Tabelle 50: Klimaschutzleistung durch den Erhalt und den Bestand von Grünland in Sachsen

Klimaschutzleistung durch:	[kg N ₂ O/ha]	[t CO ₂ /ha]	Summe [t CO ₂ e/ha]	[CO ₂ in kt]
Einsparung Emissionen bei Verzicht auf Grünlandumbruch (Zeithorizont 20 Jahre)	27	64	72	
CO ₂ -Festlegung durch den derzeitigen Grünlandbestand (2011) in Sachsen				52.888

Fazit

Der Erhalt von Grünland vermeidet zusätzliche THG-Emissionen aus der Landwirtschaft. Der Schutz von Grünlandflächen insbesondere mit hohen Gehalten an organischem Bodenkohlenstoff ist aus Sicht des Klimaschutzes zu fördern, wenngleich zu berücksichtigen ist, dass die Anreicherung von Boden-C zeitlich und mengenmäßig begrenzt ist. In Sachsen standen zwischen 2002 und 2012 Grünlandumbrüche und Grünlandneuanlagen ungefähr im Gleichgewicht, sodass es absolut zu keiner Änderung der Grünlandfläche gekommen ist. Eine THG-Minderungsleistung kann nicht ausgewiesen werden. Auf die Problematik des Grünlandumbruches, auch bei Wiederanlage, wurde verwiesen.

2.1.2 Grünlandmaßnahmen

Status quo

Etwa 20 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Sachsen werden, wie in Kapitel 2.1.1 bereits beschrieben, durch Grünlandflächen bestimmt (StaLa SN 2011c). Kapitel 2.1.1 zeigt die entsprechenden Nutzungsvarianten der Grünländer in Sachsen. Hutungen und Dauerwiesen spielen in der Grünlandnutzung eine untergeordnete Rolle. Der Anteil der Dauerwiesen nimmt leicht zu, Mähweiden bleiben flächenmäßig auf einem ähnlich hohen Niveau. Zusätzlich zu den herkömmlichen Nutzungsvarianten der Grünlandbestände in Sachsen werden im Rahmen der Durchführung von Grünlandmaßnahmen nach der Richtlinie AuW/2007 und der Richtlinie NE/2007 Nutzungseinschränkungen berücksichtigt, die beispielsweise einen Düngeverzicht nach sich ziehen.

Tabelle 51 und Tabelle 52 stellen die derzeitige Umsetzung der Agrarumweltmaßnahmen nach der RL AuW/2007 sowie der Grünlandmaßnahmen nach der RL NE/2007 zusammen (SMUL 2011).

Tabelle 51: Beantragte Flächen in ha im Bereich G „Extensive Grünlandwirtschaft, Naturschutzgerechte Grünlandbewirtschaftung und Pflege“ 2010 (Bewilligung 2011)

Richtlinie AuW/2007, Bereich G	Fläche [ha]
Extensive Grünlandwirtschaft	
G1 Extensive Grünlandwirtschaft	30.804
a) Weide	24.425
b) Wiese	6.379
Naturschutzgerechte Grünlandbewirtschaftung und Pflege	
<i>Naturschutzgerechte Wiesennutzung</i>	
G2 mit Düngeverzicht vor erster Nutzung	2.998
G3 mit Düngeverzicht	14.475
a) erste Nutzung frühestens ab 15. Juni	11.275
b) erste Nutzung frühestens ab 15.Juni	3.200
G4 mit Düngeverzicht-Aushagerung	130
G5 mit Düngeverzicht - Nutzungspause	782

Richtlinie AuW/2007, Bereich G	Fläche [ha]
Naturschutzgerechte Beweidung	
G6 mit später Erstnutzung	4.733
G7 Hutung mit Schafen und Ziegen	2.752
a) Hutung von Dauergrünlandflächen	1.993
b) Hutung von Heideflächen	759
G8 wird nicht angeboten	
G9 Anlage von Bracheflächen und Brachestreifen auf Grünland	360

Quelle: SMUL (2011)

Tabelle 52: Beantragte Flächen im Bereich Naturschutzgerechte Nutzung und Pflege von Grünland und sonstigen Offenflächen (NG) 2010 nach RL NE/2007

Maßnahme (RL NE/2007)	Abkürzung Maßnahmentyp	Fläche [ha]
Naturschutzgerechte Grünlandnutzung-Frühe Nutzung (NG1)	erst Nutzung durch Mahd und/oder Beweidung	99,62
	erste Nutzung mit Staffelmahd	3,06
Naturschutzgerechte Wiesennutzung mit Düngungsverzicht vor erster Nutzung (NG2)	erste Nutzung ab 1.Juni	15,41
	erste Nutzung ab 1.Juni mit Staffelmahd	0,58
	erst Nutzung ab 15. Juni	41,38
	erste Nutzung ab 15.Juni mit Staffelmahd	1,55
Naturschutzgerechte Wiesennutzung mit Düngungsverzicht (NG3)	erste Nutzung ab 1.Juni	31,68
	erste Nutzung ab 1.Juni mit Staffelmahd	11,18
	erst Nutzung ab 15. Juni	97,6
	erste Nutzung ab 15.Juni mit Staffelmahd	59,72
	erst Nutzung ab 15. Juli	51,94
	erste Nutzung ab 15.Juli mit Staffelmahd	22,66
Naturschutzgerechte Wiesennutzung mit Düngungsverzicht-Aushagerung (NG4)	dreimalige Schnittnutzung pro Jahr mit jeweiliger Beräumung des Mähgutes	0,57
	zweimalige Schnittnutzung pro Jahr mit jeweiliger Beräumung des Mähgutes	-
Naturschutzgerechte Wiesennutzung mit Düngungsverzicht-Nutzungspause (NG5)	NG 5	7,22
Naturschutzgerechte Beweidung mit später Erstnutzung (NG6)	NG 6	86,23
Naturschutzgerechte Beweidung-Hutung mit Schafen und Ziegen (NG7)	Hutung von Dauergrünlandflächen	0,2
	Hutung von sonstigen Flächen/Heideflächen	6,1

Quelle: SMUL (2011)

Die herkömmliche, betriebsindividuelle Nutzung des Grünlandes schließt die Düngung der Flächen mit ein. Im Jahr 2011 wurden 126.337 ha des Grünlandes (68 %) nicht nach Vorgaben von Agrarumweltmaßnahmen bewirtschaftet (schriftl. Mittlg. RIEHL 2013). Wird für diese Flächen ein Durchschnittsertrag von 65 dt TM/ha unterstellt, ist ein Gesamt-N-Bedarf von 130 kg N zu decken, der sich nach Abzug der Standortnachlieferung auf noch etwa 100 kg N beläuft. Es wird unterstellt, dass etwa 50 kg N/ha mineralisch gedüngt werden und der restliche N-Bedarf durch die organische Düngung ge-

deckt wird (vgl. Tabelle 34). Zuzüglich zur organischen Düngung wird infolge der Beweidung der Flächen Stickstoff eingetragen. Abschätzungen über die Größenordnung können anhand der Auswertung von statistischen Daten getroffen werden. Abschätzungen werden in Bezug auf die anteilige Weidehaltung je Tierart getroffen (nach Abschätzung von RIEHL 2013), die ebenfalls den Größenordnungen der statistischen Daten entsprechen. Weiterhin wird unterstellt, dass 85 kg N/GV ausgeschieden werden (Hydro Agri Dülmen GmbH 1993) und 20 % des N-Eintrags auf Weidefläche angerechnet werden können. Insgesamt wurden 100.600 ha Grünland in Sachsen beweidet (StaLa SN 2012g). Tabelle 53 zeigt die Herleitung des N-Eintrages über die Beweidung des Grünlandes durch die entsprechenden Nutztiere für Sachsen.

Tabelle 53: Pflanzenbaulich wirksamer N in Sachsen auf mit Rindern und Schafen beweideten Flächen (kg/beweidete ha und Jahr)

Weidetiere	Anzahl	ø GV je Tier	Anteil der Tiere mit Weidegang	GV auf der Weide	Beweidete Fläche [ha]	Weide-tage/ Jahr* GV	Σ GV-Weide-tage/ Jahr	N-Ausscheidung auf der Weide [kg/ a]	Pflanzenbaulich wirksamer N lt. Umsetzung DüV in Sachsen [kg/ a]
Milchkühe	186.686	1,2	15 %	33.603	45.400	119	3.998.814	931.231	186.246
davon weibl. Mastrinder über 1 Jahr bis 2 Jahre und weibl. Zuchtrinder über 1 Jahr bis 2 Jahre ¹⁾	69.951	0,75	50 %	26.232					
Ammen- und Mutterkühe	41.025	1,2	100 %	49.230					
Rinder ohne Milchkühe aus LWZ 2010 abzgl. Ammen- und Mutterkühe	79.675	0,75	100 %	59.756					
Rinder ohne Milchkühe					86.900	203	22.124.209	5.152.213	1.030.443
Schafe unter 1 Jahr	18.864	0,1	50 %	943					
Schafe 1 Jahr und älter	59.951	0,2	100 %	11.990					
Schafe aus LWZ 2010	78.300				23.700	228	2.949.893	686.961	137.392
Summe					100.600			6.770.405	1.354.081
N-Ausscheidung auf der Weide [kg/ha*Jahr] (ohne Abzug von Verlusten)								67	
Pflanzenbaulich wirksamer N lt. Umsetzung DüV in Sachsen [kg/ha bw.Fläche*Jahr]									13

¹⁾ kalkuliert mit Annahmen ø ZKZ von 414 Tagen und 15 % Totgeburten und Aufzuchtverlusten

Quelle: StaLa SN (2012g), Abschätzung RIEHL (2013), StaLa SN (2011f)

Werden die in der Landwirtschaftszählung 2010 als insgesamt beweidete Fläche angegebenen 100.600 ha als Grünland Bezugsbasis angenommen, so wurden über Beweidung durch Rinder und Schafe 67 kg N/ha beweideter Fläche*Jahr ausgeschieden, was wiederum einem pflanzenbaulich wirksamen N laut Umsetzung der Düngeverordnung in Sachsen von 13,5 kg MDÄ/Hektar beweideter Fläche und Jahr entspricht. Neben dem ermittelten N-Eintrag infolge der beweideten Flächen in Sachsen bestimmt der Wirtschaftsdüngereinsatz sowie die mineralischen N-Düngegaben die Düngebilanz im Grünland.

Tabelle 54 beschreibt den gesamten N-Einsatz auf Grünland ohne Agrarumweltmaßnahmen in Sachsen.

Tabelle 54: N-Einsatz auf Grünlandflächen ohne Agrarumweltmaßnahmen

Grünlandnutzung	Fläche [ha]	N-Düngung über organische Wirtschaftsdünger (Gülle ohne Beweidung)				N-Eintrag über Beweidung		N-Eintrag gesamt über Wirtschaftsdünger		N-Düngung über mineralische Dünger	
		[m ³] (in Tsd.)	[m ³ /ha]	[kg N/ha]	[kg MDÄ/ha]	[kg N/ha]	[kg MDÄ]	[kg N/ha]	[t N]	[kg N/ha]	[t N]
Grünland ohne Agrarumweltmaßnahmen (AuW), davon	126.337										
beweidete Fläche*	43.527 ¹⁾	-	-	-	-	67	13,5		2.916	-	-
Grünland ohne AuW und mit organischer Düngung	58.700	1.435	24,4 ²⁾	97,8	59	-	-	-	5.740	-	-
Grünland ohne AuW und ohne organischer Düngung und Beweidung	67.637	-	-	-	-	-	-	-	-	100 ³⁾	6.764

¹⁾ gesamte beweidete Fläche nach StaLa SN (2012g); von 100.600 ha abzüglich der beweideten Fläche, die nach Kriterien der Agrarumweltmaßnahmen beweidet werden können von 57.073 ha; ²⁾ gesamte Dauergrünlandfläche, die mit 1.435.000 m³ Gülle begüllt werden (24 m³/ha); Annahme 100 % der Gülle besteht aus Rindergülle mit à 4 kg N/ha; ³⁾ Es wurde unterstellt, dass 67.637 ha rein mineralisch gedüngt werden, weil aus Destatis (2011d) hervorgeht, dass 58.700 ha organisch gedüngt werden.

Quelle: eigene Berechnungen nach Destatis (2011d)

Grünlandflächen, die im Rahmen der Agrarumweltmaßnahme G1-G9 sowie NG1 und NG7 extensiv genutzt werden, unterliegen der Verordnung RL AuW/ 2007 und der RL NE/ 2007. Die Richtlinien fordern, dass auf den Einsatz von chemisch-synthetischen N-Düngemitteln verzichtet wird. Die G1-Maßnahme kann beispielsweise nur gefördert werden, wenn die jährlich ausgebrachte Wirtschaftsdüngermenge in Höhe des Anfalls von 1,4 GV/ha und der Viehbesatz von 1,4 RGV/ha Hauptfutterfläche nicht überschritten wird. Die restlichen Grünlandmaßnahmen, sowohl solche, die durch die RL AuW/2007 als auch, die durch die RL NE/2007 gefördert werden, setzen auf N-Düngeverzicht mit unterschiedlichen Zielstellungen. Die Begrenzung der Viehbesatzdichte auf den Grünlandflächen mit Agrarumweltmaßnahmen auf 1,4 GV/ha wird auf alle Agrarumweltmaßnahmen übertragen. Damit dürfen max. 94 kg N/ha bzw. 19 MDÄ/ha auf beweideten Flächen eingetragen werden (vgl. Tabelle 55).

Tabelle 55: Begrenzung des N-Eintrages über Beweidung bei Grünland mit AuW

Grünlandnutzung	AuW-Begrenzung	N-Eintrag über Beweidung	
		[kg N/ha]	[kg N MDÄ]
Grünland mit Agrarumweltmaßnahmen (AuW)	1,4 GV/ha ¹⁾	94	19 ²⁾

¹⁾ Annahme 85 kg N/GV; ²⁾ 20 % mittlere pflanzenbauliche N-Wirksamkeit nach DüV (2007)

Quelle: RL AuW/2007, RL NE/2007

Die Tabelle zeigt, dass der N-Eintrag durch die Anrechnung der N-Wirksamkeit von 20 % deutlich reduziert wird. Außer bei den Maßnahmen G5, G8, NG5 ist Beweidung bzw. Nachbeweidung möglich. Zur Berechnung der THG-Emissionen aus beweideten Flächen wird daher die Höhe des N-Eintrags ohne Abzug der Verluste nach der DüV genutzt und die Verluste entsprechend der Emissionsfaktoren nach IPCC bzw. NIR-konform berechnet (vgl. Kapitel 2).

Eine differenzierte Intensität der Nutzung der Grünlandstandorte hat unterschiedliche Ertragserwartungen der Grünlandbestände zur Folge. Eine genaue sachsenspezifische Abschätzung der Grünlanderträge ohne Agrarumweltmaßnahmen ist nicht möglich, weil keine betriebsspezifischen Ertragsermittlungen des Grünlandaufwuchses (SMUL 2011) vorliegen. Daher wird auf Faustzahlen zurückgegriffen, die in KTBL (2009) veröffentlicht sind.

Tabelle 56: Trockenmasse und Energieerträge der Grünlandstandorte nach Intensitätsstufen

Kriterium	Einheit	Intensitätsstufe		
		intensiv	mittel	extensiv
Nutzungen	a	5-6	3-4	Schnitt: 2; Weide: 3
Ruhedauer	d	25-30	40	Schnitt: 75; Weide: 50
Besatzdichte	GV/ha	2-3	1,5-2,0	0,5-1,5
Ertrag	dt TM/ha	100-130	45-100	30-75
MJ	NEL/ha	40.000-60.000	30.000-40.000	12.000-30.000

Quelle: KTBL (2009)

Eine aktuelle Auswertung eines Dauerversuches (exemplarisch in Unterhermsgrün, Vogtlandkreis) zu den Auswirkungen einer umweltbewussten und naturschutzgerechten Grünlandbewirtschaftung auf einer Flachlandmähwiese, die die Maßnahmen G1-G5 miteinbeziehen, zeigt die Futterqualität und den Ertrag der Aufwüchse sowie die Zusammensetzung des Pflanzenbestandes und der Nährstoffgehalte im Boden (RIEHL et al. 2013). Tabelle 57 bezieht sich auf die Trockenmasse- und Energieerträge der Maßnahmen G1 bis G5 für die Versuchsjahre 2008-2010.

Tabelle 57: Mittelwerte 2008-2010 der Trockenmasse- und Energieerträge aus den Versuchsvarianten

Parameter	konventionell	G1b	G2	G3a	G3b	G4	G5
Für eine Flachlandmähwiese							
TM-Ertrag [dt/ha]	88,5	74,1	66	51,4	49,3	52,5	52,7
TM-Ertragsminderung [%]	0	16,3	25,4	41,8	44,2	40,7	40,4
Energieertrag [GJ/ha]	41,5	35,5	26,7	22,9	20,2	24,9	22,2
Energie-Ertragsminderung [%]	0	14,6	35,7	45	51,4	40,2	46,5

Quelle: RIEHL & KESTING (2013)

Die Ergebnisse des Dauerversuches (Tabelle 57) zeigen deutlich, dass die Bewirtschaftung des Grünlandes nach RL AuW/ 2007 zu einem Rückgang im Trockenmasse- und Energieertrag um bis zu 51 % führt (RIEHL et al. 2013). Die Verwertungsmöglichkeiten sind durch die sinkenden Energiekonzentrationen, bedingt durch die späten ersten Nutzungstermine, stark eingeschränkt. Ähnliche Ergebnisse sind für die Maßnahmen NG1 bis NG7 zu erwarten. Auch der Vergleich der Erträge für die Grünlandstandorte ohne Agrarumweltmaßnahmen nach Faustzahlen in Tabelle 56 mit den Ertragserhebungen des Dauerversuches zeigen geringere Erträge der maßnahmenorientierten Grünlandbewirtschaftung.

Bewertung Treibhausgasemissionen

Die Bewertung der THG-Emissionen unterschiedlicher Grünlandbewirtschaftungssysteme zielt vor allem darauf ab, wie sich unterschiedliche Düngenniveaus auf die Emissionsfreisetzung auswirken. Zu berücksichtigen sind ebenfalls die Ertragsentwicklungen je nach Nutzungsintensität und Unterschiede im Treibstoffbedarf.

N₂O-Emissionen: Unter Berücksichtigung der mengenmäßig und zeitlich begrenzten C-Sequestrierung im Boden (vgl. Kapitel 2.1.1) finden sich in der Literatur bisher keine eindeutigen Aussagen, wie sich die Art der Nutzung des Grünlandes auf die Kohlenstofffestlegung auswirkt. Es gibt erste Hinweise, dass intensiver genutzte Standorte zu einer höheren C-Festlegung tendieren als extensiv genutzte und degradierte Standorte (AMMAN et al. 2007/2009).

Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass eine erhöhte Beweidungsintensität und/oder eine intensive mineralische und organische Düngung, um ein hohes Ertragsniveau zu gewährleisten, zu höheren Lachgas- und Ammoniakemissionen führen kann. Auch SOUSSANA et al. (2007) und CIAIS et al. (2010) geben an, dass je nach Nutzungsintensität des Grünlandes

unter Einbeziehung von Methan- und Lachgasemissionen in die Treibhausgasbilanz die C-Senkenwirkung relativiert werden kann.

Die Höhe der freiwerdenden N₂O-Emissionen infolge des N-Eintrages durch die Grünlandnutzung entspricht nach IPCC (1996; 2006) der Ackernutzung. Die Höhe der Emissionen aus der mineralischen Düngung der Grünlandstandorte kann entsprechend der Emissionsfaktoren für die direkten und indirekten Emissionen konform der Nationalen Emissionsberichterstattung und dem Emissionsfaktor für die Bereitstellung der mineralischen N-Dünger (Grundlage EU-ELCD-Datenbank) ermittelt werden (vgl. Kapitel 2.3.2).

Für den punktuellen N-Eintrag (aus Kot- und Urinstellen) auf beweidete Grünlandflächen erhöhen sich die direkten Lachgasemissionen auf 2 % (0,02 kg N₂O-N/kg N) (Unsicherheitsbereich: 0,7 bis 6 %) (IPCC 1996). Die Höhe der NH₃-Emissionen aus der Beweidung, die die Höhe der indirekten N₂O aus der N-Deposition beeinflussen, beläuft sich auf 0,06-0,1 kg NH₃-N/kg N (Bezug auf TAN⁴) (EEA [2009] -4B-26, Table 3-8). Die NH₃-Emissionen, die während der Ausbringung von Wirtschaftsdünger entstehen, können je nach Ausbringungsverfahren variieren und gesteuert werden. Die Bewertung der Ausbringungsverfahren auf Grünland- und Ackerstandorten aus Klimaschutzsicht erfolgt im Kapitel 2.3.3.

Anhand der ausgebrachten N-Menge auf Grünlandflächen mit und ohne Agrarumweltmaßnahmen wird abgeschätzt, wie hoch die Einsparung an THG-Emissionen durch die Etablierung von Agrarumweltmaßnahmen sein kann. Allerdings ist hier nicht nur die Höhe der N-Düngung entscheidend, sondern auch die Ertragsentwicklung der Grünlandbestände. Bei einer Reduzierung des TM-Ertrages bei gleichzeitigem Rückgang der Energiekonzentration um bis zu 51 % (Tabelle 57), ist auch die Effizienz der Futtermittelverwertung reduziert. Fütterungsbedingte Emissionen können sich, weil beispielsweise die Methanemissionen pro Liter Milch in der Regel mit steigender Milchleistung sinken, erhöhen. Bei Leistungssteigerungen steigen zwar die N-Emissionen je Tier, je Produkteinheit sinken sie dagegen (LEBZIEN et al. 2008). Nicht zuletzt sind die Verwertungsmöglichkeiten durch sinkende Energiekonzentrationen der Aufwüchse der Grünländer mit Agrarumweltmaßnahmen stark eingeschränkt (RIEHL & KESTING 2013). Folglich können unerwünschte Verlagerungseffekte wie Intensivierung von anderen Grünlandstandorten und Landnutzungsänderungen in anderen Regionen auftreten und die THG-Bilanz negativ beeinflussen.

CO₂-Emissionen: Werden CO₂-Emissionsminderungspotenziale aus der Einsparung vom Kraftstoffbedarf (Diesel) durch eine extensive Grünlandbewirtschaftung berücksichtigt, so ergeben sich Einsparpotenziale nach Tabelle 58. Die Verfahren wurden entsprechend der Zusammenstellungen nach KTBL (2008) erstellt. Zu berücksichtigen ist, dass bestimmte Tierkategorien energiereiches Heu aus 3-Schnittnutzung brauchen, das nicht durch 1-Schnittnutzung ersetzt werden kann. Der THG-Einspareffekt kann damit deutlich geringer sein.

Tabelle 58: Einsparung von CO₂-Emissionen aus dem Dieserverbrauch unterschiedlicher Grünlanderzeugung

Grünlandverfahren	Dieselpbedarf [l/ha ¹⁾	THG-Emissionen ²⁾ [kg CO ₂ /ha]	THG-Minderung [kg CO ₂ /ha]
Grünland, 3 Schnitte, grasbetont, Bodenheu, Anbausystem: konventionell, Ernteverfahren Ladewagen	99,2	263	Referenz:
Grünland, 2 Schnitte, grasbetont, Bodenheu, Anbausystem: konventionell, Ernteverfahren Ladewagen (einmalige Mineraldüngung)	58,1	154	109
Grünland, 1 Schnitt, grasbetont, Bodenheu, Anbausystem: konventionell, Ernteverfahren Ladewagen (keine Düngung)	29,1	77	186

Quelle: ¹⁾ KTBL (2008), ²⁾ EF: 2,64 kg CO₂/l Diesel (LfULG 2012b)

Grünländern, die sich in Niederungen bzw. auf hydromorphen Standorten (z. B. Moor) befinden, kommt eine besondere Bedeutung zu. Die intensive Grünlandbewirtschaftung auf entwässerten Moorböden ist stark klimabelastend, weil die

⁴ TAN: Total Ammoniacal Nitrogen – ammoniakalischer Stickstoff: NH₃-N + NH₄-N

Torfmineralisation hohe CO₂-Emissionen verursacht. Eine Anhebung des Wasserspiegels der Moorböden führt zu einer Minderung der THG-Emissionen. Dabei ist der Schutz des Torfkörpers (Erhalt und Neubildung von Torf) nur bei einer nahezu vollständigen Vernässung gewährleistet. Somit ist aus Sicht des Klimaschutzes eine herkömmliche landwirtschaftliche Nutzung der Moore als Grünland ausgeschlossen. Zu beachten ist, dass erhöhte CH₄-Emissionen bei dauerhaft vollständigem Überstau auf Niedermoorstandorten frei werden können (HÖPER et al. 2008). Das vTI (2011) zeigt, dass entwässerte Grünlandniedermoorstandorte bis zu 31 t CO₂-Äquivalent/Hektar und Jahr freisetzen können. Die Moornutzung spielt in Sachsen eine untergeordnete Rolle und ist daher nicht Gegenstand der Bewertung.

Weitere Nebeneffekte und Wechselwirkungen

Der Schutz der Grünlandböden mit hohen C-Vorräten durch Anhebung des Wasserstandes lässt sich häufig mit Zielen des Biotop- und Artenschutzes und des Klima-, Gewässer- und Bodenschutzes sowie des Hochwasserschutzes verbinden (JENSEN et al. 2012). So wird von JENSEN et al. (2012) betont, dass eine Wiedervernässung von entwässerten Mooren beispielsweise auch landschaftsökologische Funktionen wie Nähr- und Schadstofffilter, Wasserspeicherfunktion und Lebensraum wiederherstellt.

Aus Sicht des Wasserschutzes empfehlen OSTERBURG & RUNGE (2007) die Umwandlung von Acker insbesondere in extensives Grünland, weil hierdurch tendenziell Nitratauswaschungen vermindert werden können. Eine intensive Grünlandnutzung kann wiederum einen Rückgang der Artendiversität zur Folge haben (SEITHER et al. 2009). Aus naturschutzfachlicher Sicht ist zu ermitteln, welche Intensität der Grünlandbewirtschaftung den Zielen des Naturschutzes entspricht. Verdrängungseffekte können durch die Extensivierung von Grünland entstehen, wenn es zu indirekten Landnutzungsänderungen an anderer Stelle kommt. Die Treibhausgasbilanz hängt hierbei davon ab, welche Standortbedingungen vorliegen und wie die vorherige Nutzung war.

Ist-Situation der Klimaschutzleistung in Sachsen

Die Klimaschutzleistung aus der Bewirtschaftung des Grünlandes in Sachsen ergibt sich aus der Nutzung und entsprechenden Düngung des herkömmlichen Grünlandes und des Grünlandes mit Agrarumweltmaßnahmen. In Tabelle 59 werden die THG-Emissionen zusammengefasst, die je nach Düngintensität des Grünlandes ohne Agrarumweltmaßnahmen frei werden können.

Die Emissionen aus der mineralischen Düngung werden entsprechend der Emissionsfaktoren mit 15 kg CO₂-Äquivalent/kg N bewertet. Die Emissionen aus der organischen Düngung basieren auf der ausgebrachten N-Menge nach Abzug der Stall- und Lagerungsverluste entsprechend der Düngverordnung von 20 % als Faustzahl für Rinder- und Schweinegülle. Die Emissionen für die Anwendung von Wirtschaftsdüngern wurden NIR-konform anhand der Emissionsfaktoren für die direkten und indirekten N₂O-Emissionen errechnet (1,25 % direktes N₂O 1 % indirektes N₂O über Deposition, 2,5 % indirektes N₂O über Auswaschung). Die Emissionen, die während der Beweidung entstehen, wurden unter Berücksichtigung des EF für NH₃ von 0,1 NH₃-N/kg N (Bezug auf TAN, bei Milchkühen 60 % TAN) für die Tierkategorie Milchkühe, des EF für die direkten N₂O-Emissionen von (0,02 kg N₂O-N/kg N) sowie den üblichen EF für die indirekten N₂O-Emissionen aus der Auswaschung ermittelt. Aufgrund der hohen N₂-Emissionen, die im Zuge der Beweidung entsprechend der Berechnungen nach HAENEL et al. (2012) frei werden, wurden diese als auch die NO-Emissionen mit 14 % und 2 % je kg N berücksichtigt.

Tabelle 59: Berechnung THG-Emissionen aus der Grünlandnutzung ohne Agrarumweltmaßnahmen Bezugsjahr 2010

Grünlandnutzung	Fläche	N-Düngung über organische Wirtschaftsdünger	N-Düngung über organische Wirtschaftsdünger aus Beweidung	N-Düngung über mineralische Dünger	THG-Emissionen aus organischer Düngung	THG-Emissionen aus org. Düngung (Beweidung)	THG-Emissionen aus mineralischer Düngung	Summe
	[ha]	[kg N]	[kg N]	[kg N]	[kt CO ₂ e]	[kt CO ₂ e]	[kt CO ₂ e]	[kt CO ₂ e]
Grünland ohne Agrarumweltmaßnahmen	126.337	5.740.000	2.916.277	6.763.700	61	37	101	200

Quelle: Destatis (2011d); Abschätzung RIEHL (2013)

Die THG-Emissionen, die aus der Nutzung von Grünlandflächen mit Agrarumweltmaßnahmen entstehen, zeigen folgende Ergebnisse:

Tabelle 60: Berechnung THG-Emissionen aus der Grünlandnutzung mit Agrarumweltmaßnahmen Bezugsjahr 2010

Grünlandnutzung	Fläche	N-Düngung über			THG-Emissionen aus			
		organische Wirtschaftsdünger	organische Wirtschaftsdünger aus Beweidung	mineralische Dünger	organischer Düngung	organischer Düngung (Beweidung)	mineralischer Düngung	gesamtem N-Eintrag
	[ha]	[kg N]			[kt CO ₂ e]			
Grünland ohne Agrarumweltmaßnahmen	126.337	5.740.000	2.916.277	6.763.700	61	37	101	200
AuW G1	30.804	0	2.063.868 ¹⁾	0	0	26,44	0	26,4
AuW G2	2.998	0	200.866 ¹⁾	0	0	2,57	0	2,6
AuW G3	14.475	0	969.825 ¹⁾	0	0	12,43	0	12,4
AuW G4	130	0	0	0	0	0,11	0	0,1
AuW G5	782	0	52.394 ¹⁾	0	0	0,67	0	0,7
AuW G6	4.733	0	317.111 ¹⁾	0	0	4,06	0	4,1
AuW G7	2.752	0	184.384 ¹⁾	0	0	2,36	0	2,4
AuW G9	360	0	0	0	0	0,00	0	0,0
NG1	103	0	6.880 ¹⁾	0	0	0,09	0	0,1
NG2	59	0	3.948 ¹⁾	0	0	0,05	0	0,1
NG3	275	0	18.410 ¹⁾	0	0	0,24	0	0,2
NG4	0,6	0	38 ¹⁾	0	0	0,00	0	0,0
NG5	7	0	0	0	0	0,01	0	0,0
NG6	86	0	5.777 ¹⁾	0	0	0,07	0	0,1
NG7	6	0	422 ¹⁾	0	0	0,01	0	0,0
Summe	57.571							49,1

¹⁾ N-Ausscheidung nach Abschätzung RIEHL (2013) auf den beweideten Flächen in Sachsen (StaLa 2012g) von 67 kg N/ha*Jahr (dieser Wert liegt unterhalb der erlaubten N-Eintragsmenge im Rahmen der Agrarumweltmaßnahmen für 1,4 GV/ha von 94 kg N/ha.)

Die Tabelle zeigt, dass Grünländer, die bisher unter Agrarumweltmaßnahmen bewirtschaftet wurden, etwa 49 kt CO₂-Äquivalent freisetzen im Gegensatz zu der herkömmlichen Grünlandnutzung mit etwa 200 kt CO₂-Äquivalenten.

Wird gegenübergestellt, wie hoch die Emissionen pro ha Grünland mit und ohne Agrarumweltmaßnahmen sind, so zeigt sich, dass 730 kg CO₂-Äquivalent/Hektar und Jahr weniger unter der Bewirtschaftung des Grünlandes mit Agrarumweltmaßnahmen nach den Richtlinien AuW/2007 und RL NE/2007 im Vergleich zur derzeitigen konventionellen Nutzung frei werden. Es ergibt für Sachsen eine Einsparung von 42 kt CO₂-Äquivalenten für das Jahr 2010.

Ein THG-Einsparungspotenzial pro ha ergibt sich, wenn die THG-Emissionen bei Grünlandnutzung mit organischer und mineralischer Düngung, die Nutzung von Grünland mit reiner mineralischer Düngung und die Grünlandnutzung im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen gegenübergestellt werden.

Tabelle 61: THG-Einsparungspotenzial durch die Etablierung von Agrarumweltmaßnahmen im Grünland

Grünlandnutzung	N-Düngung über			THG-Emissionen aus			
	organische Wirtschaftsdünger	organische Wirtschaftsdünger aus Beweidung	mineralische Dünger ²⁾	organischer Düngung	organischer Düngung (Beweidung)	mineralische Dünger	Summe
	[kg N/ha]			[kg CO ₂ e/ha]			
Variante 1: konventionelle Grünlandnutzung (org. Düngung über Beweidung und Ausbringung v. Wirtschaftsdüngern) ¹⁾	98	67	28	1.042	858	419	2.319
Variante 2: konventionelle Grünlandnutzung (mit mineral. N-Düngern)	0	0	100	0	0	1500	1500
Variante 3: Grünlandnutzung mit AUW (Beweidung 1,4 GV/ha erlaubt)	0	94	0	0	1.202	0	1.202

Quelle: ¹⁾ Annahmen Ausbringung von Rindergülle mit 24 m³/ha nach Destatis (2011d), Beweidungsintensität nach Abschätzung RIEHL (2013); ²⁾ Berechnung über Ansatz der MDÄ für Rindergülle und Beweidung entsprechend der Düngeplanung nach guter fachlicher Praxis

Es wird deutlich, dass infolge der Grünlandnutzung im Rahmen der Begrenzung durch die Agrarumweltmaßnahmen 48 % je ha weniger an THG-Emissionen frei werden im Vergleich zur konventionellen Nutzung mit organischer und mineralischer Düngung und 20 % weniger je ha im Vergleich zur reinen mineralischen Düngung. Je nach Höhe der Anrechnung der organischen Dünger in Variante 1 kann die zusätzliche mineralische Düngung entsprechend geringer ausfallen.

Werden die CO₂-Emissionen berücksichtigt, die infolge der derzeitigen Grünlanderzeugung (Verfahren wie in Tabelle 58) durch den Kraftstoffverbrauch entstehen, ergibt sich folgende Zusammenstellung:

Tabelle 62: Einsparung von THG-Emissionen infolge der Kraftstoffeinsparung bei Umsetzung von Grünlandextensivierungsmaßnahmen

Grünlanderzeugung	Unterstelltes Verfahren	Fläche [ha]	THG-Emissionen [kt CO ₂ /a]	THG-Minderung [kt CO ₂ /a]
Grünland ohne Agrarumweltmaßnahmen	Grünland, 3 Schnitte, grasbetont, Bodenheu, Anbausystem: konventionell, Ernteverfahren Ladewagen	126.337	33	-
AuW G1 und G 2	Grünland, 2 Schnitte, grasbetont, Bodenheu, Anbausystem: konventionell, Ernteverfahren Ladewagen (einmalige Mineraldüngung)	33.802	5	9
extensive GL-Nutzung durch die übrigen AuW und NG	Grünland, 1 Schnitt, grasbetont, Bodenheu, Anbausystem: konventionell, Ernteverfahren Ladewagen (keine Düngung)	23.769	2	6

Die Tabelle zeigt, dass auf Basis der Daten 2010 eine Einsparung der CO₂-Emissionen infolge der Umsetzung von extensiven Grünlandnutzungsverfahren im Vergleich zu Grünlandnutzungsverfahren ohne Agrarumweltmaßnahmen durch die Kraftstoffeinsparung von 6-9 kt CO₂ pro Jahr möglich ist.

Fazit

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass durch die Etablierung von Agrarumweltmaßnahmen auf Grünlandstandorten in Sachsen eine Einsparung von organischen und mineralischen N-Düngern zu einer **THG-Emissionsminderung von bisher 730 kg CO₂-Äquivalent/Hektar** geführt hat. Dies entspricht insgesamt einer THG Einsparung von 42 kt CO₂-Äquivalenten für das Jahr 2010. Spielen jedoch Ertragsparameter und Futterqualität eine Rolle, kann die THG-Bilanz von stark extensiv genutzten Standorten negativ beeinflusst werden. Bestimmte Tierkategorien brauchen beispielsweise energiereiches Grobfutter aus der 4- bzw. 3-Schnittnutzung, das nicht durch 1-Schnittnutzung ersetzt werden kann. Der Ein-

spareffekt durch extensive Grünlandnutzung infolge der Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen kann daher deutlich geringer ausfallen. Eine THG-Einsparung durch die Reduzierung des Kraftstoffverbrauches bei Umsetzung von Extensivierungsmaßnahmen konnte in Höhe von 6-9 kt CO₂/Jahr erreicht werden.

2.2 Energienutzung

2.2.1 Energieeffizienz

Für den Bereich Tierhaltung und Ackerbau ist der Energieeinsatz in Sachsen bezogen auf charakteristische Produkteinheiten wie Milch, Fleisch, Eier sowie Getreide-, Ölfrucht- und Hackfruchtarten, Futterpflanzen und Energiepflanzen darzustellen und mit geeigneten Vergleichsdaten zu bewerten. Der Energieeinsatz bei der Biogaserzeugung und das absolute THG-Emissionspotenzial dieser Anlagen werden in Kapitel 2.2.2 dargestellt.

Eine verlässliche Datenbasis zu einem produktspezifischen Energieeinsatz existiert weder für den Freistaat Sachsen noch für das gesamte Bundesgebiet. Verfügbare Veröffentlichungen behandeln in der Regel oft nur Teilaspekte des Energieeinsatzes und können somit keinen ganzheitlichen Überblick zum Stand der sächsischen Landwirtschaft abbilden. Die nachfolgenden Ausführungen können somit nur Richtwerte zum spezifischen Energieeinsatz abbilden, der in der Praxis vorzufinden ist.

Ackerbau

Im Bereich des Ackerbaus wurde der Einsatz von Strom, Brennstoffen und Treibstoffen für die einzelnen Fruchtartengruppen untersucht. Die spezifischen Energieverbräuche wurden über die vom LfULG vorgegebenen Emissionsfaktoren (LfULG 2012b) in CO₂-Äquivalente umgerechnet, die auch in Anhang 2 beigefügt sind.

Treibstoffe

Grundlage der Ermittlung des THG-Potenzials durch den Treibstoffeinsatz ist eine Studie der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE 2010a). Die BLE weist für die in Sachsen 2007 bewirtschafteten Ackerflächen absolute Dieserverbräuche unter Berücksichtigung angewandter Bodenbearbeitungsverfahren, der ackerbaulichen Bodenbearbeitbarkeit und der angebauten Fruchtarten aus (siehe auch Kapitel 2.3.1). Mittels der Zahlen zur Bodennutzung (Anbaufläche der Fruchtartengruppen) im Jahr 2010 (StaLa SN 2011f) wurde ein spezifischer Treibstoffverbrauch ermittelt. Über den mittleren Ertrag (StaLa SN 2011d) wurde auf die geforderte Bezugsgröße [t] umgerechnet und anschließend die spezifische Treibhausgasemission abgeleitet (Tabelle 63).

Tabelle 63: THG-Emissionen durch Dieserverbrauch bei der Produktion verschiedener Fruchtartengruppen

	Gesamtverbrauch Diesel ¹⁾ [l]	Anbaufläche ²⁾ [ha]	Mittlerer Ertrag ³⁾ [dt/ha]	Spezifischer Dieserverbrauch [l/t]	Spezifische CO ₂ -Emissionen [t CO ₂ /t]
Getreide	28.819.653	409.701	63,6	11,06	0,029
Hülsenfrüchte	682.365	9.274	50,8	14,48	0,038
Hackfrüchte	2.185.264	19.823	569,6	1,94	0,005
Ölfrüchte	10.169.005	141.113	39,0	18,48	0,049
Futterpflanzen	11.280.789	122.826	443,8	2,07	0,005
Summe	53.137.076	702.737	-	-	-

Quelle: ¹⁾ BLE (2010a), ²⁾ StaLa SN (2011c), ³⁾ StaLa SN (2011d)

Bezogen auf die Produktmenge sind die Öl- und Hülsenfrüchte die verbrauchsintensivsten Fruchtarten. Der Gesamtverbrauch an Diesel ist aufgrund der deutlich größeren Anbaufläche jedoch beim Getreide am größten.

Nicht berücksichtigt sind in dieser Zusammenstellung etwa 18.000 ha Ackerland, die für Gartenbau, als Stilllegungsflächen oder zur Saatgutproduktion genutzt werden (StLa SN 2011c). Der absolute Dieselverbrauch der aufgeführten Fruchtartengruppen beschreibt etwa 41 % des in Kapitel 1.3 berechneten Gesamtbedarfs der sächsischen Landwirtschaft. Weitere 59 % des Dieselsegesamtbedarfs sind demnach folgenden Produktionsprozessen zuzuordnen:

- Gartenbau
- Saatgutproduktion
- Grünlandbewirtschaftung
- Tierhaltung
- betriebliche Transporte

Es ist weiterhin davon auszugehen, dass in der Praxis der Treibstoffbedarf für die Ackerbewirtschaftung über den auf Basis von Standardwerten durch das BLE (2010a) ausgewiesenen Zahlen liegen könnte (z. B. durch höhere Transportentfernungen, Einsatz ungeeigneter Technik, Teilauslastung).

Brennstoffe/Strom

Zur Auswertung der spezifischen Strom- und Brennstoffverbräuche wurden Daten aus der GEMIS-Datenbank (2013) verwendet. In Tabelle 64 sind für alle eingetragenen Fruchtarten die Energieverbräuche und die spezifischen THG-Emissionen dargestellt. Die Ermittlung dieser Emissionen erfolgte nach der Systematik aus Kapitel 1.3.

Tabelle 64: Spezifischer Strom-/Brennstoffverbrauch nach Fruchtart

	Spezifischer Brennstoffverbrauch ¹⁾ [kWh/t]	Spezifischer Stromverbrauch ¹⁾ [kWh/t]	spezifische THG-Emissionen Wärmeerzeugung [t CO ₂ e/t]	Spezifische THG-Emissionen Strom [t CO ₂ e/t]
Weizen	0,24	4,39	6,20E-05	2,5E-03
Roggen	2,14	3,00	5,54E-04	1,7E-03
Gerste	0,46	5,42	1,19E-04	3,0E-03
Hafer	2,25	3,06	5,82E-04	1,7E-03
Triticale	1,19	3,69	3,08E-04	2,1E-03
Körnermais	0,44	3,86	1,15E-04	2,2E-03
Raps	6,19	1,70	1,60E-03	2,8E-02
Kartoffeln	-	0,22	-	9,6E-04
Gras	-	0,69	-	1,3E-04
Mais	-	4,08	-	2,3E-03

Quelle: ¹⁾ GEMIS (2013)

Auf eine Zusammenfassung in Fruchtartengruppen wurde verzichtet, weil nur bei Getreide mehrere Fruchtarten aufgeführt sind.

Verglichen mit den in Kapitel 1.3 ermittelten absoluten Emissionen können etwa 11 % des Stromverbrauchs und 4 % des Brennstoffverbrauchs in der sächsischen Landwirtschaft durch die in Tabelle 64 aufgeführten Fruchtarten beschrieben werden. Allerdings sind in GEMIS nicht alle in Sachsen angebauten Fruchtarten enthalten. Mit der gezeigten Auswahl werden etwa 92 % der Ackerfläche in Sachsen wiedergegeben.

Tierhaltung

Für den Bereich der Tierhaltung ist der Ressourceneinsatz bezogen auf die Produktionseinheiten Milch, Fleisch und Eier darzustellen. Für Diesel in der Tierhaltung liegen – bis auf Angaben zur Mutterkuhhaltung – keine belastbaren Zahlen vor, weshalb im Folgenden schwerpunktmäßig auf den Verbrauch von Strom und Brennstoffen eingegangen wird.

Milchproduktion

Der Energieeinsatz bei der landwirtschaftlichen Erzeugung von Milch wurde anhand des Wirtschaftlichkeitsberichts Milch 2006 (LfULG 2007d) bewertet. Angegeben sind die spezifischen Kosten der Milchviehhaltung bezogen auf die Produktmenge Milch. Die Preise für Strom wurden dem Schweine-Report (LfULG 2007c) aus dem gleichen Bezugsjahr entnommen, um den spezifischen Verbrauch ableiten zu können. Der Einsatz von Wärme wurde in diesem Bericht nicht separat erfasst. Tabelle 65 veranschaulicht die Ergebnisse und weist zudem die spezifischen THG-Emissionen aus.

Tabelle 65: Spezifischer Stromverbrauch bei der Milcherzeugung

	Spezifische Stromkosten ¹⁾ [€/dt Milch]	Spezifischer Stromverbrauch [kWh/l Milch]	Spezifische THG-Emissionen Strom [kg CO ₂ e/l Milch]
Milchvieh ohne Nachzucht	0,7	0,04	0,025
Milchvieh mit Nachzucht	1,0	0,06	0,036

Quelle: ¹⁾ LfULG (2007c)

Um die für Sachsen errechneten Emissionen der Milcherzeugung zu untersetzen, wurden weitere Literaturquellen herangezogen. In Tabelle 66 sind die spezifischen Stromverbräuche bei der Milcherzeugung zusammengefasst. Daraus ergeben sich spezifische Emissionen im Bereich von 0,019 bis 0,047 kg CO₂-Äquivalent/l. Die Plausibilität der berechneten Emissionen aus Tabelle 65 ist somit gegeben.

Über eine Hochrechnung des spezifischen Stromverbrauchs von 537 kWh/Kuh (JÄKEL 2007) mit der Anzahl der Milchkühe wurde eine Gesamtemission von etwa 56.200 t CO₂-Äquivalenten durch den Stromverbrauch in der Milchviehhaltung ermittelt. Dies entspricht etwa 38 % des gesamten Stromverbrauchs der sächsischen Landwirtschaft (vgl. Kapitel 1.3).

Tabelle 66: Spezifischer Stromverbrauch bei der Milcherzeugung (Literaturübersicht)

Quelle	BRÜGGER (2009)	VdLWK (2009)	NESER et al. (2012)	LfULG (2007d)	BOCKISCH (2000)	WOITOWITZ (2007)	JÄKEL (2007)
Spezifischer Stromverbrauch [kWh/Kuh*a]	400-500	400	668	333-480	400	260-420	537
Spezifischer Stromverbrauch [kWh/l Milch]	0,05-0,063	0,05	0,084	0,042-0,06	0,05	0,033-0,053	0,04-0,6 ¹⁾

Quelle: ¹⁾ Milchvieh mit Nachzucht 0,06 kWh/l; Milchvieh ohne Nachzucht 0,04 kWh/l

Fleischproduktion

Die Fleischproduktion in Sachsen wird hauptsächlich durch Schweine- und Rindfleisch bestimmt. Fleisch aus der Haltung von Geflügel (außer Masthähnchen), Schafen und Pferden wird daher in den folgenden Ausführungen nicht betrachtet. Der Energieeinsatz zur Erzeugung von Schweinefleisch wurde der Betriebszweiganalyse Schwein 2010 (LfULG 2011b) entnommen. Angegeben sind die spezifischen Kosten für Strom und Brennstoffe pro Mastschwein (MS) bei Mastanlagen, wobei hier nur Anlagen mit Läuferzukauf ausgewertet wurden. Bei Sauenanlagen zur Ferkelproduktion sind die Energiekosten pro Sau angegeben. Eine Umrechnung auf die erzeugte Fleischmenge gestaltet sich schwierig, weil hierfür die Energieverbräuche aus Sauen- und Mastanlagen in geeigneter Weise addiert werden müssten. Weil dies mit zu großen Unsicherheiten behaftet wäre, wurde im Folgenden ausschließlich auf das jeweilige Tier Bezug genommen. Die Energiepreise für Strom und Wärme wurden der Systematik aus Kapitel 1.3 entnommen.

Tabelle 67: Spezifischer Strom-/Wärmeverbrauch bei der Haltung von Schweinen zur Fleischproduktion

	Spez. Brennstoffkosten ¹⁾ [€/Sau, €/MS]	Spezifische Stromkosten ¹⁾ [€/Sau, €/MS]	Spezifischer Brennstoffverbrauch [kWh/Sau, kWh/MS]	Spezifischer Stromverbrauch [kWh/Sau, kWh/MS]	Spez. THG-Emissionen Wärmeerzeugung [kg CO _{2e} /Sau, kg CO _{2e} /MS]	Spezifische THG-Emissionen Strom [kg CO _{2e} /Sau, kg CO _{2e} /MS]
Sauenanlage	56,91	49,15	911	298	235,8	169,3
Mastanlage	3,04	7,60	49	46	12,7	26,1

Quelle: ¹⁾ LfULG (2011b)

Bei der Schweinefleischproduktion wurden die ermittelten Emissionen ebenfalls durch die Einbeziehung weiterer Literaturquellen überprüft. In Tabelle 68 sind Literaturwerte zum Energieverbrauch bei der Schweinefleischerzeugung zusammengestellt. Zu beachten ist hier, dass in den Literaturangaben nicht immer klar benannt ist, ob es sich um Wärme- oder Brennstoffbedarf handelt. Alle Berechnungen (z. B. aus Tabelle 67) weisen den Brennstoffverbrauch (Heizwertbezug) aus, welcher über einen Kesselnutzungsgrad in den eigentlichen Wärmeverbrauch umgerechnet werden kann.

Es zeigt sich, dass in der Literatur eine äußerst inhomogene Datenbasis existiert. Die berechneten spezifischen Verbräuche liegen jedoch im Schwankungsbereich der Angaben aus den Literaturquellen und sind somit als plausibel anzunehmen.

Legt man die Berechnungsergebnisse zugrunde, ergibt sich mit den Tierbeständen im Jahr 2010 (StaLa SN 2012b) eine Gesamtemission aus dem Stromverbrauch in der Schweinehaltung von etwa 20.600 t CO₂-Äquivalenten. Dies entspricht im Vergleich zu den Berechnungen aus Kapitel 1.3 etwa 14 % des Stromverbrauchs in der sächsischen Landwirtschaft. Für den Brennstoffverbrauch ergeben sich 21.600 t CO₂-Äquivalente, was etwa 22 % des gesamten Brennstoffverbrauchs ausmacht.

Tabelle 68: Literaturübersicht zum spezifischen Strom-/Wärmeverbrauch bei der Haltung von Schweinen zur Fleischproduktion

Quelle	Mastanlagen		Sauenanlagen	
	Spezifischer Wärmeverbrauch [kWh/MS]	Spezifischer Stromverbrauch [kWh/MS]	Spezifischer Wärmeverbrauch [kWh/Sau]	Spezifischer Stromverbrauch [kWh/Sau]
BRÜGGER (2009)	50	25-38	776-820	136-442
FELLER (2005)	70	20-28	860	109-129
VdLWK (2009)	50	35	950	270
NESER et al. (2012)	-	115	-	500
LfULG (2007d)	-	-	-	270-380
BOCKISCH (2000)	-	40	586	400
LfULG (2007c)	50	43	1.100	301-371

Zur Ermittlung des Energieverbrauchs bei der Produktion von Rindfleisch wurden die spezifischen Strom- und Brennstoffkosten aus dem Wirtschaftlichkeitsbericht Mutterkühe 2002/03 (LfULG 2004) herangezogen. Zur Berechnung der Emissionen wurde die gleiche Vorgehensweise wie bei der Schweinehaltung angewandt. Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tabelle 69 dargestellt.

Tabelle 69: Spezifischer Strom-/Brennstoffverbrauch bei der Mutterkuhhaltung

	Spez. Brennstoffkosten ¹⁾ [€/Kuh]	Spezifische Stromkosten ¹⁾ [€/Kuh]	Spezifischer Brennstoffverbrauch [kWh/Kuh]	Spezifischer Stromverbrauch [kWh/Kuh]	Spezifische THG-Emissionen Wärme-erzeugung [kg CO ₂ e/Kuh]	Spezifische THG-Emissionen Strom [kg CO ₂ e/Kuh]
Mutterkuhhaltung	22	17	518	147	134	83,5

Quelle: ¹⁾ LfULG (2004)

Im Bereich der Rinderhaltung zur Fleischerzeugung wurden die berechneten Energieverbräuche mit Angaben des Verbandes der Landwirtschaftskammern (VdLWK 2009) abgeglichen. Hier wird ein Stromverbrauch von 100 kWh/Kuh und ein Brennstoffverbrauch von 400 kWh/Kuh angegeben. Diese Werte liegen etwas unter den berechneten Verbräuchen aus Tabelle 69, jedoch in der gleichen Größenordnung. Die Plausibilität der ermittelten Emissionen kann somit angenommen werden.

Insgesamt würden mit den Berechnungsergebnissen Emissionen in Höhe von ca. 4.400 t CO₂-Äquivalenten durch den Brennstoffverbrauch und ca. 7.600 t CO₂-Äquivalenten durch den Stromverbrauch entstehen. Dies entspricht etwa 3 % bzw. 6 % des in Kapitel 1.3 abgeschätzten Brennstoff-/Strombedarfs in der sächsischen Landwirtschaft.

Für Diesel sind im Bereich der Mutterkuhhaltung in Tabelle 70 die spezifischen Emissionen und die Gesamtemissionen auf Grundlage des Wirtschaftlichkeitsberichts Mutterkühe 2002/03 (LfULG 2004) zusammengefasst.

Tabelle 70: Spezifischer Treibstoffverbrauch bei der Mutterkuhhaltung

	Spezifische Treibstoffkosten ¹⁾ [€/Kuh]	Spezifischer Treibstoffverbrauch [l/Kuh]	Spezifische THG-Emissionen Treibstoff [kg CO ₂ e/Kuh]	Gesamtemissionen Treibstoff [t CO ₂ e]
Mutterkuhhaltung	22	30,1	79,7	3.334

Quelle: ¹⁾ LfULG (2004)

Geflügel

Für die Bewertung des Energieverbrauchs bei der Legehennenhaltung zur Eierproduktion existiert in der Literatur nur eine sehr geringe Datenbasis. In der Studie des LfULG (2007e) wurde der Stromverbrauch auf die Legehenne bezogen und ein spezifischer Wert von 3,66-5,31 kWh/VE ermittelt. Bei einer jährlichen Legeleistung von 307 Eiern/Henne (LfULG 2012a) erhält man somit 0,000054-0,000076 kWh/Ei. Um eine Vergleichbarkeit mit Masthähnchen zu ermöglichen, wurden die spezifischen Verbräuche auf das jeweilige Tier bezogen. Im Bereich der Masthähnchenhaltung wurden spezifische Verbräuche aus (VOLK 2011) herangezogen (vgl. Tabelle 71).

Tabelle 71: Spezifischer Strom-/Brennstoffverbrauch bei der Geflügelhaltung

	Spezifischer Brennstoffverbrauch [kWh/Tier]	Spezifischer Stromverbrauch [kWh/Tier]	Spezifische THG-Emissionen Wärme-erzeugung [kg CO ₂ e/Tier]	Spezifische THG-Emissionen Strom [kg CO ₂ e/Tier]
Legehennenhaltung ¹⁾	-	0,10	-	0,06
Masthähnchenhaltung ²⁾	1,1	0,02	0,28	0,01

Quelle: ¹⁾ LfULG (2007e), ²⁾ VOLK (2011)

Zu weiteren Geflügelhaltungssystemen (z. B. Gänse, Truthühner) konnten keine verlässlichen Zahlen recherchiert werden. Insgesamt werden mit den oben genannten Werten in Sachsen etwa 1.100 t CO₂-Äquivalente durch den Stromverbrauch und etwa 200 t CO₂-Äquivalente durch den Brennstoffverbrauch emittiert. Dies entspricht 0,1 % des Brennstoff- bzw. 1,2 % des Stromverbrauchs aus dem direkten Energieeinsatz.

Zusammenfassung

Um verbrauchsintensive Produktionsprozesse besser kenntlich zu machen, sind in Tabelle 72 die Strom- und Brennstoffverbräuche als absolute Verbrauchszahlen dargestellt. Diese Zahlen sind zusätzlich den in Kapitel 1.3 abgeschätzten Gesamtverbräuchen (ohne Berücksichtigung des Eigenstrombedarfs von Biogasanlagen und korrigiert um nicht monetär bewertete BHKW-Abwärme) gegenübergestellt. Insbesondere für den Brennstoffverbrauch muss davon ausgegangen werden, dass in den Buchführungsergebnissen (SMUL 2012b) für die Kostenstelle Wärme ein Großteil an peripheren Prozessen mit in die Abrechnung einfließt (z. B. Gebäudebeheizung, Warmwasserbereitung, Trocknungsprozesse). Im Gegensatz hierzu beschränken sich die vorgenannten spezifischen Energieverbräuche auf die eigentlichen Produktionsprozesse. Weiterhin ist davon auszugehen, dass ein äußerst inhomogener Stand bezüglich der Energieeffizienz der Heizungstechnik vorherrscht. Besonders ineffiziente Heizungs-/Warmwassersysteme können den Brennstoffverbrauch deutlich erhöhen.

Für in Tabelle 72 dargestellte Verbraucher (Produktionsprozesse) ohne Angabe absoluter Werte konnten keine belastbaren spezifischen Verbrauchskennwerte ermittelt werden. Die textliche Darstellung erfolgt jedoch zur Visualisierung nicht berücksichtigter Verbrauchergruppe und deren möglichem Umfang am Gesamtverbrauch durch Differenzbildung.

Tabelle 72: Zusammenstellung der Strom-/Brennstoffverbräuche nach Produktionsprozessen

Produktionsprozess	Stromverbrauch [GWh]	Anteil am Gesamtstromverbrauch (Kap. 1.3) [%]	Brennstoffverbrauch [GWh]	Anteil am Gesamtbrennstoffverbrauch (Kap. 1.3) [%]
Anbau Feldfrüchte	25,5	11,1	14,7	3,9
Saatguterzeugung	-	-	-	-
Grünlandbewirtschaftung	-	-	-	-
Gartenbau	23,6	10,3	84,4	22,2
Milchviehhaltung	100,1	43,7	-	-
Mutterkuhhaltung	6,1	2,7	21,7	5,7
Haltung sonstiger Rinder	-	-	-	-
Mastschweinehaltung	14,4	6,3	15,4	4,1
Sauenhaltung	23,3	9,7	68,8	17,9
Geflügelhaltung	0,3	0,1	4,4	1,2
Haltung sonstiger Tiere (Pferde, Schafe, Ziegen)	-	-	-	-
Landwirtschaftliche Liegenschaften/ Sonstiges	-	-	-	-
Summe erfasster Prozesse	193,3	83,9	209,4	54,6

In der sächsischen Landwirtschaft lassen sich damit der Gartenbau und die Sauenhaltung zur Ferkelaufzucht als intensive Prozesse hinsichtlich des Brennstoffverbrauchs identifizieren. Beim Energieträger Strom ist die Milchviehhaltung der deutlich größte Verbraucher.

2.2.2 Energetische Biomassenutzung

2.2.2.1 Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen als Folge energetischer Biomassenutzungspfade

Mit zunehmenden Anteilen landwirtschaftlicher Flächen, die für energetische Biomassekonversionspfade (im Wesentlichen die Biokraftstoffproduktion) beansprucht wurden, folgten etwa ab dem Jahr 2007 – vor dem Hintergrund steigender Nahrungsmittelpreise (DUNKELBERG et al. 2011) – auf politischer und gesellschaftlicher Ebene verstärkt Diskussionen um Effekte indirekter Landnutzungsänderungen in anderen Teilen der Welt als Folge des zunehmenden Einsatzes von Biokraftstoffen. Verschiedene Autoren schreiben der Veröffentlichung von SEARCHINGER et al. (2008) einen initialen Impuls für die Auseinandersetzung mit diesem Thema zu, die teilweise negative THG-Effekte des Einsatzes US-amerikanischer Biokraftstoffe unter Berücksichtigung indirekter Landnutzungsänderungen darstellt. Teils einseitig geführte Kontroversen und wissenschaftliche Publikationen, aber auch lang anhaltende Debatten auf politischer Ebene der EU prägen die Auseinandersetzung mit dieser Thematik bis heute. Nachfolgend soll eine kurze Abriss der eigentlichen Problemstellung gegeben werden und eine Bewertung aktueller politischer Entwicklungen und der Fortschritte bei der Bewertung direkter und indirekter Landnutzungsänderungen im Zusammenhang mit der Erzeugung und Nutzung von Biokraftstoffen und anderen Formen biogener Energieträger (z. B. Biogas aus nawaRo) erfolgen.

Begriffsdefinitionen

Landnutzungsänderungen stellen allgemein eine Änderung der Nutzung oder Bewirtschaftung land- oder forstwirtschaftlicher Flächen durch den Menschen dar. Im weiteren Sinne umfassen diese Änderungen neben einer landwirtschaftlichen Nutzung auch sonstige Nutzungen wie den Straßenbau oder die Errichtung von Infrastrukturanlagen und Gebäuden. Ändern sich hierbei die im Boden und in den ober- bzw. unterirdischen Pflanzenteilen gebundenen Kohlenstoffvorräte, werden Treibhausgase (i. W. CO₂) emittiert oder in der Senke gebunden, bis sich ein neues Kohlenstoffgleichgewicht auf verändertem Niveau eingestellt hat. Landnutzungsänderungen mit negativem Treibhausgaseneffekt führen über einen Zeitraum mehrerer Jahre schrittweise zu einer Reduzierung der Kohlenstoffvorräte, wobei die Intensität der CO₂-Emissionen in ersten Jahren besonders hoch ist (UBA 2010).

Allgemein wird zwischen direkten und indirekten Landnutzungsänderungen (Land Use Change, LUC) unterschieden:

- Eine direkte Landnutzungsänderung (dLUC) liegt beispielsweise vor, wenn Grünland- oder Waldflächen in Ackerland umgewandelt und anschließend pflanzenbaulich bewirtschaftet oder Wälder gerodet und als Viehweiden genutzt werden. Auch der Einschlag von Holz in tropischen Regenwäldern ohne eine weitere Nutzung durch den Menschen (Ausbildung einer Sekundärvegetation) oder die Entwässerung von Mooren und der Abbau von Torf stellen wesentliche Landnutzungsänderungen dar.
- Eine indirekte Landnutzungsänderung (iLUC) ist eine direkte Landnutzungsänderung, die als Folge einer außerhalb des Betrachtungs- oder Produktsystems liegenden Änderung einer Flächenbewirtschaftung resultiert und indirekt, meist über mehrere Stufen bewirkt wird. Indirekte Landnutzungsänderungen können etwa entstehen, wenn Energiepflanzen auf einer Fläche angebaut werden, die vorher dem Anbau von Nahrungsmitteln, Futtermitteln oder Fasern diente. In diesem Fall können andernorts Flächen in Ackerland umgewandelt werden, um die „verdrängte“ Produktion zu ersetzen (LAHL 2010). Die wesentlichste, bislang in der öffentlichen Diskussion völlig unterbewertete und wenig betrachtete Ursache indirekter Landnutzungsänderungen ist der weltweite Anstieg der Bevölkerungszahlen, verbunden mit einer Ausdehnung des intensiven Ressourcenverbrauchs (UBA 2013c) westlicher Industrienationen (pflanzliche und tierische Nahrungsmittel, Biomasse für die energetische und stoffliche Nutzung) auf wachsende Entwicklungs- und Schwellenländer (siehe auch Tabelle 74).

Typische Emissionsfaktoren für direkte Landnutzungsänderungen in Folge der Biokraftstoffproduktion wurden von FARGIONE et al. (2008) veröffentlicht und sind in Tabelle 73 dargestellt. Über die dargestellten Allokationfaktoren entfallen wesentliche Anteile der THG-Emissionen auf die Nebenprodukte, die i. W. als Tierfutter oder Rohstoff für eine industrielle Nutzung verwendet werden. Die angegebenen Zahlen für Landnutzungsänderungen durch die verstärkte Produktion von Palmöl wäre in stärkerem Maße dem steigenden Bedarf aus der Lebensmittel- und verarbeitenden Industrie zuzuschreiben, weil dieser Verwertungspfad weltweit etwa 95 % ausmacht (FNR 2013b) (siehe auch nachfolgender Abschnitt).

Tabelle 73: Typische CO₂-Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen u. a. für die Biokraftstoffproduktion

Landnutzungsänderung (Biokraftstoff)	freigesetztes CO ₂ („Carbon Debt“)	Allokation auf den Biokraftstoff	Kompensationszeit („payback time“)
Palmölproduktion auf tropischem Regenwald in Indonesien/Malaysia (Biodiesel)	702 t/ha	87 %	86 Jahre
Palmölproduktion auf Torfmoor in Indonesien/Malaysia (Biodiesel)	3.452 t/ha	87 %	423 Jahre
Sojaanbau auf tropischem Regenwald in Brasilien (Biodiesel)	737 t/ha	39 %	319 Jahre
Zuckerrohranbau auf bewaldeten Cerrado in Brasilien (Bioethanol)	165 t/ha	100 %	17 Jahre
Sojaanbau auf Grünland-Cerrado in Brasilien (Biodiesel)	85 t/ha	39 %	37 Jahre
Mais auf Grünland in den USA (Bioethanol)	134 t/ha	83 %	93 Jahre
Mais auf stillgelegtem Ackerland in den USA (Bioethanol)	69 t/ha	83 %	48 Jahre

Quelle: FARGIONE et al. (2008)

Einordnung der energetischen Biomassenutzung in die weltweite Nutzung landwirtschaftlicher Flächen

Der Einfluss der Biokraftstoffproduktion auf weltweite Landnutzungsänderungen scheint allgemein überbewertet zu sein. Die kritische Entwicklung direkter Landnutzungsänderungen wie die Rodung von Regenwäldern oder der Umbruch von Savannenlandschaften in Ackerflächen und die daraus resultierenden THG-Emissionen sind überwiegend auf die Ausdehnung der bewirtschafteten Flächen für die Nahrungs- und Futtermittelerzeugung, die Faserproduktion, Viehhaltung sowie die Brennstoff- und Bauholzgewinnung zurückzuführen (FRITSCH & WIEGMANN 2011). Nur 6,6 % der LUC-bedingten THG-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Dauerbewirtschaftung sind nach FAO (2010) der weltweiten Biokraftstoffproduktion zuzurechnen. Ein sehr wesentlicher und in der iLUC-Diskussion häufig unberücksichtigter Punkt ist der weltweit steigende Fleischverzehr (insbesondere in wachstumsstarken Schwellenländern wie China, Brasilien oder Mexiko) in Verbindung mit einer stetig wachsenden Bevölkerungszahl (UBA 2013c) sowie einer zunehmenden Entkopplung von Erzeugung und Verbrauch landwirtschaftlicher Produkte, verbunden mit signifikanten Verlusten innerhalb der gesamten Prozesskette (NOLEPPA & VON WITZKE 2012; GUSTAVSSON et al. 2011). Wesentliche Kennzahlen zur Flächennutzung, der Bevölkerungsentwicklung und dem spezifischen Lebensmittelverbrauch pro Kopf sind für Deutschland und die Welt im Jahresvergleich 1990 bis 2010 in Tabelle 74 dargestellt und verdeutlichen die oben genannten Einflussgrößen auf die weltweit kritische Flächennutzung. Zur Bereinigung offensichtlicher Effekte unterschiedlichen Fleischverzehrs bzw. abweichender Erfassungsgrundlagen in der DDR und der BRD vor 1990 wurden die Angaben zum Fleischverzehr in Deutschland für das Jahr 1991 ausgewiesen.

Tabelle 74: Kennzahlen zur Bevölkerungsentwicklung, Flächennutzung und dem Lebensmittelverzehr in Deutschland und der Welt im Jahresvergleich 1990-2010

Betrachtungsgegenstand	Welt		Deutschland	
	Stand 1990	Stand 2010 (2009)	Stand 1990	Stand 2010
Bevölkerungszahl	5,3 Mrd.	6,9 Mrd. (Prognose 2050: 9,3 Mrd.)	79,1 Mio.	82,3 Mio.
Landwirtschaftliche Nutzfläche	4.833 Mio. ha	4.894 Mio. ha	18,03 Mio. ha	16,7 Mio. ha
davon:				
Ackerflächen	1.403 Mio. ha (29,0 %)	1.388 Mio. ha (28,4 %)	11,97 Mio. ha (66,4 %)	11,85 Mio. ha (71,0 %)
Permanenkulturen	118 Mio. ha (2,4 %)	153 Mio. ha (3,1 %)	443.000 ha (2,5 %)	199.000 ha (1,2 %)
Grün-/Weideland	3.312 Mio. ha (68,5 %)	3.353 Mio. ha (68,5 %)	5,62 Mio. ha (31,2 %)	4,66 Mio. ha (27,9 %)

Betrachtungsgegenstand	Welt		Deutschland	
	Stand 1990	Stand 2010 (2009)	Stand 1990	Stand 2010
Wald	4.168 Mio. ha	4.033 Mio. ha	10,74 Mio. ha	11,08 Mio. ha
Kennzahlen				
Lebensmittelverzehr				
Fleischverzehr pro Einwohner (Schlachtgewicht)	33,7 kg/a	41,9 kg/a (2009) (Prognose 2050: 51,7 kg/a*)	89,3 kg/a (1991)	88,1 kg/a (2009)
Lebensmittelverzehr pro Einwohner	2626 kcal/d	2831 kcal/d (2009)	3413 kcal/d (1991)	3550 kcal/d (2009)
davon pflanzliche Produkte	2210 kcal/d	2330 kcal/d (2009)	2300 kcal/d (1991)	2468 kcal/d (2009)
davon tierische Produkte	416 kcal/d	501 kcal/d (2009)	1113 kcal/d (1991)	1082 kcal/d (2009)

Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis von Angaben FAOSTAT (2013) und STEINFELD et al. (2006)

Die Zahlen zur Bevölkerungsentwicklung (inkl. der Prognosen bis 2050) und dem spezifischen Lebensmittelverzehr verdeutlichen ohne weitere Erklärung den „Druck“ auf vorhandene landwirtschaftliche Flächen: Weltweit nahm die Bevölkerungszahl zwischen 1990 und 2010 um 30 % zu, der pro-Kopf-Verzehr von Fleisch erhöhte sich um ca. 24 %, die spezifische Energieaufnahme pro Kopf immerhin um 10 % (FAOSTAT 2013). Bis 2050 wird prognostiziert, dass die bis dahin um mehr als ein Drittel gestiegene Einwohnerzahl einen Bedarf an Fleisch- und Milchprodukten hat, der absolut gesehen bei 200 % bzw. 180 % des derzeitigen Produktionsniveaus liegt (STEINFELD et al. 2006). In den zurückliegenden etwa 20 Jahren erfolgte eine Abnahme der globalen Waldflächen (i. d. R. wertvoller Urwälder) durch Landnutzungsänderungen zu Gunsten landwirtschaftlicher Nutzflächen, die jedoch insgesamt durch einen allgemeinen Flächenrückgang (z. B. in Folge von Bodenerosionen, Siedlungs- oder Infrastrukturmaßnahmen) überlagert wurde. In Deutschland ist in diesem Zeitraum ein vergleichsweise hoher Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzflächen zu verzeichnen, der nur zu etwa 25 % durch einen Zuwachs an Waldflächen durch Wiederbewaldung zu erklären ist. Wesentliche Landnutzungsänderungen sind hier vor allem in der Umwandlung von Grünland- und Permanentkultur in Ackerflächen bzw. in geringerem Umfang die Rückumwandlung solcher Flächen zu Wäldern.

Belastbare Angaben zu den Verwertungswegen landwirtschaftlicher Rohstoffe (Nahrungs- oder Futtermittel, Bioenergie, stoffliche Nutzung) im weltweiten Maßstab lassen sich aus statistischen Quellen oder anderen Veröffentlichungen schwer ableiten. Schätzungen auf Basis unterschiedlicher Datenquellen (inkl. statistischer Daten der FAO) sind durch RASCHKA & CARUS (2012) für das Jahr 2008 dokumentiert. Aktualisierte Zahlen dieser Autoren zeigen, dass der massenbezogene Anteil geernteter Agrarbiomasse (ohne Weidelgras), die als Futtermittel verwendet wird, bei 60 % liegt, während die Nutzung als Nahrungsmittel nur 32 % und die stoffliche und energetische Nutzung jeweils nur 4 % ausmachen (nova-Institut GmbH 2013). Berücksichtigt man zusätzlich Biomasse, die beim Weidegang von Tieren aufgenommen bzw. von Grünlandflächen als Futter geerntet wird, liegt das Verhältnis bei 71 % als Tierfutter, 23 % als Nahrungsmittel und je 3 % für stoffliche und energetische Nutzungspfade (ebd.). Nach RASCHKA & CARUS (2012) werden bei dieser Systematik Nebenprodukte aus Verarbeitungsprozessen zur Vereinfachung dem Hauptnutzungspfad der jeweiligen Biomasse zugewiesen.

Für beispielhafte Agrarprodukte gibt die FAO einen Überblick zu den Anteilen der wesentlichen Nutzungspfade im weltweiten Maßstab, siehe Abbildung 45. Aus diesen Zahlen ist jedoch nicht ableitbar, inwieweit bereits Koppelprodukte anderer Verwertungspfade (z. B. die Erzeugung von Eiweißfuttermitteln bei der Biokraftstoffproduktion) in der Massenbilanzverteilung berücksichtigt sind.

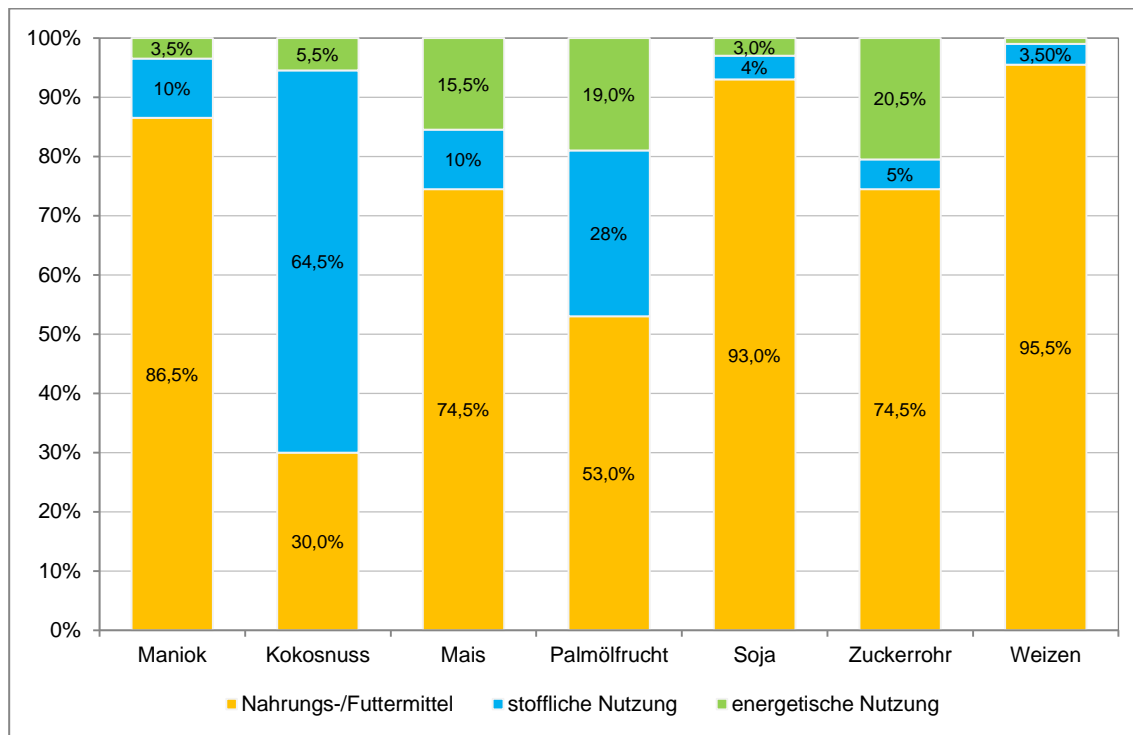


Abbildung 45: Nutzungspfade exemplarischer Agrarprodukte im globalen Maßstab für 2009

Quelle: FAO (2012)

Für Deutschland liegen Angaben zur Nutzung inländischer landwirtschaftlicher Nutzflächen (Acker- und Grünland, Sonstige) für das Jahr 2010 vor (Destatis 2013a). Demnach diente 58 % der Flächen der Futtermittelerzeugung/Viehhaltung und 29 % der Bereitstellung pflanzlicher Nahrungsmittel. Weitere 10 % der Flächen wurden für energetische und ca. 2 % der Flächen für stoffliche Nutzungspfade beansprucht, ca. 1 % der Flächen waren Brachen (ebd.). In Destatis (2013a) nicht beschrieben ist, inwieweit die Nutzung von Haupt- und Nebenprodukten aus landwirtschaftlichen Rohstoffen für verschiedene Nutzungspfade (z. B. Nutzung der Verarbeitungsprodukte von Rapssaat, Öl: energetisch, Extraktionsschrot: als Futtermittel) bilanziert wird.

Aus allen vorgenannten Zahlen ist deutlich erkennbar, dass der Beitrag der energetischen Biomassennutzung landwirtschaftlicher Rohstoffe sowohl weltweit als auch in Deutschland von untergeordneter Bedeutung ist und die Erzeugung pflanzlicher und tierischer Nahrungsmittel den wesentlichsten Nutzungspfad landwirtschaftlicher Flächen und Produkte darstellt. Aus diesem Grund sind Änderungen der Bedarfssituation durch steigende Bevölkerungszahlen und die Steigerung des weltweiten Fleischverzehrs zwingend mit in die Betrachtungen zu indirekten Landnutzungsänderungen aufzunehmen.

Rahmengesetzgebung und Entwicklungsperspektiven

Die Verwendung von Biokraftstoffen ist in Deutschland seit 2007 über eine Quotenregelung festgeschrieben (BioKraftQuG, 2007 und aufbauende Gesetzesnovellen), die durch die Inverkehrbringer von Kraftstoffen (i. d. R. Mineralölgesellschaften) eingehalten werden müssen. Hierbei sind jeweils Mindestquoten für Diesel- und Ottokraftstoffe sowie eine Gesamtquote für die Summe abgesetzter Kraftstoffe definiert. Für Dieselmotorkraftstoff gelten 4,4 %, für Ottomotorkraftstoffe ab 2010 2,8 % Mindestanteil an Biokraftstoffen. Die Gesamtquote liegt ab 2010 bis Ende 2014 bei 6,25 %. Ab 2015 gelten Mindestquoten, die sich auf eine THG-Absenkung äquivalenter Mengen fossiler Kraftstoffe beziehen. Die Erfüllung der Biokraftstoffquoten wurde im Jahr 2012 sowohl durch inländisch produzierte Biokraftstoffe als auch Importe erreicht, wobei insbesondere der biogene Anteil in Ottomotorkraftstoffen (Bioethanol) überwiegend durch Importe abgedeckt wurde (BLE 2013).

Mit der Verabschiedung der Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (EU-RED 2009) und deren Umsetzung in deutsches Recht (BioKraft-NachV [2009], BioSt-NachV [2009]) wurden Nachhaltigkeitsanforderungen an die Erzeugung von Rohstoffen für die Biokraftstoffproduktion, Transporte und den eigentlichen Produktionsprozess definiert. Entlang der gesamten Prozesskette ist über entsprechende Zertifizierungssysteme lückenlos

nachzuweisen, dass die Biokraftstoffe den Referenzwert der THG-Emissionen fossiler Kraftstoffe um einen definierten Betrag unterschreiten. Bis Ende 2016 ist eine Minderung von mindestens 35 % und ab 2017 von mindestens 50 % nachzuweisen. Für Produktionsanlagen, die ab 2017 in Betrieb gehen, gelten ab 2018 verschärfte Mindestanforderungen von 60 % THG-Minderung. Effekte direkter Landnutzungsänderungen (dLUC) beim Anbau von Biomasse müssen bereits jetzt im Rahmen der Nachweisführung der Nachhaltigkeitsanforderungen berücksichtigt werden. Von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) als Kontrollstelle waren Ende 2012 zwei Zertifizierungssysteme und 26 Zertifizierungsstellen anerkannt, weiterhin sind von der Europäischen Kommission 13 freiwillige nationale und internationale Regelungen als gleichwertig anerkannt und zwei weitere nationale Systeme registriert (BLE 2013).

Branchen- und länderübergreifende Nachhaltigkeitsanforderungen an agrarische Rohstoffe zu anderen Zwecken als der Biokraftstoffproduktion (Nahrungsmittelproduktion, Futtermittelherstellung, stoffliche Nutzung) existieren derzeit noch nicht. In begrenztem Umfang werden von der Industrie für bestimmte Produkte (z. B. Palmöl) freiwillig alternative Zertifizierungsstandards eingeführt, deren Anforderungsprofile jedoch sehr unterschiedlich ausfallen und keiner direkten staatlichen Überwachung unterliegen. So wurden z. B. vom „Runden Tisch für nachhaltiges Palmöl“ (Round Table on Sustainable Palmoil, RSPO), einem Zusammenschluss von ca. 700 NGO, Konsumgüterherstellern, Handelsunternehmen und Banken, Zertifizierungsstandards verabschiedet, welche die Erfüllung sozialer, ökonomischer und ökologischer Mindestbedingungen vorschreiben (RÖTTING 2012). Bisher wird jedoch dieses Siegel nur in geringem Umfang genutzt. Kritiker wie Umweltverbände fordern eine Verschärfung der „schwachen“ Anforderungen und setzten sich mit eigenen Initiativen wie dem „Forum für Nachhaltiges Palmöl“ für verbesserte Nachhaltigkeitsstandards ein (ebd.). Weil die Anwendung von Nachhaltigkeitsstandards nicht im globalen Maßstab erfolgt, besteht auch hier die Gefahr, dass die Zielsetzung durch legale Umgehungstatbestände nicht ausreichend sichergestellt werden kann.

Betrachtet man den Umfang der energetischen Biomassenutzung, insbesondere die Biokraftstoffproduktion, mit anderen wesentlichen Nutzungspfaden wie der Nahrungsmittelproduktion oder stofflichen Nutzung (siehe Ausführungen im Abschnitt „Einordnung der energetischen Biomassenutzung in die weltweite Nutzung landwirtschaftlicher Flächen“), wird deutlich, dass vergleichsweise strenge, verwendungszweckbezogene Nachhaltigkeitsanforderungen für Biokraftstoffe somit nur für marginale Anteile genutzter Biomasse gelten und damit „legalisierte Umgehungstatbeständige geschafft werden“ (UFOP 2013a). Es ist also grundsätzlich möglich, agrarische Rohstoffe, die auf Flächen ohne direkte Landnutzungsänderungen angebaut werden, für die Biokraftstoffproduktion zertifizieren zu lassen und zweckgebunden zu vermarkten, weil ein ausreichendes Marktpotenzial ohne spezielle oder deutlich niedrigere Nachhaltigkeitsanforderungen für Rohstoffe gleicher Art besteht.

Seit etwa 2010 werden auf europäischer Ebene Diskussionen geführt, Effekte indirekter Landnutzungsänderungen (iLUC), die auf den Einsatz von Biokraftstoffen zurückzuführen sind, in die Nachhaltigkeitsbewertung verbindlich zu integrieren. Basis öffentlicher Debatten waren im Wesentlichen drei Studien (IFPRI, JRC-IE, JRC-ITPS) aus dem Jahr 2010, die im Auftrag verschiedener Dienststellen der EU-Kommission erstellt wurden (EP 2011) und weitere Veröffentlichungen zur Modellberechnung von iLUC-Effekten des Einsatzes von Biokraftstoffen. Die Ergebnisse wurden sowohl im Auftrag der Generaldirektion Interne Politikbereiche des Europäischen Parlaments durch FRITSCH & WIEGMANN (2011) zusammenfassend bewertet als auch extern durch eine Vielzahl von Veröffentlichungen und Stellungnahmen von Interessenverbänden kommentiert. Aktuelle Ergebnisse einer Abstimmung des Europäischen Parlamentes vom 11.09.2013 (VDB 2013b) legen die politische Zielrichtung dahingehend fest, dass u. a. iLUC-Faktoren nach IFPRI (2010) ab 2020 verpflichtend in der Kraftstoff-Qualitäts-Richtlinie (EU-FQD 1998) zu berücksichtigen sind, allerdings nach Revision der entsprechenden Faktoren und Methodik bis Mitte 2016. Weiterhin wird eine Begrenzung von Biokraftstoffen „erster Generation“ aus stärke-, zucker- oder ölhaltigen Pflanzen und anderen Energiepflanzen aus landwirtschaftlichem Anbau sowie ein energetischer Mindestanteil von 7,5 % Bioethanol in Ottokraftstoffen angestrebt. Entsprechend des Vorschlags der EU-Kommission zur Änderung der Richtlinien 98/70/EG (EU-FQD 1998) und 2009/28/EG (EU-RED 2009) vom 17.10.2012 stehen folgende iLUC-Faktoren zur Diskussion (Europäische Kommission 2012):

Tabelle 75: Vorgeschlagene iLUC-Werte der EU-Kommission aus dem Jahr 2012

Rohstoffgruppe	geschätzte Emissionen infolge veränderter Landnutzung (iLUC) [g CO ₂ e/MJ Biokraftstoff]
Getreide und sonstige stärkehaltige Pflanzen	12
Zuckerpflanzen	13
Ölpflanzen	55

Quelle: Europäische Kommission (2012)

Effekte indirekter Landnutzungsänderungen werden nach diesem Vorschlag für Rohstoffe unterschiedlichster Herkunft und Art nur anhand der wesentlichen Inhaltsstoffe pauschal bewertet.

Modellansätze, iLUC-Faktoren und Schwachstellen einer isolierten Betrachtung des iLUC-Effektes von Biokraftstoffen

International abgestimmte Bewertungsansätze zur Ermittlung der Zusammenhänge aus dem Energiepflanzenanbau, indirekten Landnutzungsänderungen und der Höhe anzusetzender Emissionen liegen derzeit noch nicht vor (FLESSA et al. 2012). Veröffentlichte Modellberechnungen zu Effekten indirekter Landnutzungsänderungen als Folge des verstärkten Einsatzes von Biokraftstoffen basieren auf unterschiedlichen methodischen Ansätzen, Basisdaten und Bilanzabgrenzungen und führen deshalb oft zu abweichenden Ergebnissen. Die Ergebnisse veröffentlichter iLUC-Faktoren für bestimmte Biokraftstoffe liegen dabei teilweise extrem weit auseinander (WICKE et al. 2012; FINKBEINER 2013). Nach FINKBEINER (2013) & LAHL (2010) zeigen veröffentlichte iLUC-Faktoren mit zunehmender Aktualität der Publikationen einen klaren Trend zu niedrigeren Werten.

Einen vereinfachten Modellsatz, der auch vom Wissenschaftlichen Beirat der Bundesregierung Globale Umweltänderungen (WBGU 2009) unterstützt wird, stellt der vom Öko-Institut im Rahmen eines UBA-Forschungsprojektes eingeführte iLUC-Faktor dar (FRITSCHÉ & WIEGMANN 2008; FRITSCHÉ et al. 2010a/b). Dieser wird auf Basis der Bilanzen der wichtigsten global gehandelten Agrarprodukte und Flächendaten der zugehörigen Exportländer mit Referenzdaten aus dem Jahr 2005 berechnet. Für das nach diesem Ansatz modellierte und global gewichtete flächenbezogene Emissionspotenzial aus den zu Grunde liegenden relevanten Landnutzungsänderungen auf Basis der ober- und unterirdischen Kohlenstoffvorräte wird von FRITSCHÉ et al. (2010a/b) ein theoretischer 100 %-iLUC-Faktor abgeleitet. Für Berechnungen bis 2030 empfehlen die Autoren den Ansatz dieses iLUC-Faktors mit 25 % als Unter- und 50 % als Obergrenze. Die Abschätzungen für die Anteile anzurechnender Emissionen begründen sich aus erwarteten zukünftigen Ertragssteigerungen und der Verfügbarkeit bislang noch nicht genutzter Flächenpotenziale. Für Betrachtungen bis 2010 entsprechen diese Zahlen iLUC-Faktoren von 3,4 bzw. 6,8 t CO₂-Äquivalenten/ha und Jahr, für Betrachtungen ab 2020 bis 2030 geben FRITSCHÉ et al. (2010a/b) Zahlen von 3,6 bzw. 7,3 t CO₂-Äquivalenten/ha und Jahr an. Unklarheiten hinsichtlich verwendeter Berechnungsansätze⁵ dieser Autoren mindern jedoch die wissenschaftliche Aussagekraft dieser Ergebnisse und werden deshalb in vorliegender Studie für Abschätzungen nicht verwendet. Werden diese iLUC-Werte auf Biokraftstoffe ohne anteilige Allokation der iLUC-Emissionen auf anfallende Nebenprodukte angewendet, wie dies z. B. bei FLESSA et al. (2012) der Fall ist, führt dies zu einer zusätzlichen Überbewertung indirekter Landnutzungseffekte von Biokraftstoffen.

Aus der Vielzahl von Publikationen, Stellungnahmen und Modellberechnungen lässt sich keine einheitliche Tendenz ableiten, welche Schlussfolgerungen und Bewertungsansätze sich im Ergebnis der öffentlichen Diskussion durchsetzen könnten. So bewerten z. B. FRITSCHÉ & WIEGMANN (2011) den wissenschaftlichen Stand insgesamt als ausreichend ein, um belastbare Schätzungen zu iLUC-Effekten für unterschiedliche Biokraftstoffe abzuleiten, sie empfehlen allerdings eine Weiterentwicklung der Modellgrundlagen und Berechnungsmethodik. Andere Autoren halten die Anwendung allgemeiner

⁵ Die Autoren verwenden anstelle äquivalenter CO₂-Emissionen aus der Kohlenstoff-Vorratsänderung zwischen vormaliger und neuer Landnutzung die absoluten Größen der Kohlenstoff-Vorräte der vormaligen Landnutzung und überbewerten damit das theoretische THG-Emissionspotenzial.

iLUC-Werte auf Grund fehlender Transparenz bzw. Kausalitäten für ungeeignet bzw. lehnen diese ab (LAHL 2010; FINKBEINER 2013; BOCKEY 2012).

Folgende Schwachstellen lassen sich im Ergebnis mehrerer Studien ableiten, die die Anwendbarkeit allgemeingültiger iLUC-Werte für Biokraftstoffe in Frage stellen:

- Die Bandbreite veröffentlichter iLUC-Faktoren für bestimmte Biokraftstoffe liegen in einem wissenschaftlich nicht vertretbaren Schwankungsbereich mit sowohl negativen als und positiven Werten und einem Schwankungsbereich, der 200 % unter oder 1.700 % über den Werten der fossilen Referenzkraftstoffe liegen kann (FINKBEINER 2013; Zusammenstellung in WICKE et al. 2012).
- Unsicherheiten hinsichtlich veröffentlichter iLUC-Faktoren werden in einer Vielzahl von Veröffentlichungen als hochgradig unsicher beschrieben (FINKBEINER 2013). Auch FRITSCH (2012) weist darauf hin, dass die komplexe iLUC-Modellierung bislang eine hohe Variabilität aufweist und eine geringe Konsistenz zwischen Modellen untereinander besteht und Unsicherheiten impliziert sind.
- Indirekte Landnutzungsänderungen lassen sich wissenschaftlich nicht nachweisen, beobachten oder messen (FINKBEINER 2013).
- Die wenigsten Studien bewerten iLUC-Effekte in einer rückblickenden Perspektive auf Basis historischer Daten (WICKE et al. 2012). „Die iLUC-Quantifizierung stützt sich (i. d. R) auf theoretische Modelle, die ihrerseits vorrangig auf hypothetischen Annahmen und Marktprognosen basieren.“ (FINKBEINER 2013).
- Eine isolierte Betrachtung von iLUC als Folge des Biokraftstoffeinsatzes ist wissenschaftlich nicht konsistent (FINKBEINER 2013). iLUC sollte auf alle Produkte angewendet werden. Besser wäre jedoch die Berücksichtigung produktbezogener THG-Effekte **direkter** Landnutzungsänderungen.
- Nebenprodukte, die direkt bei der Produktion von Biokraftstoffen oder vorgelagerten Prozessschritten anfallen, werden nicht oder nur unzureichend in den Betrachtungen berücksichtigt. Insbesondere proteinreiche Nebenprodukte wie Extraktionsschrote, Presskuchen oder Trockenschlempe, die als hochwertige Futtermittel eingesetzt werden und den Flächenbedarf anderer Futtermittel verringern können (DUNKELBERG et al. 2011; LAHL 2010). Dies betrifft auch die Frage einer sachgerechten Bewertung durch Berücksichtigung von Allokationsfaktoren, die THG-Emissionen den anfallenden Nebenprodukten zuweisen (LAHL 2010). Auch bestehen Unzulänglichkeiten hinsichtlich der Frage, wie die durch Landnutzungsänderungen verursachten THG-Emissionen zwischen der auslösenden Kultur und der „vertriebenen“ Kultur („inter-crop-allocation“) aufzuteilen wären (FINKBEINER 2013).
- Für bestimmte Rohstoffe, die mehrere Verarbeitungsprodukte ergeben oder auch unverarbeitet Verwendung finden können (z. B. Sojabohne/Sojaöl und Sojaextraktionsschrot) können „treibende“ Nutzungswege (Tierfütterung, Lebensmittelherzeugung, Biokraftstoffproduktion), die zu einer Ausweitung der Produktion führen, nicht eindeutig identifiziert werden. So zeigen z. B. Studien, dass die Ausweitung der Sojaproduktion im Amazonasgebiet eher durch den steigenden Bedarf an Tierfutter als den Sojaölbedarf für die Biodieselproduktion dominiert wurde (VERWEIJ et al. 2009, zitiert in WICKE et al. 2012).
- Die Referenzwerte für fossile Kraftstoffe werden allgemein zu niedrig angesetzt. Würde der zunehmende Anteil „unkonventioneller“ fossiler Kraftstoffe (z. B. aus Basis von Teersanden oder Schieferölen) oder synthetischen Kraftstoffe aus Erdgas oder Kohle, die derzeit etwa 5 Prozent der Weltölproduktion ausmachen und mit deutlich höheren Treibhausgasemissionen bei der Herstellung als „konventionelles“ Erdöl verbunden sind, berücksichtigt, müsste der Referenzwert um 10 bis 20 % höher angesetzt werden (PIEPRZYK et al. 2009). Die Verwendung von Biokraftstoffen wirkt außerdem dämpfend auf die Einsatzmenge dieser Rohstoffe. Um eine „Gleichbehandlung“ von Bio- und fossilen Kraftstoffen zu gewährleisten, müssten für letztgenannte auch indirekte Effekte berücksichtigt werden. So müssten z. B. Störfälle oder Unfälle größeren Ausmaßes bei der Ölförderung in deren Klimabilanz berücksichtigt werden (LAHL 2010). Auch THG-Emissionen, die durch den militärischen Schutz der Erdölvorkommen im Nahen Osten entstehen, müssten bilanziert werden (FINKBEINER 2013). Nach LISKA & PERRIN (2009) würde sich bei entsprechenden Betrachtungen die THG-Intensität mineralölbasierter Kraftstoffe aus dieser Region um etwa das Doppelte erhöhen.
- In Modellberechnungen nicht berücksichtigt werden Effekte veränderter Verbrauchernachfrage. Beispielhaft sei hier die rückläufige Entwicklung von Soja-Importen in Europa zu nennen, weil hier die Nachfrage nach Rohstoffen aus nicht gen-

technisch verändertem Saatgut zunimmt. Ausländische Erzeugungskapazitäten für entsprechende Produkte (im Wesentlichen in Brasilien beheimatet) zeigen jedoch eher rückläufige Zahlen (DVT 2012b). Der Anteil des in Deutschland zur Fütterung eingesetzten Sojaschrotes aus gentechnisch veränderten Sojabohnen lag 2012 bei etwa 80 % (ebd.).

- Nach LAHL (2010) ist der „Schlüssel zum Verständnis der iLUC-Effekte ist nicht in globalen ökonomischen oder gar deterministischen Agrarmodellen zu suchen, sondern in den jeweiligen Entscheidungen und Entscheidungsstrukturen in den Regionen bzw. Ländern“. In bisherigen iLUC-Diskussionen seien Länder mit ihrer Bevölkerung und ihren Regierungen außerhalb der Modellbetrachtungen und somit nicht als aktiv handelnde politische Einheiten, sondern eher den globalen Agrarmärkten „willenlos“ ausgesetzte Objekte gesehen (ebd.).

LAHL (2010) schlägt deshalb ein alternatives, regionales Berechnungsmodell vor, um Effekte direkter und indirekter Landnutzungsänderungen für die relevanten Nutzungspfade (Nahrungs- und Futtermittelproduktion, energetischen und stoffliche Nutzung) besser erfassen und bewerten zu können. „Ein Grund für die Entwicklung dieses Ansatzes durch LAHL (2010) war die Einschätzung, dass Agrarmärkte durch staatliche Regulierungen wie Subventionen, Zölle und Handelsbeschränkungen beeinflusst werden, diese Effekte in ökonomischen Modellen jedoch nicht hinreichend berücksichtigt werden.“ (DUNKELBERG et al. 2011).

Folgende Empfehlungen wurden von unterschiedlichen Autoren abgeleitet:

- Nachhaltigkeitsstandards sollten auf alle Branchen (Lebens- und Futtermittelproduktion, industrielle Verarbeitung) ausgeweitet und möglichst global verbindlich angewendet werden.
- Sämtliche Biomasseströme sollten in ein THG-Bewertungssystem einbezogen werden (DELZEIT et al. 2011; WBA 2007). In diesem Zusammenhang sollten THG-Emissionen aus direkter Landnutzungsänderung den jeweils angebauten Agrarprodukten direkt zugeschrieben werden.
- Wirksame Elemente gegen maßgebliche Landnutzungsänderungen (z. B. Rodung von Regenwäldern) können auf Nationalstaatlicher Ebene durch politische Elemente (z. B. Schutzgebietsausweisungen, gesetzliche Regelungen, stärkere Überwachung der Einhaltung bestehender Regelungen) erfolgen. Positives Beispiel hierfür ist die deutlich rückläufige Entwicklung der Entwaldung in Brasilien in den letzten Jahren (AEE 2012).
- Es sollten zwingend globale Obergrenzen für LUC-induzierte THG-Emissionen für alle Länder geprüft und entwickelt werden (WICKE et al. 2012).

Eine Dämpfung von Effekten indirekter Landnutzungsänderungen kann nach FRITSCH (2012) u. a. durch eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion erreicht werden, die jedoch deutliche Auswirkungen auf die Biodiversität und negative soziale Effekte nach sich ziehen können (z. B. in Bezug auf Landrechte, Lebensmittelpreise, Zugang zu Wasser). Weitere Dämpfungsmaßnahmen könnten durch den Einsatz bislang nicht genutzter agrarischer Rückstände (WICKE et al. 2012) sowie die Rekultivierung vernachlässigter und degradierter Flächen (AEE 2012) erreicht werden.

Fazit und methodische Herangehensweise für den vorliegenden Bericht

Der weltweit steigende Bedarf pflanzlicher Rohstoffe für die Tierfütterung und die Nahrungsmittelproduktion sowie die stoffliche und energetische Nutzung dieser Stoffe führen zu einer zunehmender Konkurrenz um landwirtschaftliche Flächen und in deren Folge zu direkten und indirekten Landnutzungsänderungen in Verbindung mit einer gravierenden Zunahme von Treibhausgasemissionen. Eine isolierte Betrachtung/Fokussierung indirekter Landnutzungsänderungen als Folge der weltweiten Biokraftstoffherstellung ist einseitig und widerspiegelt nur Teile der komplexen Zusammenhänge aus Bedarfsentwicklung, Marktstrukturen und politischen Einflussgrößen. Bislang liegen noch keine belastbaren Modelle oder Bewertungsansätze vor, die die komplexe Ursache-Wirkungs-Beziehung zwischen Energiepflanzenanbau und Biokraftstoffnutzung vor Ort, der Marktentwicklung für weltweit gehandelte Agrargüter sowie der Bedarfssituation zur Bereitstellung von Nahrungs- und Futtermitteln Rechnung tragen. Außerdem werden bislang Effekte, die durch staatliche Schutzmaßnahmen erreichbar sind, nicht berücksichtigt.

Einzig zielführende Lösung zur Bewertung (indirekter) Landnutzungsänderungseffekte ist die Einbeziehung aller land- und forstwirtschaftlicher Aktivitäten in globale THG-Bilanzsysteme, wobei jegliche Form einer Landnutzungsänderung dann per Definition eine direkte Landnutzungsänderung (dLUC) darstellen würde (DELZEIT et al. 2011). Weil wesentliche Effekte indirekter Landnutzungsänderungen durch eine weltweite Steigerung des Lebensmittel- und Fleischkonsums und (in begrenztem Maße auf die verstärkte energetische und stoffliche Nutzung agrarischer Rohstoffe) in Richtung des Niveaus

industrialisierter Länder zurückzuführen sind, wären Berechnungen und wissenschaftliche Modelle wünschenswert, die eine notwendige Verbrauchsreduzierungen industrialisierter Länder wie Deutschland ausweisen, die eine nachhaltige Flächennutzung ermöglichen.

Aus den genannten Gründen wird in dieser Studie auf die **Ausweisung flächen- oder stoffspezifischer iLUC-Faktoren verzichtet**. Es erfolgen jedoch für die relevanten Biomasse-Nutzungspfade qualitative Bewertungen zu möglichen Effekten indirekter Landnutzungsänderungen. Ergänzend werden diese Fragen auch im Zusammenhang mit der Erzeugung und dem Konsum tierischer Lebensmittel diskutiert.

Hinweis zur methodischen Abgrenzung

Die Abschätzung von THG-Minderungseffekten durch die energetische Nutzung von Biomasse erfolgt produktionsbezogen. Bilanziert werden somit nur Biomasseaufkommen, deren wesentlichen Umwandlungs- oder Verarbeitungsschritte an sächsischen Produktionsstandorten erfolgen.

2.2.2.2 Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen

Status quo

Die Vergärung von Wirtschaftsdüngern, nachwachsenden Rohstoffen (nawaRo) oder organischen Reststoffen landwirtschaftlichen Ursprungs in Biogasanlagen ist eine in der Landwirtschaft etablierte Technologie zur Bereitstellung des erneuerbaren Energieträgers Biogas, einem Gasgemisch aus Methan, Kohlendioxid und Spuren weiterer Gase. Gemäß eigener Definition wird die Biogastechnologie als „Verwertungspfad“ für (i.W.) Produkte aus der landwirtschaftlichen Urproduktion und somit außerhalb des eng abgegrenzten Bilanzrahmens „Landwirtschaft“ behandelt. Die eigentliche Vergärung ist dabei ein natürlich ablaufender mikrobiologischer Umsetzungsprozess, der im anaeroben Milieu, d. h. unter Luftabschluss stattfindet. Eine unkontrolliert erfolgende Biogasbildung ist beispielweise verantwortlich für die Emission von Methan bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern.

Durch die gesetzliche Festschreibung einer gesicherten Abnahme und Vergütung des aus Biogas erzeugten Stroms durch das Stromeinspeisegesetz (StromEinspG) 1990 und das aufbauende Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) ab dem Jahr 2000 mit den entsprechenden Novellierungen ist auch in Sachsen im Zeitraum von ca. 2000 bis 2010 eine dynamische Entwicklung des Bestand landwirtschaftlicher und gewerblicher Biogasanlagen zu verzeichnen, die im Wesentlichen Wirtschaftsdünger, organische landwirtschaftliche Reststoffe oder speziell angebaute Energiepflanzen (nawaRo) zur Biogasproduktion einsetzen.

Anlagenanzahl und Biogaserzeugung

Nach Erhebung des LfULG waren Ende 2010 ca. 190 Biogasanlagen mit einer installierten Gesamtleistung von 80,14 MW_{el} in Betrieb, davon etwa 160 landwirtschaftliche Anlagen (BRÜCKNER 2013a). Die mittlere elektrische Leistung liegt somit bei etwa 420 kW_{el} pro Biogasanlage. Die Gasverwertung erfolgte ausschließlich durch Verstromung in Blockheizkraftwerken (BHKW), Anlagen mit Gasaufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz (sog. Biomethananlagen) waren 2010 nach Kenntnisstand des LfULG noch nicht am Netz (BRÜCKNER 2013a). Das Substratspektrum landwirtschaftlicher Biogasanlagen wird dominiert durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern (Rindergülle, Schweinegülle, Rindermist, Geflügel-Trockenkot), weiterhin werden wachsende Rohstoffe (nawaRo), hier insbesondere Maissilage, als Substrate eingesetzt (BRÜCKNER 2012). Auf Basis einer Datenerhebung des LfULG an 32 landwirtschaftlichen Biogasanlagen im Jahr 2010 wird der Wirtschaftsdüngereinsatz dieser Anlagen auf etwa 80 % geschätzt, bezogen auf den Gesamtbestand inklusive gewerblicher Biogasanlagen sollte dieser Anteil bei etwa 70 % liegen (BRÜCKNER 2013a). Der Anteil gewerblicher Biogasanlagen, die organische Reststoffe/Abfälle, die nicht originär aus der landwirtschaftlichen Urproduktproduktion stammen, als Ko-Fermente zur Vergärung zusätzlich zu Wirtschaftsdüngern einsetzen, ist vernachlässigbar klein und wird an dieser Stelle nicht weiter betrachtet. Mehr als 85 % der landwirtschaftlichen Betriebe führen die Biogaserzeugung als Nebenanlage zur Tierhaltung, weitere haben die Biogasanlage aus steuerlichen Aspekten als separates Unternehmen ausgegründet (BRÜCKNER 2013a). Gesicherte Angaben zum absoluten bzw. relativen Einsatz einzelner Wirtschaftsdünger oder pflanzlicher Einsatzstoffe liegen für den Freistaat Sachsen nicht vor, weil entsprechende Angaben weder statistisch erfasst noch im Rahmen gesetzlicher Meldepflichten an entsprechende staatliche Stellen zu übermitteln sind. Auch die Berechnungen zu den absoluten Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft für 2010 mit Submission im Jahr

2012 (HAENEL et al. 2012) enthält keine Angaben zum Wirtschaftsdüngereinsatz in Biogasanlagen. Wirtschaftsdünger werden in diesen Berechnungen ausschließlich über den Verwertungspfad Anfall im Stall – Lagerung – Ausbringung auf landwirtschaftliche Nutzflächen bilanziert (HAENEL et al. 2012), weil entsprechende Eingangsdaten zum Biogasanlagenbestand nicht vorlagen. Erst mit der Submission 2013 (RÖSEMANN et al. 2013) wird der Nutzungspfad „Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern“ bilanziert, wobei sich dieser ausschließlich auf Rinder- und Schweinegülle bezieht.

Aus den genannten Gründen werden nachfolgend Zahlen zum absoluten Substrateinsatz abgeschätzt. Basis hierfür sind die Ergebnisse der Datenerhebung an 17 % der sächsischen Biogasanlagen (BRÜCKNER 2012), statistische Angaben zum Tierbestand und dem Anfall tierischer Exkrememente (HAENEL et al. 2012), Vergleichszahlen aus übergreifenden Datenerhebungen (vTI 2009; LIEBETRAU et al. 2011) sowie Standardwerte zu Methanausbeuten von Biogassubstraten (KTBL 2010). Aus der installierten elektrischen Gesamtleistung, der durchschnittlichen Auslastung der BHKW, einem mittleren elektrischen Wirkungsgrad der Blockheizkraftwerke sowie Annahmen zum Anteil von Zündstrahlmotoren und deren relativem Bedarf an Zündöl lassen sich die im Jahr 2010 durch sächsische Biogasanlagen erzeugten Strom- und Wärmemengen (elektrische und thermische Arbeit) sowie unter Berücksichtigung von Methanverlusten die Biogaserzeugung aus den Einsatzstoffen abschätzen. Die Berechnungsansätze sind in Tabelle 76 dargestellt.

Tabelle 76: Berechnungsansätze zur Ermittlung der Biogas-, Strom- und Wärmeerzeugung sächsischer Biogasanlagen im Jahr 2010

Parameter	Wert
Mittlerer elektrischer Wirkungsgrad von BHKW	38,5 % (eigener Ansatz in Anlehnung an Daten in vTI 2009)
Mittlerer thermischer Wirkungsgrad von BHKW	45,0 % (eigener Ansatz in Anlehnung an Daten in vTI 2009)
Installierte elektrische Leistung der Biogasanlagen in Sachsen	80,14 MW _{el} (Stand 31.12.2010) (BRÜCKNER 2013)
Durchschnittliche Volllaststundenzahl der BHKW	7.872 h (BRÜCKNER 2012)
Anteil Zündstrahl-BHKW am Gesamtbestand	40 % (in Anlehnung an Daten in vTI 2009)
Durchschnittlicher Zündölverbrauch	6,5 % der Feuerungswärmeleistung (Mittelwert nach FNR 2012a)
Methanverluste vor Eingang ins BHKW	3,45 % (eigene Abschätzung, siehe Tabelle 82)

Aus den oben genannten Zahlen ergibt sich eine jährliche Stromerzeugung von 630.862 MWh_{el}/a bzw. eine mittlere elektrische Jahresleistung von 72 MW_{el}. Die hierbei gekoppelt anfallende und potenziell nutzbare Wärmemenge beträgt 737.371 MWh/a. Unter Berücksichtigung von Methanemissionen in der Anlage und dem Zündöleinsatz ist für diese Bilanz eine Erzeugung von 1.653.018 MWh/a (Hi, n) Biogas aus den Einsatzstoffen notwendig.

Substrateinsatz

Auf Basis der berechneten Biogaserzeugung, den Angaben des LfULG zu mittleren Substrateinsatzmengen untersuchter Biogasanlagen (BRÜCKNER 2012), üblichen Substratqualitäten (TM- und oTM-Gehalte) und Methanausbeuten aus den Einsatzstoffen nach KTBL (2010) sowie den für Sachsen in HAENEL et al. (2012) ausgewiesenen Anfallmengen an Stickstoff (N) und organischer Trockenmasse (oTM) in den tierischen Exkrementen und der Einstreu lässt sich der Anteil anfallender Wirtschaftsdünger berechnen, die einer Verwertung in einer Biogasanlage zugeführt werden. Die in BRÜCKNER (2012) dargestellten Anteile der betrachteten Eingangsstoffe wurden dabei so angepasst, dass plausible Zahlen der einzelnen Wirtschaftsdünger zu deren Verwertung in Biogasanlagen erreicht wurden (d. h. Werte über 100 % wurden auf eine realistische Größe reduziert, Nutzungsmengen einzelner Wirtschaftsdünger wurden über Betriebsgrößenverteilungen auf Plausibilität geprüft, siehe Kapitel 3.2.2.1). Weiterhin lassen sich die absoluten Einsatzmengen nachwachsender Rohstoffe berechnen und über mittlere Ertragszahlen (siehe auch Tabelle im Anhang 5) Aussagen zur Nutzung landwirtschaftlicher Flächen für die Biogasproduktion abschätzen. Tabelle 77 zeigt den aus den für die oben dargestellte Methanproduktion notwendigen Substratmengen und die zugehörigen Berechnungsansätze zu den stoffspezifischen Substratqualitäten. Die Stickstoff-(N)-Gehalte für die Wirtschaftsdünger wurden aus dem Verhältnis der für Sachsen 2010 in HAENEL et al. (2012) ausgewiesenen Anfallmengen an N und den Anfallmengen an organischer Trockensubstanz (oTM) in den Exkrementen

der Tiere (inkl. der verwendeten Einstreu) berechnet und über praxisübliche TM- und oTM-Gehalte auf den Frischmassenanfall umgerechnet.

Tabelle 77: Berechnungsansätze zu Substratqualitäten für die Biogasproduktion und Einsatzstoffmengen für 2010

Einsatzstoff	TM-Gehalt [% der FM]	oTM-Gehalt [% der TM]	Gehalt N-gesamt [kg N/kg FM]	Methanausbeute ²⁾ [NI/kg oTM]	Einsatzmenge für Biogasproduktion [t FM/a]	Anteil Einsatzstoff an Gesamteinsatzmenge
Rindergülle	8	80	5,1	210	2.217.039	60,5 %
Schweinegülle	6	80	5,4	250	240.179	6,6 %
Rinderfestmist	25	85	7,3	250	166.278	4,5 %
Hühnerkotrocken	45	70	74,5	310	11.085	0,3 %
Maissilage	33	95	4,3	350	739.013	20,2 %
Grassilage	35	90	9,4	320	125.632	3,4 %
Getreide	88	98	3,3	360	70.206	1,9 %
Zuckerrüben ¹⁾	23	90	4,8	360	96.072	2,6 %
Σ Einsatzstoffe					3.665.505⁶⁾	100,0 %

¹⁾ saisonal, i. d. R. Einsatz als Rübenschnitzel

Quelle: ²⁾ KTBL (2010)

Insbesondere die für Energiepflanzen nach KTBL (2010) angesetzten Methanausbeuten stellen vergleichsweise konservative Werte dar, die im Querschnitt über alle Anlagen gut erreicht werden sollten. Bei einer Betrachtung von Einzelanlagen könnten hier je nach Verfahrenstechnik und Auslegung auch deutliche höhere Werte realisiert werden.

Abbildung 46 stellt den für Sachsen im Jahr 2010 abgeschätzten Mix der Eingangsstoffe aller 190 in Betrieb befindlichen Biogasanlagen noch einmal übersichtlich dar.

⁶⁾ Die angegebenen Mengen und Qualitäten von Wirtschaftsdüngern sind streng genommen Werte vor Abzug von gasförmigen N-Verlusten im Stall, die für die nachfolgenden Berechnungen zwar berücksichtigt werden, jedoch keinen Einfluss auf eine vergleichende Bilanz einer Lagerung vs. Vergärung haben (weil gleiche Dimensionen).

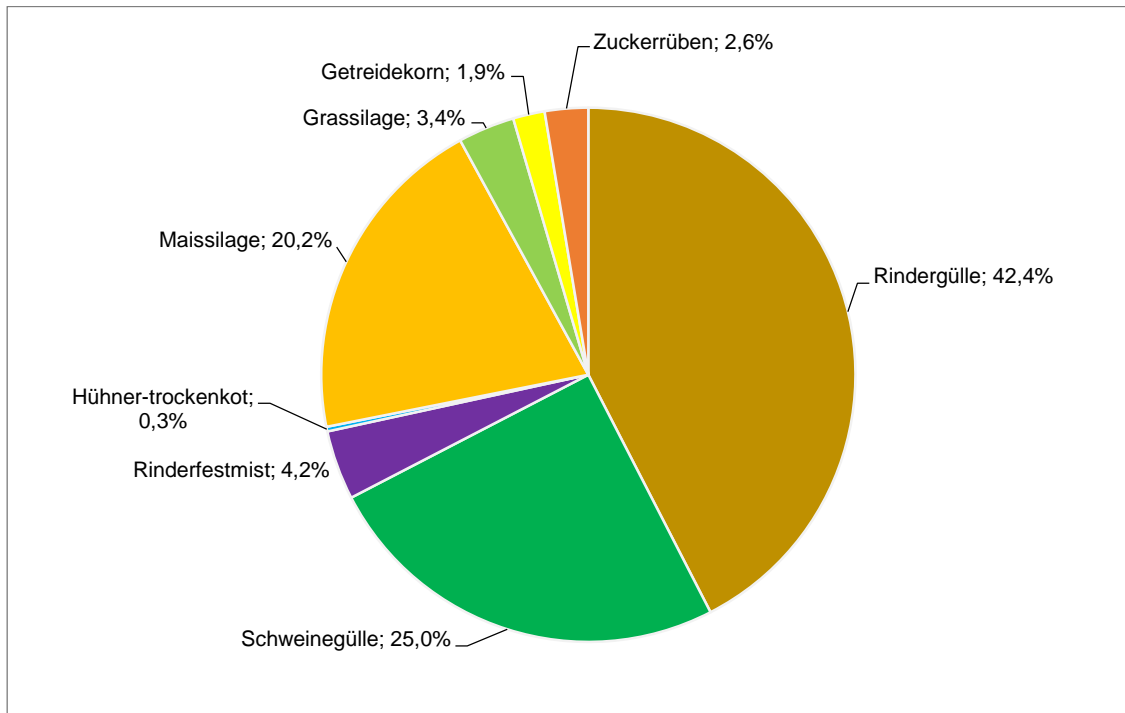


Abbildung 46: Frischmassebasierte Substratmischung aller sächsischen Biogasanlagen im Jahr 2010

Quelle: Tabelle 77

Tabelle 78 stellt die rechnerischen Nutzungsgrade anfallender Wirtschaftsdüngermengen in sächsischen Biogasanlagen im Jahr 2010 anhand der von HAENEL et al. (2012) veröffentlichten Werte der Anfallmengen von Stickstoff in den tierischen Exkrementen und der zugeführter Einstreu dar. Sofern tierische Ausscheidungen nicht güllebasiert erfolgen, wurden nur die entsprechenden Anfallmengen in fester Form dargestellt.

Tabelle 78: Nutzung anfallender Wirtschaftsdüngermengen in BGA im Jahr 2010 (Stickstoffbilanz)

	Anfallmenge N (inkl. N in der Einstreu) ¹⁾	N-Menge in den Wirtschaftsdü- ngern, die BGA zugeführt werden (siehe auch Tabelle 77)	Anteilige Nutzung anfallender Wirtschaftsdünger in Biogas- anlagen
	[t N/a]	[t N/a]	[% der FM]
Rindergülle	19.582	11.336	58,0
Rinderfestmist	14.080	1.218	8,7
Schweinegülle	5.184	1.300	25,1
Schweinefestmist	425	0	0,0
Pferdemist	609	0	0,0
Schafsmist	478	0	0,0
Geflügelkot	5.597	826	14,8

Quelle: ¹⁾ HAENEL et al. (2012)

Erst mit den im April 2013 veröffentlichten Zahlen des vTI zu den Treibhausgasemissionen in der deutschen Landwirtschaft für den Zeitraum 1990-2011 (RÖSEMANN et al. 2013) wird erstmalig der Einsatz von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen bilanziert. Diese Angaben werden auch rückwirkend ausgewiesen und enthalten somit auch Aussagen zur Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Sachsen im Jahr 2010. Für Sachsen wird für das Jahr 2010 ein Einsatz von 58,2 % der anfallenden Rindergülle und 26,5 % der anfallenden Schweinegülle als Eingangssubstrat für Biogasanlagen ausgewiesen (RÖSEMANN et al. 2013). Anzumerken ist, dass bislang nur der Einsatz von Rinder- und Schweinegülle in Biogasanlagen

bilanziert wird, nicht jedoch die Vergärung von festen tierischen Exkrementen (Festmist, Hühnerkot etc.). Die eigenen Ergebnisse (siehe Tabelle 78) zeigen eine gute Übereinstimmung mit den durch das vTI ausgewiesenen Werten. Hierbei ist jedoch folgendes zu berücksichtigen: Die Eingangsdaten zur Berechnung der Wirtschaftsdüngervergärung werden dem vTI durch das KTBL zur Verfügung gestellt (mdl. Mittlg. HAENEL & RÖSEMANN 2013a). Nach Aussage des vTI (mdl. Mittlg. HAENEL & RÖSEMANN 2013a) fließen beim KTBL u. a. Informationen des Deutschen Biomasseforschungszentrums (DBFZ) ein. Diese Zahlen basieren wiederum auf Erhebungen des LfULG (mdl. Mittlg. BRÜCKNER 2013a). Insofern ist ein Direktvergleich der hier abgeschätzten Zahlen mit denen des vTI (mdl. Mittlg. HAENEL & RÖSEMANN 2013a) wenig aussagekräftig, weil zu großen Teilen dieselben Datengrundlagen zugrundeliegen. Schätzungen des LfULG zufolge betreiben Milchviehbetriebe mit einer Bestandsgröße von mehr als 500 Kühen eine Biogasanlage auf Basis von überwiegend Gülle und etwa die Hälfte der Betriebe mit mehr als 300 Kühen (mdl. Mittlg. BRÜCKNER 2013a). Abschätzungen anhand der tierspezifischen Anfallmengen (siehe Kapitel 3.2.2.1) bestätigen in etwa diese Schätzung.

Für die in Sachsen zur Biogasproduktion eingesetzten Energiepflanzen (Silomais und Gras als Silage, Getreide und Zuckerrüben) nach Tabelle 77 lässt sich unter Berücksichtigung durchschnittlicher Flächenerträge und üblicher Silierverluste ein Flächenbedarf lt. Tabelle 79 abschätzen. Dieser bilanziert jede Pflanzenart einzeln, d. h. die Möglichkeiten eines Zwischenfruchtanbaus zur Biogaserzeugung bei Verbesserung der Effizienz der Flächennutzung sind hier noch nicht berücksichtigt. Insofern sind diese Zahlen als maximale Flächeninanspruchnahme zu verstehen. Für Gras wurde ein Ertragsniveau unterstellt, das sich bei vollständiger Nutzung des Aufwuchses von extensiv bewirtschaftetem Grünland (2 Schnitte pro Jahr) oder der Nutzung eines intensiv genutzten Grünlandes bzw. Ackergras aufwuchses in Form eines 2. und 3. Schnittes ergeben. In letztgenanntem Fall wird die Fläche nur zu etwa 50 % für die Bioenergieproduktion herangezogen und dient zum anderen Teil der Futtermittelproduktion.

Tabelle 79: Flächenbedarf der Erzeugung von Energiepflanzen zur Biogasproduktion im Jahr 2010

Energiepflanzenart	FM-Ertrag (langjähriges Mittel 1990-2011 ¹⁾) [t FM/ha]	Gesamtmenge zum Einsatz in BGA unter Berücksichtigung üblicher Silierverluste [t FM/a]	Flächenbedarf ohne Berücksichtigung eines Zwischenfruchtanbaus [ha]
Silomais ²⁾	40,8	739.013	19.066
Getreide (Mix)	5,6	70.206	12.574
Gras ²⁾	17,1	125.632	7.734
Zuckerrübe	51,8	96.072	1.952
Summe nawaRo		1.030.923	41.327

²⁾ Verwendung als Silage

Quelle: ¹⁾ HAENEL et al. (2012)

Damit wurden 2010 ca. 4,7 % der Ackerflächen und ca. 4,1 %⁷ des Dauergrünlandes für die Produktion von nawaRo für die Biogaserzeugung beansprucht.

Abwärmennutzung

Die Nutzung der bei der Biogas-Verstromung anfallenden Abwärme findet in Sachsen überwiegend zur Heizung von Stall-, Werkstatt- und Sozialgebäuden sowie zur Trocknung von Getreide und Gärresten statt. Eine Wärmeabgabe an externe Verbraucher erfolgt im Wesentlichen zur Beheizung von Wohngebäuden, kommunalen Einrichtungen oder Gewächshäusern (BRÜCKNER 2012). Auf Basis der im Jahr 2010 durchgeführten Bestandserfassung an ausgewählten sächsischen Biogasanlagen wird durch das LfULG abgeschätzt, dass etwa 25 % der insgesamt anfallenden BHKW-Abwärme einer prozessexternen Verwertung zugeführt wird (mdl. Mittlg. BRÜCKNER 2013a). Eine Angabe, zu welchen Anteilen eine außerbetriebliche Wärmeabgabe erfolgt, kann nicht getroffen werden. Für abschätzende Berechnungen zu den Effekten einer

⁷⁾ Bei unterstellter Nutzung von 100 % Gras von Dauergrünlandflächen als Silage.

Wärmenutzung im Kapitel 1.3 wurde unterstellt, dass 35 % der tatsächlich genutzten Abwärme an externe Verbraucher abgegeben werden. Für die Bewertung der Klimawirksamkeit einer Wärmebereitstellung aus Biogas-BHKW-Anlagen ist zu bewerten, ob tatsächlich eine Substitution fossiler Energieträger erreicht wird oder (bedingt durch gesetzliche Rahmenbedingungen des EEG) Wärmenutzungspfade erschlossen werden, die keine direkten Substitutionseffekte aufweisen. Ein solcher Verwertungsweg ist beispielweise die Trocknung von Gärresten. Für die weiteren Berechnungen wird jedoch (auf Grund der Unsicherheiten bei der Angabe absolut genutzter Abwärmemengen) auf eine weitergehende Differenzierung solcher Effekte verzichtet.

Bewertung Treibhausgasemissionen

In nachfolgendem Abschnitt werden die Treibhausgasemissionen beschrieben, die im direkten Zusammenhang mit der Erzeugung von Biogas aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen stehen. Vermiedene Emissionen, die durch eine Substitution fossiler durch Strom und Wärme aus Biogas, die verlustarme Verwertung von Wirtschaftsdüngern in BGA oder die Gewinnung eines organischen Düngers aus dem Anteil nachwachsender Rohstoffe entstehen, werden im nachfolgenden Abschnitt „Ist-Situation der Klimaschutzleistungen in Sachsen“ methodisch beschrieben und dargestellt.

Um eine klare Abgrenzung der mit dem Anlagenbetrieb verbundenen THG-Emissionen insbesondere im Hinblick auf den Einsatz von Wirtschaftsdüngern (Gülle, Festmist) zu erreichen, wird die Bilanzgrenze für Wirtschaftsdünger im Eingang zur Biogasanlage (d. h. nach THG-Emissionen im Stall) und für den Anteil der Gärreste aus dem Wirtschaftsdünger der Eintritt des Gärrestes in den Boden nach Abzug von THG-Emissionen definiert. Damit können sowohl Minderungseffekte als auch eine ggf. auftretende Erhöhung spezifischer Verluste bilanziert und einer Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung ohne Behandlung gegenübergestellt werden. Wirtschaftsdünger fallen als Nebenprodukte der Tierhaltung an und werden damit nicht mit „einsatzstoffbezogenen“ Emissionen einer Prozessvorkette belastet.

Folgende wesentlichen klimarelevanten Emissionen sind für die Erzeugung von Biogas zu betrachten und zu bewerten:

■ Einsatzstoffbezogene Emissionen

- Emissionen im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Erzeugung von nachwachsenden Rohstoffen und Transporten zur Biogasanlage

■ Direkte anlagenbezogene Emissionen

- Diffuse Methanemissionen an Apparaten und Leitungen der Biogasanlage, beispielsweise über Überdrucksicherungen, Leckagen oder bei Wartungsarbeiten
- NH₃-, N₂O- und CH₄-Emissionen aus offenen Gärrestlagern
- Emissionen aus der Gärrest-Separation, Vorgruben und der Lagerung fester Gärreste
- Emissionen über die Abgase der BHKW der Biogasanlagen (sogenannter Methanschlupf)
- Emissionen durch Treibstoffverbrauch für innerbetriebliche Logistik
- Emissionen aus der Verbrennung flüssiger Energieträger bei Zündstrahlmotoren (Biodiesel oder Heizöl EL)

■ Indirekte anlagenbezogene Emissionen

- Indirekte Emissionen durch Bedarf an Eigenstrom für den Anlagenbetrieb
- Emissionen bei der Gärrestausbringung

Nachfolgend werden die o. g. Quellgruppen von THG-Emissionen näher beschrieben und bewertet. In Anlehnung an literaturübliche Bilanzgrenzen (z. B. EFFENBERGER 2011; GÄRTNER 2010; VOGT 2008) werden THG-Emissionen aus folgenden Quellen nicht berücksichtigt:

- Prozessvorketten der Energiebereitstellung und -umwandlung aus fossilen Quellen
- Emissionen aus der Tierhaltung, die zum Abprodukt „Wirtschaftsdünger“ führen
- Emissionen, die bei der Herstellung von Bau- und Anlagenteilen freigesetzt werden

Einsatzstoffbezogene Emissionen

Bei Einsatz nachwachsender Rohstoffe, die speziell für die Biogasproduktion als Energiepflanzen angebaut wurden, sind THG-Emissionen mit zu berücksichtigen, die im direkten Zusammenhang mit der pflanzenbaulichen Erzeugung stehen. Im Zusammenhang mit der Definition von Nachhaltigkeitsanforderungen an die Bereitstellung von Biomasse zur Energieerzeugung durch europäische Vorgaben (EU-RED 2009) und eine Überführung in nationales Recht durch die „Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen (Biokraft-NachV 2009) wurden methodische Ansätze zur Bewertung einsatzstoffbezogener Emissionen definiert. Im Wesentlichen werden THG-Emissionen aus

- dem Energieeinsatz bei der Herstellung chemischer Pflanzenschutzmittel und mineralischer Düngemittel,
- der Saatgutproduktion,
- dem Einsatz fossiler Treibstoffe inkl. erforderlicher Transporte zur Verarbeitungsstätte,
- dem Boden durch den Einsatz von N-Mineraldüngern

berücksichtigt.

Die Biokraft-NachV (2009) definiert Standardwerte („Default-Werte“) für bestimmte Herstellungswege von Biokraftstoffen wie Biodiesel oder Bioethanol. Biogas aus nachwachsenden Rohstoffen mit dem Verwertungspfad einer gekoppelten Strom- und Wärmeproduktion ist in der Biokraft-NachV (2009) nicht enthalten. Aus diesem Grund wird auf vergleichende Untersuchungen zu THG-Emissionen landwirtschaftlicher Produktionsverfahren von Marktfrüchten und Futterpflanzen nach BOCKISCH (2000) zurückgegriffen. Für die Energiepflanzen Silomais (als Silage), Roggenkorn und Zuckerrübe wurden spezifische THG-Emissionen einer konventionellen Wirtschaftsweise berücksichtigt, für Grassilage wurden Werte einer ressourcenschonenden Bewirtschaftung angesetzt. Die Zahlen nach BOCKISCH (2000) werden um spezifische Annahmen zu Emissionen aus Transporten zur Biogasanlage ergänzt (siehe Tabelle 80). Es werden pauschal die THG-Emissionen aus dem Dieselmotoreinsatz für Transporte über eine Feld-Hof-Entfernung von 10 km angesetzt und – soweit zutreffend – der Dieselmotoreinsatz für zusätzliche Maschinen bei der Silierung von Mais und Gras. Die Zahlen wurden mittels KTBL-Dieselmotorechner (KTBL 2013) über Vergleichswerte ermittelt.

Tabelle 80: THG-Emissionen des Anbaus und Transports von nawaRo für die Biogaserzeugung

Energiepflanzenart	THG-Emissionen im Zusammenhang mit der Pflanzenproduktion ¹⁾ [kg CO ₂ e/t FM]	THG-Emissionen durch Transporte vom Feld zur Biogasanlage ²⁾ [kg CO ₂ e/t FM]
Silomais (33 % TM)	48,5	3
Gras (35 % TM)	41,7	3
Getreide (Werte für Roggen, 88 % TM)	292,2	2,6
Zuckerrübe (23 % TM)	45,0	3

Quelle: ¹⁾ BOCKISCH (2000); ²⁾ KTBL (2013)

Bilanziell gesehen sind die in Tabelle 80 dargestellten Emissionen in der THG-Bilanz auf Basis der landwirtschaftlichen Nutzflächen (Kapitel 1) bereits enthalten, siehe auch Bewertung in Tabelle 83.

Direkte anlagenbezogene Emissionen

Diffuse Methanemissionen an der Biogasanlage

Bei der Biogasproduktion treten an verschiedenen Stellen diffuse Methanemissionen auf. Die Verluste sind dabei nicht systembedingt, sondern von konkreten technischen Ausführungen und von der Betriebsweise der einzelnen Anlagen abhängig. Systematische Untersuchungen zu Methanemissionen an einer repräsentativen Anzahl von Biogasanlagen sind noch nicht dokumentiert. Im Jahr 2011 wurden im Auftrag des LfULG Emissionsmessungen zur Detektierung und Quantifizierung von Gasleckagen an 10 landwirtschaftlichen Biogasanlagen in Sachsen durchgeführt (SCHREIER 2011). Im Ergebnis wurden an 8 der untersuchten Anlagen Gasleckagen (insgesamt 22 Gasaustrittsstellen) festgestellt. Nach Einschätzung der Autoren der Untersuchung bestätigen die Ergebnisse die Erfahrung aus bundesweit durchgeführten Messungen. Hier

traten bei ca. 80 % der untersuchten Anlagen Gasleckagen auf. Der überwiegende Teil dieser Leckagen ist bereits durch kleine Wartungs- bzw. Reparaturmaßnahmen zu beheben. Häufig auftretende Fälle sind nicht abgeschmierte Seilzugdurchführungen und Schäden an Dichtungen bzw. gelockerte Ringraumdichtungen. Größere Schäden mit erheblichen Gasaustritten bzw. hohem Reparaturaufwand treten erfahrungsgemäß bei ca. 20-25 % der Anlagen auf, die Hauptschadensursache ist hierbei der Anschluss von Membran-Dächern an die Krone der Behälterwand (SCHREIER 2011).

Ein weiteres auftretendes Manko, welches bei vielen Biogasanlagen zu Gasemissionen führt, begründet sich in der Betriebsweise bzw. in zu klein dimensionierten Gasspeichern. Diese werden oftmals bis nahe 100 % ausgelastet, um den Gasmotor möglichst durchgängig betreiben zu können. In der Praxis führt das aber vielfach zu einem Anspringen der Überdrucksicherungen und einem teilweise stundenlangen Abblasen des Biogases in die Atmosphäre, wenn die Anlage nicht mit einer stationären Gasfackel ausgestattet ist. Erhebungen des DBFZ aus dem Jahre 2010 zeigen, dass ca. nur 50 % der befragten Biogasanlagen über eine Gasnotfackel verfügen⁸, wobei der Anteil von Anlagen mit Gasfackel mit der Anlagengröße steigt und im Bereich ab einer installierten Leistung von 500 kW_{el} bei ca. 72 % liegt (LIEBETRAU et al. 2011). Zusatzinformationen zum Anteil stationär installierter Gasfackeln lagen (bei entsprechender Nennung dieses Faktors im Rahmen der Erhebung) über alle Anlagen bei nur rund 60 % (ebd.). Die Gründe für eine fehlende Gasverwertung können Stillstandzeiten des Gasmotors durch Wartungsarbeiten, aber auch das Abschalten des BHKW bei Netzstörungen oder Netzinstabilitäten sein. Bei nahezu vollen Gasspeichern und fehlender Gasfackel kann auch ein durch Sonneneinstrahlung bedingter Temperaturanstieg zu einer Druckerhöhung im Gasspeicher und damit verbunden zu einem Abblasen über die Überdrucksicherung führen (SCHREIER 2011). In Auswertung der vorliegenden Messergebnisse aus der o. g. Studie lässt sich ein mittlerer Methanverlust von etwa 1 % der produzierten Menge ableiten. Dieser Wert entspricht auch dem in den Studien des Instituts für Energie- und Umweltforschung (VOGT 2008; GÄRTNER 2010) angenommenen Wert. In LIEBETRAU et al. 2011) wurde bei Messungen von Emissionen aus dem Beschickungssystem und aus den Fermentern (Foliendächer, Betondächer) ein Methanverlust von <0,1 % festgestellt. Vereinzelt wurden jedoch hohe Emissionen an einem Mannloch und bei Leckagen bestimmt. Methanemissionen können auch durch Wartungsarbeiten an Tauchmotorrührwerken entstehen, wenn diese z. B. einer jährlichen Routinewartung unterzogen werden und hierfür die Gasspeicher- und die Tragluftfolie partiell geöffnet werden müssen. Für die eigenen Abschätzungen der absoluten Methanemissionen in Sachsen wird ein Methanverlust von 1 % der erzeugten Menge angesetzt.

Emissionen aus der Gärrest-Separation und festen Gärresten

In der Gärrest-Separation wird eine Abtrennung der flüssigen Bestandteile von den festen Gärresten vorgenommen, um flüssige Anteile in die Biogasanlage zurückführen zu können und die Gärreste besser transport- und ausbringfähig zu gestalten.

Die direkten Emissionen aus der Separation sind vergleichsweise gering, in aktuellen Messungen an 3 Anlagen wurden Werte von 0,00229 bis 0,159 g NH₃-N/kWh_{el} und 0,00031 % bis 0,128 % Methanverlust ermittelt (LIEBETRAU et al. 2011). Lachgasemissionen dürften bei der Separation nur untergeordnet auftreten.

In sächsischen landwirtschaftlichen Anlagen erfolgt die Gärrestseparation gegenwärtig nur in einem geringen Umfang. Schätzungen gehen davon aus, dass nur etwa 10 % aller Biogasanlagen im Bestand Anlagenbestand eine Gärrestseparation betreiben (mdl. Mittlg. ZSCHOCHE 2012). Auf Grund dieses geringen Anteils und der Tatsache, dass der feste Gärrest als Emissionsquelle einen deutlich geringen Anteil an der anfallenden Gärrestgesamtmenge ausmacht, werden die oben genannten Zahlen bei den eigenen Abschätzung der absoluten THG-Emissionen vernachlässigt. Insbesondere Methanemissionen sollten über den pauschalen Ansatz diffuser Verluste (siehe oben) ausreichend erfasst sein. Verluste ähnlicher Größenordnung könnten für Ammoniak bzw. Methan über offene Vorgruben auftreten, wenn diese mit aktivem Gärsubstrat oder der Flüssigphase aus der Separation (Fugat) betrieben werden.

Eine nicht zu vernachlässigende THG-Emissionsquelle stellen feste Gärreste aus der Separation bei einer nachfolgenden Lagerung bzw. Umschlagprozessen vor einer Feldausbringung dar. Eine Untersuchung von MÖLLER et al. (2010), die an

⁸ JÄKEL (2013, mdl. Mittlg.) schätzt den Anteil der BGA mit installierter Gasfackel in Sachsen deutlich höher ein.

einer nawaRo-Biogasanlage durchgeführt wurde, zeigte NH₃- bzw. N₂O-Verluste (ausgedrückt als N) der festen Gärreste in einer Größenordnung von 34 % bzw. 3,5 % (ohne Berücksichtigung der NH₃-Verluste bei der Ausbringung). Für die Abschätzung der absoluten THG-Emissionen in Sachsen gehen diese Zahlen durch Wichtung der anfallenden Massenanteile fester Gärreste in Bezug auf die Gesamtmasse anfallender Gärreste in die Berechnung der Emissionsfaktoren für die Gärrestlagerung ein.

Emissionen aus den Gärrestlagern

Bei einer offenen Gärrestlagerung können – je nach Abbaugrad der organischen Substanz und der realen Temperatur des Gärrestes – relevante Methanemissionen an die Atmosphäre auftreten. Zur Vermeidung dieser Verluste ist eine gasdichte Abdeckung der Flüssiggärrestlager und die Einbindung in die Gasverwertung erforderlich. Bei unabgedeckten Lagern ist das Restgaspotenzial der Gärreste in Verbindung mit den Prozessbedingungen, hier insbesondere der Temperatur, entscheidend für die Höhe der konkreten Emissionen. Hohe Restgaspotenziale und damit hohe Treibhausgasemissionen werden durch kurze hydraulische Verweilzeiten und dadurch unvollständigen Substratumsatz bedingt. Mit zunehmender Verweilzeit nimmt das Restgaspotenzial stark ab. Die Ergebnisse der Restgaspotenzialbestimmungen im Rahmen des II. FNR-Biogasmessprogramms (vTI 2009) zeigen, dass bei Verwendung nachwachsender Rohstoffe als Einsatzsubstrate insbesondere bei einstufigen Anlagensystemen bzw. bei Gesamtverweilzeiten unterhalb von 100 Tagen eine gasdichte Abdeckung der Gärrestlager unbedingt notwendig ist, um eine Ausgasung von Methan zu vermeiden und das noch vorhandene Potenzial zur Energiegewinnung nutzen zu können.

Flächendeckende Erhebungen zum Anteil einer offenen Gärrestlagerung für Sachsen liegen gegenwärtig nicht vor. Der Anteil dürfte allerdings hoch sein, weil nur bei neuen, ab 2009 errichteten und nach BImSchG genehmigungspflichtigen Anlagen gasdichte Lager verpflichtend waren, um entsprechende Vergütungs-Boni bei der Verstromung zu erlangen (EEG 2009). Nach Erhebungen im Landkreis Ostsachsen und Bautzen (LfULG 2012c) liegt der Anteil der Lager für flüssige Gärreste mit fester Abdeckung bei 4 % und mit Folienabdeckung bei 35 %. Inwieweit die Lager an die Gasverwertung angeschlossen sind, geht aus der Erhebung nicht hervor. Feste Gärreste werden hauptsächlich offen gelagert, Informationen zu Mengen liegen nicht vor. Die Ergebnisse der deutschlandweiten Betreiberbefragung des DBFZ im Jahr 2010 zeigen, dass mehr als ein Drittel der Betreiber über ein gasdicht abgedecktes Gärrestlager verfügen. Rund 27 % der Betreiber geben an, ein geschlossenes, jedoch kein gasdichtes Gärrestlager zu haben. Rund 36 % der Betreiber verfügen lediglich über ein offenes Gärrestlager (LIEBETRAU et al. 2011). Im Rahmen der Erhebungen des II. FNR-Biogasmessprogramms wurde ermittelt, dass 84 % der einstufigen und 71 % der mehrstufigen Biogasanlagen über kein gasdichtes Gärrestlager verfügen (vTI 2009).

Die Verweilzeiten der Substrate in den sächsischen Anlagen liegen bei 20-140 Tagen, im Mittel bei 53 Tagen (BRÜCKNER 2012). Weil die für einen möglichst vollständigen Abbau erforderlichen Verweilzeiten von den jeweiligen Einsatzstoffen abhängen, können hieraus allerdings keine Aussagen über die Höhe der Emissionen aus den Gärrestlagern abgeleitet werden. Weil Anlagen mit hohem Gülleanteil aufgrund des geringeren Feststoffanteils eine deutlich geringere Verweilzeit gegenüber nawaRo zum Abbau benötigen (i. d. R. reduziert sich gemäß LIEBETRAU et al. [2011] die notwendige Verweilzeit bei einem Gülleinsatz von > 60 % auf unter 40 Tage), liegt die o. g. mittlere Verweilzeit bei den hohen Wirtschaftsdüngergehalten sächsischer Biogasanlagen in einem plausiblen Bereich.

Bei Emissionsmessungen an 10 landwirtschaftlichen Biogasanlagen (LIEBETRAU et al. 2011) lag der Methanverlust bei offenen und nicht gasdicht abgedeckten Gärrestlagern zwischen 2,2 % und 10,10 %, bei einem Mittelwert von 3,49 % und einem Median von 2,24 %. Für die eigenen Abschätzungen der absoluten THG-Emissionen in Sachsen wird ein Methanverlust von 3,49 % bei offener Lagerung zugrundegelegt und ein Anteil 70% offener Gärrestlager (ohne Anschluss an die Gasverwertung) unterstellt (mdl. Mittlg. BRÜCKNER 2013b). Diese entspricht einem gewichteten Methanverlust (bezogen auf den gesamten Anlagenbestand) von 2,45 %. Es muss darauf hingewiesen werden, dass dieser Wert aufgrund fehlender Daten mit großen Unsicherheiten behaftet ist. Das vTI legt in der aktuellen Emissionsberichterstattung (RÖSEMANN et al. 2013) für die sächsischen Biogasanlagen einen Anteil offener Gärrestlager von etwa 53 % zugrunde (mdl. Mittlg. HÄNEL & RÖSEMANN 2013a). Im Rahmen der amtlichen Landwirtschaftszählung wurden entsprechende Daten explizit nicht erhoben (Destatis 2011a).

Der Kenntnisstand zu N₂O-Emissionen aus offenen Gärrestlagern ist gering. In aktuellen Messungen (LIEBETRAU et al. 2011) wurden mittlere Emissionen von ca. 0,00163 g N₂O/kWh_{el} festgestellt. Für Ammoniakemissionen wurde in der o. g. Untersuchung ein Wert von 1,42 g NH₃-N/kWh_{el} ermittelt, welcher der eigenen Bilanzierung für flüssige Gärreste zugrundegelegt wird.

Die N₂O- und NH₃-Emissionen aus offenen Gärrestlagern bzw. festen Gärresten werden jeweils über gemittelte Emissionsfaktoren berechnet, die sich durch Wichtung der entsprechenden Anteile einer offenen Lagerung flüssiger bzw. fester Gärreste ergeben.

Emissionen aus den Blockheizkraftwerken (BHKW) der Biogasanlagen (Methanschlupf)

Aus zahlreichen durchgeführten Emissionsmessungen ist bekannt, dass im Abgas von Biogas-BHKW z. T. erhebliche Methankonzentrationen vorhanden sind. Einen Grenzwert gibt es in Deutschland gegenwärtig nicht.

Nach Messungen des LfU Bayern liegen die Werte im Mittel bei ca. 290 mg CH₄/Nm³ im Abgas (entspricht ca. 0,5 % Verlust bezogen auf das zugeführte Methan), wobei auch deutlich höhere Werte bis 1.949 mg/m³ erfasst wurden. Für Zündstrahlaggregate werden mit 560 mg CH₄/Nm³ fast doppelt so hohe Werte angegeben (LfU 2006). Auch aktuelle Messungen des LfULG an 3 Biogasanlagen (KRETSCHMANN et al. 2012) zeigen, dass Emissionen bis zu 2.000 mg CH₄/Nm³ vorliegen können. Auf Basis von Messungen an 10 Biogasanlagen mit insgesamt 19 BHKW-Aggregaten (LIEBETRAU et al. 2011) wird ein mittlerer Methanschlupf von 1,74 % genannt, wobei der Wert für die einbezogenen 4 Zündstrahlaggregate unter diesem Mittelwert liegt.

Nach KOCH, zitiert in KRETSCHMANN et al. (2012), ist davon auszugehen, dass derzeit verfügbare Katalysatorsysteme (zur Reduzierung von Formaldehydkonzentrationen) praktisch keine Reduzierung von Methanemissionen leisten können. Eine wirksame Emissionsminderung ist gegenwärtig somit nur durch eine thermische Nachverbrennung des Abgases gegeben, wobei eine solche bisher an landwirtschaftlichen Biogasanlagen nur in Einzelfällen vorhanden ist.

Für die eigenen Abschätzungen zu den absoluten Emissionen wird von einem mittleren Methanschlupf von 1,75 % bezogen auf die dem Blockheizkraftwerk zugeführten Methanmengen ausgegangen. Eine Unterscheidung zwischen Gas-Otto-Motoren und Zündstrahlern erfolgt aufgrund mangelnder Datenlage nicht. Angaben zu installierten Nachverbrennungseinrichtungen liegen nicht vor, es wird allerdings davon ausgegangen, dass solche bisher nur in sehr geringem Umfang vorkommen und der Einfluss daher vernachlässigt werden kann.

Emissionen durch Treibstoffverbrauch für innerbetriebliche Logistik

Insbesondere bei Einsatz trockenmassereicher Einsatzstoffe (Nachwachsende Rohstoffe, Festmist, Hühnertrockenkot, Futterreste etc.) und bei Anfall einer festen Gärrestphase wird Treibstoffverbrauch für den Betrieb von Rad- oder Teleskopladern für Befüll- und Verladeprozesse benötigt. Für die eigenen Abschätzungen zu den absoluten THG-Emissionen wurden vereinfachte Annahmen zu täglichen Betriebszeiten für die in Sachsen gemittelte Biogasanlagengröße getroffen (Anteil Wirtschaftsdünger: Radlader 0,25 h/d, Anteil nawaRo: Radlader 1,5 h/d á 15 Liter Diesel/Radladerstunde pro BGA mittlerer Größe bei 190 BGA).

Emissionen aus der Verbrennung flüssiger Energieträger bei Zündstrahlmotoren (Biodiesel oder Heizöl EL)

Zündstrahl-BHKW benötigen als Stützfeuerung einen Anteil eines flüssigen Brennstoffes (Biodiesel, natives Pflanzenöl oder Heizöl EL). Nach FNR (2012a) liegt der Zündölanteil (bezogen auf die Brennstoffwärmeleistung) bei älteren Motoren bei bis zu 10 %, optimierte Aggregate kommen mit einer Menge von 2-4 % Zündöl aus. Gemäß den Regelungen des EEG darf seit 2007 für Neuanlagen kein Zündöl auf fossiler Basis mehr eingesetzt werden (ebd.). Für die eigenen Abschätzungen zu den absoluten THG-Emissionen wird ein durchschnittlicher Zündölanteil von 6,5 % (Mittelwert nach FNR 2012a) für die ca. 40 % Zündstrahl-BHKW im Bestand (Zahlen in Anlehnung vTI 2009) angesetzt.

Indirekte anlagenbezogene Emissionen

Indirekte Emissionen durch den Bedarf an Eigenstrom für den Anlagenbetrieb

Zum Anteil des Eigenstrombedarfs (bezogen auf die eingespeiste elektrische Arbeit⁹) von Biogasanlagen liegen sehr unterschiedliche Angaben vor. Laut DACHS & REHM (2006) streuen durchschnittliche Werte hierzu zwischen 5,1 % (Literaturangaben), 6,5 % (Angaben von Biogasanlagenherstellern) und 7,2 % (Betreiber von Biogasanlagen). Im Rahmen dieser Studie wurde ein Wert von 8,1 % der erzeugten elektrischen Arbeit ermittelt. Auch das vTI (2009) kommt im Rahmen des II. FNR-Biogasmessprogramms auf einen durchschnittlichen Eigenstrombedarf von 7,9 %. Für die eigenen Abschätzungen zu den absoluten THG-Emissionen wird ein Eigenstrombedarf von 8 % für den sächsischen Anlagenbestand angesetzt.

Emissionen aus der Gärrestausbringung

Ammoniak-Emissionen treten bei der Feldausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie flüssigen und festen Gärresten aus Biogasanlagen auf. Eine Folge des anaeroben Abbaus von organischer Substanz in der Biogasanlage ist ein erhöhter Anteil von Ammoniumstickstoff und ein höherer pH-Wert im Gärsubstrat in Bezug auf den Einsatzstoff (z. B. Gülle). Damit sind die Bedingungen für eine höhere Flüchtigkeit von Ammoniak bei einer Feldapplikation gegeben, die jedoch wiederum stark abhängig sind von der jeweils verwendeten Ausbringtechnik, dem Ausbringzeitpunkt, Witterungsbedingungen sowie dem Zeitraum bis zur Einarbeitung in den Boden. Nach PACHOLSKI (2010) wiesen in Praxisversuchen flüssige Gärreste bei der Feldausbringung etwa 25 % höhere Ammoniakemissionen im Vergleich zu unbehandelten Rohgülle auf. Für die eigenen Berechnungen zu den absoluten THG-Emissionen wurden für flüssige Gärreste NH₃-Emissionsfaktoren angesetzt, die um 25 % über den für Rinder- und Schweinegülle gewichteten Werten (siehe nachfolgender Abschnitt) liegen. Detaillierte Ausführungen zu den Einflüssen auf THG-Emissionen bei der Wirtschaftsdünger- und Gärrestausbringung sind im Abschnitt 2.3.3 enthalten.

Ist-Situation der Klimaschutzleistungen

Die Effekte der Vergärung von Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen in Bezug auf die Emission von treibhauswirksamen Gasen ergeben sich aus der Summe aller direkten und indirekten Emissionen (siehe vorangehender Abschnitt) und den durch den Prozess der Biogaserzeugung und die energetische Verwertung erreichbaren Substitutionseffekten, die teilweise den räumlichen Bilanzraum überschreiten. Folgende vermiedene Emissionen können der Biogastechnologie als Positiveffekte gutgeschrieben werden:

- vermiedene THG-Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung
- Ersatz von N(PK)-Dünger durch Gärreste
- Substitution von Elektroenergie aus fossilen Quellen
- Substitution von Wärmeenergie aus fossilen Quellen

Um eine klare Zuordnung von Klimaschutzleistungen insbesondere in Bezug auf die landwirtschaftliche Produktion und die Tierhaltung zu erreichen, werden folgende Bilanzgrenzen definiert:

- Eingang Wirtschaftsdünger: „Hoftor“ Biogasanlage (d. h. THG-Verluste im Stall außerhalb des Bilanzraums BGA)
- Eingang nawaRo: Landwirtschaftliche Fläche (d. h. Anbau, Ernte, Logistik, Transport- und Silierverluste innerhalb des Bilanzraums BGA)
- Ausgang Gärreste aus Wirtschaftsdüngern und nawaRo: Landwirtschaftliche Fläche (d. h. Ammoniakverluste bei der Gärrestausbringung innerhalb des Bilanzraums BGA)

Die Eingangs-Abgrenzung für Wirtschaftsdünger geht damit nicht konform mit der für die aktuelle Emissionsberichterstattung verwendeten Systemabgrenzung der Biogastechnologie nach KTBL in RÖSEMANN et al. (2013). Ebd. werden bereits für den Bereich des Wirtschaftsdüngermanagements vermiedene Emissionen der Lagerung von Wirtschaftsdüngern durch Einsatz in Biogasanlagen berücksichtigt, Methanemissionen aus offenen Gärrestlagern (dem eigentlichen Bestandteil der

⁹ Definition „Eigenstrombedarf“ nach DACHS & REHM (2006): Eigenbedarfsanteil = elektrische Arbeit für den Eigenbedarf/erzeugte elektrische Bruttoarbeit an den Generator клемmen, entspricht bei Deckung des Eigenbedarfs durch Netzbezug etwa der eingespeisten elektrischen Arbeit

BGA) werden dort auch der Wirtschaftsdüngerbehandlung zugeschrieben. Damit erfolgt eine Überschneidung von Systemgrenzen, weil z. B. Methanverluste bei Gärrestlagerung durch technologische Maßnahmen an der Behandlungstechnologie (BGA) aktiv beeinflusst werden können.

Nachfolgend werden die für Biogasanlagen anrechenbaren Minderungseffekte im Detail beschrieben.

Vermiedene THG-Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung

Basis für die Abschätzung der vermiedenen THG-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung sind in Haenel et al. (2012) für Sachsen ausgewiesenen Anfallmengen an Stickstoff (N) und organischer Trockenmasse (oTM) in den tierischen Exkrementen und der Einstreu sowie die tiergruppenspezifischen Emissionen der direkt und indirekt wirksamen Treibhausgase (CH₄, N₂O, NH₃, NO) sowie „inert“ N- und C-Verluste in Form von N₂ und CO₂. Für die in Tabelle 77 dargestellten Wirtschaftsdüngermengen wurden für die Prozessschritte „Verluste im Stall“, „Verluste bei der Lagerung“ und „Verluste bei der Ausbringung“ (in HAENEL et al. [2012] unter dem Begriff „Wirtschaftsdüngermanagement“ zusammengefasst) gemittelte Emissionsfaktoren abgeleitet, die durch ein einfaches Massenflusskonzept (in Anlehnung an HAENEL et al. [2012]) zu den ebd. dargestellten absoluten THG-Emissionen je Tierkategorie führen. „Eingangsqualität“ für den Vergleichsprozess der Biogaserzeugung ist der Wirtschaftsdünger im Ausgang des Stalls nach Abzug der dort anfallenden gasförmigen THG-Verluste, weil diese sowohl bei einer Wirtschaftsdüngerlagerung als auch Vergärung in einer Biogasanlage anfallen. Tabelle 81 stellt die absoluten THG-Emissionen für die Lagerung und Vergärung der Wirtschaftsdüngermengen nach Tabelle 77 vergleichend gegenüber. Die Berechnungsansätze zu Verlustkennwerten und Emissionsfaktoren sind wie im Text weiter vorn beschrieben verwendet. In die Bilanz der Biogaserzeugung gehen die THG-Emissionen der Teilprozesse Lagerung und Ausbringung (ohne Behandlung in einer BGA) als „vermiedene THG-Emissionen der Wirtschaftsdüngerlagerung“ und die absoluten THG-Emissionen für die Teilprozesse Vergärung und Ausbringung (nach BGA) als Emissionen ein. THG-Emissionen im Stall (außerhalb der Bilanzgrenze BGA) und die Einsparungen im Vergleich zum Verwertungspfad Biogasanlage sind deshalb nur informativ ausgewiesen. Es zeigt sich unter den getroffenen Berechnungsansätzen, dass durch die Vergärung von Wirtschaftsdüngern N-Verluste nicht reduziert werden. Die rechnerische Erhöhung wird auf Grund der Geringfügigkeit des Wertes im Weiteren vernachlässigt.

Tabelle 81: Vergleichende Verlustbilanz Lagerung vs. Vergärung der Wirtschaftsdünger (Bilanzjahr 2010)

Verluste	Einheit	Lagerung der Wirtschaftsdünger nach Tabelle 78	Vergärung der Wirtschaftsdünger nach Tabelle 77 in BGA	Einsparung durch Vergärung in BGA
N-Verluste im Stall	t N/a	1.110	1.110	0
	% vom Gesamtverlust	35 %	35 %	
THG-Emissionen im Stall	t CO ₂ e/a	5.405	5.405	0
	% von gesamt	4,8 %	12,2 %	
N-Verluste bei Lagerung oder Vergärung	t N/a	619	538	81
	% vom Gesamtverlust	19 %	16 %	
THG-Emissionen Lagerung oder Vergärung	t CO ₂ e/a	100.956	30.805	70.151
	% von gesamt	89 %	69 %	
N-Verluste bei der Ausbringung	t N/a	1.448	1.670	-222
	% vom Gesamtverlust	46 %	50 %	

Verluste	Einheit	Lagerung der Wirtschaftsdünger nach Tabelle 78	Vergärung der Wirtschaftsdünger nach Tabelle 77 in BGA	Einsparung durch Vergärung in BGA
THG-Emissionen bei der Ausbringung	t CO ₂ e/a	7.054	8.136	-1.082
	% von gesamt	6,2 %	18,3 %	
N-Verluste gesamt	t N/ a	3.176	3.317	-141
	% des N im Eingang	21,7 %	22,6 %	-1,0 %
THG-Emissionen gesamt	t CO₂e/ a	113.415	44.345	69.070

Quelle: vereinfachte Bilanzrechnung auf Basis von Daten aus HAENEL et al. (2012)

Nach HAENEL & RÖSEMANN (mdl. Mittlg. 2013a) wurden durch die Vergärung von Wirtschaftsdüngern im Jahr 2010 ca. 80.575 t CO₂-Äquivalente im Bereich des Wirtschaftsdüngermanagements vermieden. Diese Zahlen sind vergleichbar mit dem in Tabelle 81 dargestellten Wert insgesamt eingesparter THG-Emissionen in Höhe von 69.070 t CO₂-Äquivalenten/a, weil RÖSEMANN et al. (2013) Methanverluste aus offenen Gärrestlagern von Biogasanlagen mit in die Bilanz einbeziehen. Die Unterschätzung des Vermeidungspotenzials der eigenen Berechnungen lässt sich darauf zurückführen, dass RÖSEMANN et al. (2013) von einem deutlich höheren Anteil gasdichter Gärrestlager ausgehen und keine weiteren diffusen CH₄-Emissionen in die Betrachtung einbeziehen. Geringe Abweichungen zwischen den Berechnungen ergeben sich auch dadurch, dass die indirekten N₂O-Emissionen aus der atmosphärischen Deposition von NH₃ und NO in den Nationalen Emissionsberichten (HAENEL et al. 2012; RÖSEMANN et al. 2013) als bodenbürtige Emissionen ausgewiesen werden und nicht, wie hier vereinfacht angenommen, dem Wirtschaftsdüngermanagement zugeschrieben werden.

HAENEL et al. (2012) weisen in der Submission 2012, die Gegenstand der Beschreibungen des Kapitels 1.1 sind, keine Minderungseffekte durch Wirtschaftsdüngervergärung aus, weil zum Zeitpunkt der Berichtslegung noch keine entsprechenden Eingangsdaten zur Berechnung vorlagen. Um die dort angegebenen Zahlen um die Effekte vermiedener THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement zu korrigieren, wird nach eigener Berechnung die Einsparung von 108.010 t CO₂-Äquivalenten (Gesamtemissionen nach Tabelle 81 ohne Verluste im Stall, weil diese auch bei einer Nutzung in BGA anfallen) angesetzt, die sich durch eigenständige Betrachtung der Wirtschaftsdüngerbehandlung in Biogasanlagen nach eigener Bilanzraumdefinition darstellen (THG-Emissionen aus der Gärrestlagerung und -ausbringung werden der Biogastechnologie angelastet, weil diese zu großen Teilen technologisch zu vermeiden sind bzw. stoffliche Eigenschaften durch Vergärung verändert werden).

Ersatz von NPK-Dünger durch Gärreste

Bei Einsatz von nachwachsenden Rohstoffen kann durch die Rückführung der Gärreste in den landwirtschaftlichen Produktionskreislauf der Einsatz mineralischer (oder auch organischer) Dünger reduziert werden. Als substituionswirksam können jedoch nur die Nährstoffkomponenten angerechnet werden, die verlustbereinigt dem Boden wieder zugeführt werden. Außerdem ist die Pflanzenverfügbarkeit der entsprechenden Nährstoffe zu berücksichtigen. Gärreste aus nachwachsenden Rohstoffen enthalten Phosphor und Kali aus dem Pflanzenmaterial zu fast 100 %. Diese Komponenten können als vollständig pflanzenverfügbar angerechnet werden. Stickstoff wird (nach Abzug der gasförmigen Verluste) in Form von Ammonium-N als 100 % pflanzenverfügbar betrachtet, in organisch gebundener Form nur mit ca. 25 % als pflanzenverfügbar bewertet. Damit ergibt sich für den Stickstoff im Gärrest nach Abzug der gasförmigen Verluste eine Pflanzenverfügbarkeit von etwa 60 %. Die wesentlichen Nährstoffkomponenten NPK können mineralische NPK-Dünger mit ihrem spezifischen Energieeinsatz bei der Herstellung substituieren. Die spezifischen THG-Emissionen der Herstellung von NPK-Dünger basieren auf den EU-Durchschnittswerten nach EU-ELCD (2006) und betragen 6,41 kg CO₂-Äquivalente/kg N. Eine Verminderung oder Erhöhung (hier: leichte Erhöhung) der N-Verluste durch Behandlung des Gülleanteils und anschließende Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen werden auf Grund der Marginalität und Datenunsicherheiten bezüglich der NH₃-Emissionsfaktoren für die Gärrestausbringung nicht weiter betrachtet.

Substitution von Elektroenergie aus fossilen Quellen

Strom aus Biogasanlagen substituiert Elektroenergie auf Basis fossiler Energieträger des deutschen Kraftwerksparks mit deren spezifischem CO₂-Ausstoß. Nach UBA (2012c) substituierte Strom aus Biogas im Jahr 2011 die Stromerzeugung zu folgenden Anteilen: Braunkohle 5,6 %, Steinkohle: 63,6 %, Erdgas 30,8 %. Emissionsfaktoren für den jeweiligen Brennstoffeinsatz in deutschen Kraftwerken im Jahr 2010 wurden UBA (2013c) entnommen. Der resultierende spezifische Emissionsfaktor für die Erzeugung von Elektroenergie aus Braun- und Steinkohle sowie Erdgas liegt damit bei ca. 0,765 kg CO₂/kWh_{el}.

Substitution von Wärmeenergie aus fossilen Quellen

Abwärme aus Biogasanlagen, die eine Wärmeerzeugung auf Basis fossiler Energieträger ersetzt, substituiert gleichzeitig entsprechende CO₂-Emissionen aus der Verbrennung dieser Stoffe. Hinsichtlich des Brennstoffeinsatzes werden die Schätzungen von HEIDENREICH (2012) angesetzt, dass Wärme zu ca. 75 % durch Flüssiggas und ca. 25 % durch Heizöl EL gedeckt werden. Für die Berechnungen wurden ein Jahresnutzungsgrad der Erzeugeranlagen von 75 % Hi,n unterstellt und die Emissionsfaktoren des LfULG (2012b), siehe Anhang 2, verwendet.

Gesamtbilanz

Für die Gesamtbewertung der Klimaschutzleistungen der Biogastechnologie in Sachsen sind die mit der Biogaserzeugung verbundenen THG-Emissionen den erreichten Substitutionseffekten gegenüberzustellen, wie nachfolgend gezeigt. Weil sich für die Einsatzstoffgruppen Wirtschaftsdünger und Nachwachsende Rohstoffe deutliche Unterschiede innerhalb der einzelnen Bewertungskategorien zeigen, werden die treibhausrelevanten Effekte getrennt für diese zwei Stoffgruppen ausgewiesen, wobei die Bewertungsgröße die erzeugte elektrische Arbeit aus den jeweiligen Substraten ist. Für den Eigenstromverbrauch der Biogasanlagen wurde der gleiche Emissionsfaktor wie „Substitution von Elektroenergie aus fossilen Quellen“ angesetzt, weil der Bezug von Eigenstrom i. d. R. zeitgleich zur Einspeisung des Überschussesstromes erfolgt. Hieraus kann eine resultierende Netto-Überschusseinspeisung als reale Stromeinspeisung der Biogasanlage bilanziert werden.

Tabelle 82: Spezifische Emissionsfaktoren für die Vergärung von Wirtschaftsdüngern und Nachwachsenden Rohstoffen in sächsischen Biogasanlagen 2010

	Anteil Biogas aus Wirtschaftsdünger	Anteil Biogas aus nawaRo	Biogas aus Wirtschaftsdünger u. nawaRo gesamt	Erläuterungen (ergänzend zum Text)
Stromerzeugung [MWh/a]	162.560	468.302	630.862	siehe Tabelle 76
Emissionen [kg CO₂e/MWh_{el}]				
Energiepflanzenanbau	0,0	140,8	104,5	siehe Tabelle 80
Transporte (Ernte, Logistik)	0,0	6,4	4,8	siehe Tabelle 80
Innerbetriebliche Logistik	4,2	8,7	7,5	siehe Seite 127
Diffuse CH ₄ -Emissionen aus der Anlage	39,6	39,6	39,6	1 % der Erzeugung
CH ₄ -Emissionen aus offenen Gärrestlagern	97,1	97,1	97,1	3,5 % der Erzeugung bei 70 % offenen GPL = 2,45 % im Bestand
NH ₃ - und N ₂ O-Emissionen aus offenen Gärrestlagern	0,2	0,0	0,1	0,071 NH ₃ -N/kg TAN bzw. 0,0009 kg N ₂ O-N/kg N
CH ₄ -Schlupf an BHKW	66,9	66,9	66,9	1,75 % der BWL im Eingang zum BHKW

	Anteil Biogas aus Wirtschaftsdünger	Anteil Biogas aus nawaRo	Biogas aus Wirtschaftsdünger u. nawaRo gesamt	Erläuterungen (ergänzend zum Text)
Eigenstromverbrauch	61,2	61,2	61,2	8 % der Erzeugung, EF s. u.
Einsatz von Biodiesel für die Stützfeuerung	11,2	11,2	11,2	0,1656 kg/kWh nach BMU (2011)
Ammoniak-Emissionen bei der Gärrestaubsbringung	50,0	5,9	17,3	0,24 kg NH ₃ -N/kg TAN
Summe Emissionen	330,4	437,8	410,1	
Gutschriften für vermiedene Emissionen [kg CO₂e/MWh_{el}]				
Vermiedene THG-Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung/-ausbringung	-664,4	0,0	-171,2	siehe Tabelle 81
Ersatz von NPK-Dünger durch Gärreste	0,0	-33,1	-24,6	6,41 kg CO ₂ e/kg N
Substitution von Elektroenergie aus fossilen Quellen	-765,3	-765,3	-765,3	765,3 kg CO ₂ e/MWh _{el} , (UBA 2012c), (UBA 2013c)
Substitution von Wärmeenergie aus fossilen Quellen	-95,3	-95,3	-95,3	LfULG (2012b), HEIDENREICH (2012)
Summe Gutschriften	-1.525,0	-893,7	-1056,3	
Nettobilanz Treibhausgasemissionen in kg CO₂e/MWh_{el}	-1.195	-456	-646	
Nettobilanz Treibhausgasemissionen in kg CO ₂ e/t FM	-0,074	-0,207	-0,111	

Aus Tabelle 82 ist ersichtlich, dass die Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern auf Grund des hohen Vermeidungspotenzials von THG-Emissionen aus der alternativen Lagerung dieser Stoffe eine sehr positive THG-Minderungsbilanz aufweist. Biogas aus nachwachsenden Rohstoffen zeigt trotz höherer massenspezifischer Energieerträge (und daraus resultierend höherer massenspezifischer THG-Minderungen) ein ca. 60 % niedrigeres energiespezifisches THG-Minderungspotenzial.

In Abbildung 47 werden die Anteile der einzelnen Emissionen und in Abbildung 48 die vermiedenen Emissionen für die in Sachsen 2010 verarbeitete Einsatzstoffmischung noch einmal zu Verdeutlichung dargestellt.

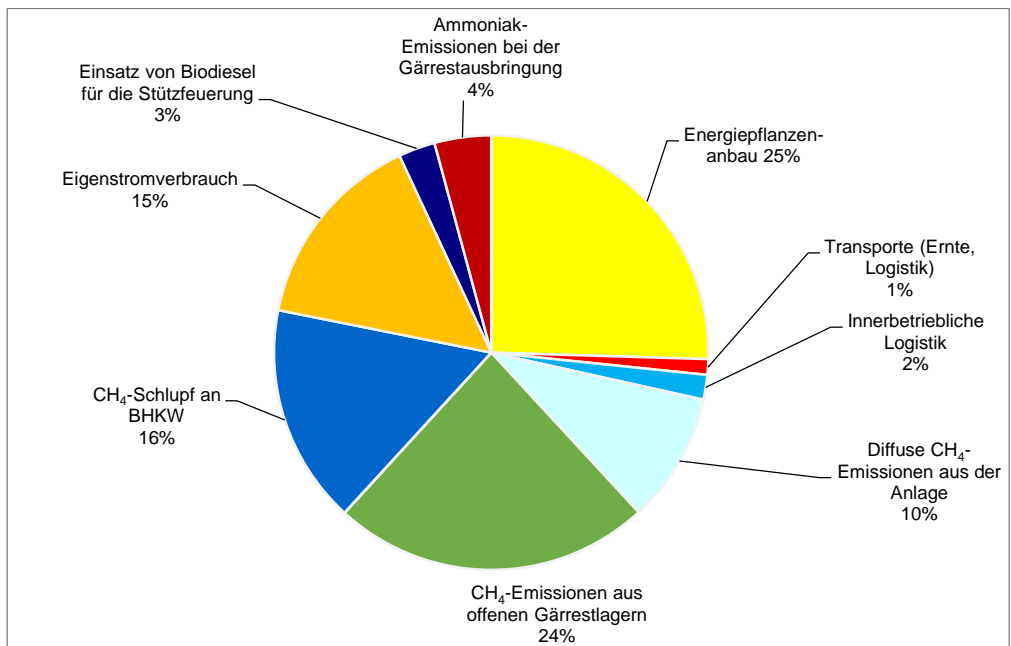


Abbildung 47: Anteilige Zusammensetzung THG-Emissionen bei der Erzeugung von Biogas 2010

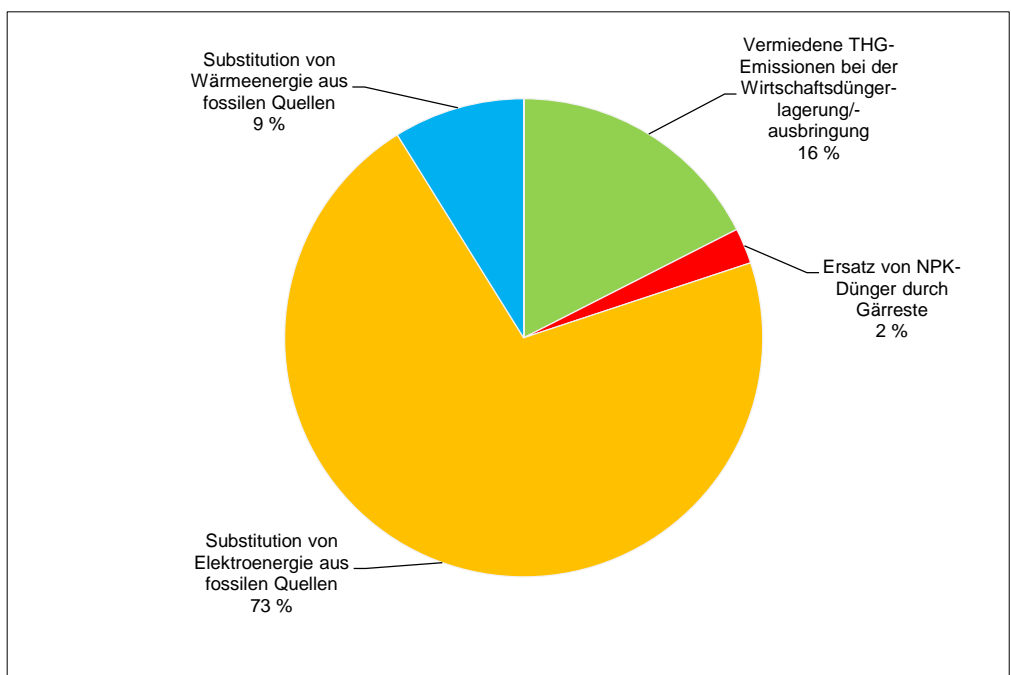


Abbildung 48: Anteilige Zusammensetzung vermiedener THG-Emissionen bei der Erzeugung von Biogas 2010

Aus den in Tabelle 82 dargestellten Werten lassen sich die absoluten THG-Minderungsleistungen der Biogastechnologie in Sachsen im Jahr 2010 darstellen. Zu beachten ist, dass sich die aus den spezifischen Minderungsfaktoren (Tabelle 82) berechneten Zahlen auf die Gesamtkette der Biogaserzeugung beziehen, wie diese auf Seite 128 beschrieben ist. Im Falle einer kumulativen Betrachtung dieser Werte in Bezug auf die für Sachsen ausgewiesene Gesamtbilanz im Kapitel 1 sind die Minderungsleistungen „vermiedene THG-Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung/-ausbringung“ bzw. die Emissionen beim Anbau und Transporten von nawaRo von den absoluten Minderungsleistungen abzuziehen, weil diese in der im Kapitel 1 dargestellten Gesamtbilanz bereits enthalten sind (siehe Tabelle 83).

Tabelle 83: Ist-Stand der THG-Minderungsleistungen durch die Vergärung von Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen in sächsischen Biogasanlagen für das Jahr 2010

Bilanzraumdefinition	Anteil Biogas aus Wirtschaftsdünger	Anteil Biogas aus nawaRo	Biogas aus Wirtschaftsdünger und nawaRo gesamt
Gesamtbetrachtung Biogastechnologie (Definition siehe Seite 128)	-194.186 t CO ₂ e/a	-213.474 t CO ₂ e/a	-407.660 t CO₂e/a
<u>abzüglich</u> Position „vermiedene THG-Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung/-ausbringung“ (im Kapitel 1 bereits berücksichtigt)	-108.010 t CO ₂ e/a	-	-
<u>abzüglich</u> Position „Emissionen beim Anbau und Transport von nawaRo“ (im Kapitel 1 bereits enthalten)	-	-68.929 t CO ₂ e/a	-
Resultierende Zusatzeffekte der Biogastechnologie in Bezug auf Bilanz Kapitel 1¹⁾	-86.177 t CO₂e/a	-282.402 t CO₂e/a	-368.579 t CO₂e/a

¹⁾ „Gesamtbetrachtung Biogastechnologie“ minus Abzugspositionen

In den dargestellten Emissionsbilanzen sind keine Bewertungen möglicher Einflüsse indirekter Landnutzungsänderungen (iLUC) in Bezug auf das spezifische und absolute THG-Minderungspotenzial der Biogaserzeugung aus nachwachsenden Rohstoffen enthalten. Gründe hierfür sind im Kapitel 2.2.2.1 beschrieben.

Weitere Nebeneffekte

Für die reine Wirtschaftsdüngervergärung bestehen positive Nebeneffekte in einer deutlichen Verringerung des Geruchspotenzials und einer besseren Fließfähigkeit der entstehenden Gärreste. Weil die Wirtschaftsdüngervergärung die Behandlung eines ohnehin anfallenden Reststoffes darstellt, ergeben sich keine offensichtlichen Nachteile oder Verdrängungseffekte. Ähnliches gilt für den Einsatz innerbetrieblich anfallender organischer Reststoffe (z. B. Getreideausputz, Silodeckschichtmaterial) in Biogasanlagen.

Nebeneffekte einer Biogaserzeugung aus nachwachsenden Rohstoffen, die jedoch auch anderen Entwicklungen zugeschrieben werden könnten und damit nicht eindeutig zuordenbar sind, zeigen sich in steigenden Pachtpreisen für landwirtschaftliche Flächen. Besonders im Umfeld großer industrieller nawaRo-Biogasanlagen werden steigende Pachten mit den Biogasanlagen in Verbindung gebracht.

Positive Effekte eines Einsatzes nachwachsender Rohstoffe in Form von Zwischenfrüchten oder Klee gras lassen sich z. B. im Biolandbau darstellen, weil durch die Vergärung dieser Stoffe (die sonst als Mulch oder Gründüngung auf dem Feld verbleiben) eine Erhöhung der mobilen Stickstoffmengen erreicht wird, die nach verbesserten pflanzenbaulichen Gesichtspunkten (Ausbringungszeitpunkt, gedüngte Kultur) optimal innerhalb des Fruchtfolgesystems (um)verteilt werden kann (MÖLLER 2011). Dem gegenüber stehen jedoch auch Grundsätze ökologischer Landwirtschaft, die den Einsatz von Gärresten als Düngern mit hohem Anteil an leicht pflanzenverfügbarem Stickstoff und weniger verfügbarem Kohlenstoff aus dem Blickpunkt der Bodenfruchtbarkeit kritisch sehen und hier einen Widerspruch zu den Bodenfruchtbarkeit fördernden Prinzipien des ökologischen Landbaus sehen (BESTE 2007).

Fazit

Die Biogaserzeugung aus Gülle und nachwachsenden Rohstoffen trug im Jahr 2010 mit einer Minderungswirkung von **ca. 408 kt CO₂-Äquivalenten** zur Reduzierung des THG-Ausstoßes in Sachsen (bzw. Deutschland) bei. Die grenzübergreifende Minderungsleistung ist dabei auf die Substitution von Strom aus fossilen Quellen zurückzuführen, der sowohl in Sachsen als auch übergreifend bereitgestellt wird (Einspeisung in das Verbundnetz). Bezieht man die Minderungsleistungen der Biogastechnologie auf die im Kapitel 1 dargestellten THG-Emissionen der sächsischen Landwirtschaft, ergibt sich eine zusätzliche Minderungsleistung von **ca. 370 kt CO₂-Äquivalenten**. Die genannten Zahlen berücksichtigen für den Einsatz nachwachsender Rohstoffe keine Effekte einer möglichen Freisetzung von CO₂ durch eine Landnutzungsänderung (iLUC) in anderen Teilen der Welt als Folge einer veränderten Flächennutzung in Sachsen (anteilige Nutzung land-

wirtschaftlicher Flächen zur Erzeugung von Energiepflanzen). Die abgeschätzten Zahlen zu den Anteilen einer Abwärmernutzung der Biogasanlagen, den THG-Emissionen aus dem Anlagenbetrieb sowie der Effizienz der Stoffumwandlung zeigen jedoch noch deutliche Optimierungspotenziale, die u. a. im Kapitel 3 als Ansatzpunkte einer weiteren THG-Minderung diskutiert werden.

2.2.2.3 Erzeugung und Nutzung von Biodiesel

Status quo

Biodiesel ist mit einem heizwertbezogenen Anteil von 71 % (Stand 2012) am gesamtdeutschen Biokraftstoffverbrauch der am häufigsten eingesetzte Biotreibstoff (FNR 2013a). Biodiesel (Pflanzenölmethylester) wird durch Umesterung von Pflanzenölen mit Methanol erzeugt. Das Öl selbst wird durch Pressung von Ölsaaten (z. B. Raps, Sonnenblume, Soja) und nachfolgende Raffination gewonnen. Zur Erhöhung der Ölausbeute aus den Saaten werden im Presskuchen enthaltene Ölrreste mittels eines Lösemittels (i. d. R. Hexan) extrahiert und nach Rückgewinnung des Lösemittels dem filtrierten Rohöl zugeführt (WAGNER et al. 2000). Aus 1 t Rapssaat werden bei der Pressung und Extraktion ca. 406 kg Rapsöl und ca. 590 kg Schrot gewonnen, ca. 4 kg sind produktionsbedingte Verluste (WAGNER et al. 2000). Unter Verwendung von Methanol und einem geeigneten Katalysator werden anschließend ca. 1.045 kg Rapsöl zu 1.000 kg Biodiesel verarbeitet (ebd.). Ein weiteres nutzbares Nebenprodukt ist das anfallende Rohglyzerin (ca. 140 kg/t Biodiesel nach WAGNER et al. 2000), welches unter zusätzlichem Energieeinsatz zu einem Industrierohstoff (z. B. Pharmaglyzerin) aufbereitet und stofflich verwertet wird.

In Sachsen existierten Ende 2010 nur 2 Biodiesel-Anlagen mit einer Herstellungskapazität von ca. 52.000 t/Jahr (SMUL 2011). Die Produktionskapazität dieser beiden Anlagen lag im Jahr 2010 bei 51.200 t/a Biodiesel (ebd.). Dies entspricht bei Ansatz des Heizwertes von Biodiesel nach EU-RED (2009) einer Energiemenge von 1.894.400 GJ/a. Unterstellt man vereinfachend, dass die 2010 für die Biodieselproduktion notwendige Menge von 132.000 t Rapssaat auch in Sachsen angebaut wurde, lässt sich bei einem durchschnittlichen Flächenertrag von ca. 3,5 t Rapssaat/ha eine Anbaufläche von ca. 38.000 ha ermitteln. Das entspricht ca. 27,8 % der Anbaufläche von Winterraps, 5,3 % der gesamten Ackerflächen bzw. 4,2 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Sachsen.

Bewertung Treibhausgasemissionen

Treibhausgasemissionen entstehen an allen Stellen der Herstellungskette. Zum einen entstehen durch den Anbau der Rapssaaten Emissionen, die vor allem auf den Einsatz von Mineräldüngern und Pflanzenschutzmitteln (über den Energieaufwand bei der Herstellung), den Treibstoffeinsatz bei der Flächenbewirtschaftung und dem Transport von geernteter Rapssaat sowie bodenbürtige N₂O-Emissionen zurückzuführen sind. Bei der Rapsölproduktion und Herstellung von Rapsölmethylester (Biodiesel) entstehen Emissionen aufgrund des Transports zur Produktionseinrichtung, dem Einsatz von Energie bei der Ölgewinnung und Umesterung sowie der Bereitstellung notwendiger Hilfsstoffe (Methanol auf Rohölbasis).

Ist-Situation der Klimaschutzleistungen in Sachsen

Als Basis für die Ermittlung von THG-Minderungseffekten dienen die in der Biokraft-NachV (2009) definierten Standardwerte für die Teilbereiche Anbau, Transport und Konversion. Vermiedene Emissionen können dem Produkt Pflanzenöl durch den Ersatz von Dieselkraftstoff aus fossilen Quellen gut geschrieben werden. Hierfür werden – zur Wahrung der Vergleichbarkeit mit Einsparungen nach Biokraft-NachV (2009) – die dort angegebenen durchschnittlichen Emissionsfaktoren fossiler Otto- und Dieselkraftstoffe angesetzt. Die vom LfULG (2012b) ausgewiesenen Emissionsfaktoren für Dieselkraftstoff berücksichtigen vermutlich keine Emissionen von Prozessvorketten und fallen deshalb etwas niedriger aus (ca. 12 %).

Den bei der Pflanzenöl- und Biodieselproduktion anfallenden Koppelprodukten (Rapsextraktionsschrot, Glycerin) sind entsprechend ihres massen- oder energiebezogenen Anfalls anteilige THG-Emissionen zuzuweisen. In den Berechnungsansätzen der Biokraft-NachV (2009) bzw. EU-RED (2009) werden anteilige THG-Emissionen den Koppelprodukten über einen Heizwertbezug zugewiesen (alloziert). Bei Anwendung einer massenbezogenen Allokation würde z. B. das Koppelprodukt Rapsextraktionsschrot um fast 50 % stärker mit THG-Emissionen belastet. Tabelle 84 fasst die Berechnung der THG-Bilanz für die gesamte Prozesskette der Biodieselerzeugung zusammen.

Tabelle 84: Spezifische Emissionsfaktoren und THG-Bilanz für Herstellung und Nutzung von Biodiesel

Emissionen	
Emissionen¹⁾	
Anbau von Raps	29 g CO ₂ e/MJ _{Kraftstoff}
Transport zur Anlage	1 g CO ₂ e/MJ _{Kraftstoff}
Verarbeitung (Pressung/Veresterung)	22 g CO ₂ e/MJ _{Kraftstoff}
Summe Emissionen	52 g CO₂e/MJ_{Kraftstoff}
Gutschriften¹	
Substitution von fossilem Kraftstoff	-83,8 g CO ₂ e/MJ _{Kraftstoff}
Nettobilanz	-31,8 g CO₂e/MJ_{Kraftstoff}
THG-Minderung in Bezug auf fossilen Kraftstoff	37,9 %

Quelle: ¹⁾ Standard-Werte (Default) nach Biokraft-NachV (2009)

Anhand der in Tabelle 84 dargestellten spezifischen Emissionsminderungen und den abgeschätzten Produktionsmengen für das Jahr 2010 lassen sich **THG-Minderungsleistungen** der Erzeugung und Nutzung von Biodiesel in Sachsen in Höhe von **60.242 t CO₂-Äquivalenten/Jahr** berechnen. Diese Werte beziehen sich auf die Gesamtkette der Biodieselerzeugung. Im Falle einer kumulativen Betrachtung dieser Werte in Bezug auf die für Sachsen ausgewiesene Gesamtbilanz im Kapitel 1 sind die Emissionen aus dem Anbau der nawaRo von den absoluten Minderungsleistungen abzuziehen, weil diese in der im Kapitel 1 dargestellten Gesamtbilanz bereits enthalten sind. Entsprechend werden in Tabelle 85 absolute Werte für die zwei Bilanzraumdefinitionen ausgewiesen.

Tabelle 85: THG-Minderungsleistungen aus der Herstellung und Nutzung von Biodiesel im Jahr 2010

Bilanzraumdefinition	Treibhausgas-Minderungsleistungen im Jahr 2010
Gesamtbetrachtung Biodieselerzeugung inklusive Berücksichtigung von Koppelprodukten gemäß Biokraft-NachV (2009)	60.242 t CO ₂ e/a
Zusatzeffekte der Biodieselerzeugung in Bezug auf die Bilanz Kapitel 1	115.180 t CO ₂ e/a

Nebeneffekte

Die Nutzung der bei der Ölpresung und Biodieselerzeugung anfallenden Koppelprodukte wurde bereits oben beschrieben. Das Koppelprodukt Raps(extraktions)schrot aus der Ölgewinnung kann als hochwertiges Futtermittel eingesetzt werden. Besonders hohe THG-Minderungseffekte ergeben sich hierbei, wenn dadurch Zukauffuttermittel (z. B. Sojaschrot) substituiert werden können. Die Verminderung des Zukaufs von Sojaschrot ist grundsätzlich positiv zu bewerten. Die im Futtermittel enthaltenen Nährstoffe werden nach Abzug der gasförmigen Stickstoffverluste mit den Wirtschaftsdüngern wieder dem Boden zugeführt.

Bei einer Biodiesel-Jahresproduktion von ca. 51.200 t/Jahr fallen ca. 77.900 t/a Rapsextraktionsschrot an. Das entspricht einer Deckung des abgeschätzten sächsischen Gesamtbedarfs an Rapsschrot für die Tierfütterung von ca. 25,6 %.

Glycerin als weiteres Nebenprodukt der Biodieselerzeugung wird in Deutschland und ebenso in Sachsen nach entsprechender Aufbereitung nahezu vollständig stofflich genutzt (RASCHKA & CARUS 2012). Durch die Biodieselproduktion standen in Sachsen im Jahr 2010 rechnerisch etwa 7.200 t Rohglycerin zur Verfügung.

2.2.2.4 Erzeugung und Nutzung von reinem Pflanzenöl

Status quo

Die Verwertung von Pflanzenöl (i. d. R. Rapsöl) als Biokraftstoff oder Brennstoff für Motoren-BHKW zur gekoppelten Erzeugung von Strom und Wärme ist eine alternative Form der energetischen Nutzung von Ölsaaten im Vergleich zur Technologie der Biodieselerzeugung. Pflanzenöle zur energetischen Nutzung werden in der Regel in dezentralen Ölmühlen mit Verarbeitungskapazitäten zwischen 0,5 und 25 (max. 250) t Ölsaaten/Tag produziert, wobei diese normalerweise (mechanisch) kaltgepresste Pflanzenöle herstellen, die – im Gegensatz zu industriellen Ölmühlen (Großanlagen) – keine Raffinationsschritte durchlaufen und keinen Extraktionsschritt zur Entölung des anfallenden Presskuchens enthalten (FNR 2009b). Wesentlicher Verarbeitungsschritt nach der mechanischen Pressung der Ölsaaten ist die Öltreinigung zur Abscheidung fester Verunreinigungen (i. W. Samenbestandteile) durch Sedimentation, Filtration oder Zentrifugation (ebd.). Die Ölausbeute bei mechanischer Pressung liegt (am Beispiel von Raps) bei ca. 340 kg/t Rapssaat, der anfallende Presskuchen hat einen im Vergleich zu Extraktionsschrot höheren Ölgehalt von ca. 14 Ma % (ebd.). Für die Verwendung von Pflanzenöl als Fahrzeugkraftstoff liegt dem Jahr 2010 eine DIN-Norm vor (DIN 51605), die Qualitätsparameter für Pflanzenöle definiert, die in pflanzenölauglichen Motoren eingesetzt werden können.

In Sachsen befanden sich im Jahr 2010 insgesamt 22 dezentrale Ölsaatenverarbeitungsanlagen mit einer Verarbeitungskapazität von ca. 62.660 t Ölsaaten/a (SMUL 2011). Die Auslastung dieser Anlagen lag 2010 mit ca. 40 % jedoch auf einem sehr niedrigen Niveau (entspricht einer Verarbeitungsmenge von 25.000 t Ölsaaten im Jahr 2010). Nach GRUNERT (2010) wurden ab dem Jahr 2007 Verarbeitungsanlagen zum Teil stillgelegt, zwischen 2008 und 2010 blieb die Gesamtanzahl der Ölmühlen konstant. Die sächsischen Ölmühlen werden zu etwa 50 % durch landwirtschaftliche Betriebe oder Zusammenschlüsse landwirtschaftlicher Unternehmen betrieben, weitere 50 % sind rein gewerbliche Betreiber, Futtermittelhersteller oder Fuhrunternehmen (GRUNERT 2010). Etwa 55 % der gewonnenen Pflanzenöle werden als Kraft- und Brennstoff energetisch genutzt, ca. 15 % als Futter- oder Speiseöle abgesetzt, ca. 30 % gehen an Zwischenhändler und können damit nicht hinsichtlich ihrer Nutzungsform qualifiziert werden (ebd.). Für den energetischen Nutzungspfad wird anhand der Daten von GRUNERT (2010) abgeschätzt, dass etwa ein Drittel für den Betrieb dezentraler Blockheizkraftwerke und ca. zwei Drittel als Kraftstoff für Speditionsflotten sowie landwirtschaftliche und private Fahrzeuge verwendet werden. Somit werden ca. 4.675 t Pflanzenöl pro Jahr bzw. 13.750 t Ölsaaten pro Jahr energetisch verwertet. Dies entspricht bei Ansatz des Heizwertes von Pflanzenöl nach EU-RED (2009) einer Energiemenge von 172.975 GJ/Jahr Pflanzenöl. Weil davon auszugehen ist, dass die Ölsaaten auch dezentral erzeugt werden, lässt sich bei einem durchschnittlichen Flächenertrag von ca. 3,5 t Rapssaat/ha eine Anbaufläche von ca. 3.930 ha ermitteln, die der energetischen Biomassenutzung zugeschrieben werden muss. Das entspricht ca. 2,9 % der Anbaufläche von Winterraps, 0,4 % der gesamten Ackerflächen bzw. 0,03 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Sachsen.

Neben den 22 dezentralen Ölmühlen wurde 2010 eine industrielle (zentrale) Ölsaatenverarbeitungsanlage mit einer Kapazität von 400.000 t Ölsaaten/Jahr betrieben (SMUL 2011). Für die weiteren Betrachtungen (und unter Berücksichtigung des Firmenportfolios dieses Betriebes als Lieferant von Speiseölen und Ölen für den chemischen bzw. technischen Bereich) wird davon ausgegangen, dass Pflanzenöle dieser Ölsaatenverarbeitungsanlage nicht oder nicht in wesentlichem Umfang einer energetischen Verwertung zugeführt werden. Nicht auszuschließen ist die Lieferung von Teilen erzeugter Pflanzenöle an Betriebe zur Weiterverarbeitung zu Biodiesel (siehe Kapitel 2.2.2.7).

Bewertung Treibhausgasemissionen

Treibhausgasemissionen entstehen an allen Stellen der Herstellungskette. Zum einen entstehen durch den Anbau der Rapssaaten Emissionen, die vor allem auf den Einsatz von Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln (über den Energieaufwand bei der Herstellung), den Treibstoffeinsatz bei der Flächenbewirtschaftung und dem Transport von geernteter Rapssaat sowie bodenbürtige N₂O-Emissionen zurückzuführen sind. Zum anderen entstehen bei der Rapsölproduktion Emissionen aufgrund des Transports zur Produktionseinrichtung und dem Einsatz von Energie. Dem bei der Pflanzenölproduktion anfallenden Presskuchen, der als Futtermittel in der Tierhaltung eingesetzt wird, sind entsprechend seines massen- oder energiebezogenen Anfalls anteilige THG-Emissionen zuzuweisen. In den Berechnungsansätzen der Biokraft-NachV (2009) bzw. EU-RED (2009) werden anteilige THG-Emissionen den Koppelprodukten über einen Heizwertbezug zugewiesen (alloziert). Bei Anwendung einer massenbezogenen Allokation würde das Koppelprodukt Presskuchen um fast 50 % stärker mit THG-Emissionen be- bzw. das Hauptprodukt Pflanzenöl entsprechend entlastet.

Ist-Situation der Klimaschutzleistungen in Sachsen

Als Basis für die Ermittlung von THG-Minderungseffekten dienen die in der Biokraft-NachV (2009) definierten Standardwerte für die Teilbereiche Anbau, Transport und Konversion. Vermiedene Emissionen können dem Produkt Pflanzenöl durch den Ersatz von Dieselmotorkraftstoff aus fossilen Quellen gutgeschrieben werden. Hierfür werden – zur Wahrung der Vergleichbarkeit mit Einsparungen nach Biokraft-NachV (2009) – die dort angegebenen durchschnittlichen Emissionsfaktoren fossiler Otto- und Dieselmotorkraftstoffe angesetzt. Die vom LfULG (2012b) ausgewiesenen Emissionsfaktoren für Dieselmotorkraftstoff berücksichtigen keine Emissionen von Prozessvorketten und fallen deshalb etwas niedriger aus (ca. 12 %). In Tabelle 86 ist die spezifische THG-Bilanz für die Pflanzenölerzeugung und -nutzung dargestellt. Für den Verwertungspfad „Pflanzenöl in KWK“ gibt die EU-RED (2009) einen leicht abweichenden Wert als Vergleichsbasis eines fossilen Brennstoffs vor, der in Klammern dargestellt ist.

Tabelle 86: Spezifische Emissionsfaktoren und THG-Bilanz für Herstellung und Nutzung von Pflanzenöl

	Emissionen
Emissionen¹	
Anbau von Raps	30 g CO _{2e} /MJ _{Kraftstoff}
Transport zur Anlage	1 g CO _{2e} /MJ _{Kraftstoff}
Verarbeitung (Pressung)	5 g CO _{2e} /MJ _{Kraftstoff}
Summe Emissionen	36 g CO_{2e}/MJ_{Kraftstoff}
Gutschriften¹⁾	
Substitution von fossilem Kraftstoff (bzw. Brennstoff für KWK)	-83,8 (85) g CO _{2e} /MJ _{Kraftstoff}
Nettobilanz	-47,8 (-49) g CO_{2e}/MJ_{Kraftstoff}
THG-Minderung in Bezug auf fossilen Kraftstoff	57 % (57,6 %)

Quelle: ¹⁾ Standard-Werte (Default) nach Biokraft-NachV (2009)

Es ist zu erkennen, dass durch Nutzung von reinem Pflanzenöl im Vergleich zu Biodiesel deutlich höhere THG-Minderungen erreicht werden können. Bei Ansatz der Standard-Werte nach EU-RED bzw. Biokraft-NachV (2009) für Pflanzenöl als Kraftstoff werden die EU-Vorgaben erreicht, die ab dem Jahr 2017 gelten (50 % THG-Minderung). Die ab 2018 geltenden Vorgaben von mindestens 60 %-THG-Minderung (Biokraft-NachV, 2009 bzw. EU-RED), die für Produktionsanlagen definiert sind, die ab 2017 in Betrieb gehen, werden fast erreicht und sollten bei Anwendung konkreter Emissionswerte für die Gesamtkette erreichbar sein. Die nach EU-RED bzw. Biokraft-NachV (2009) ermittelten THG-Minderungen für einen Einsatz von Pflanzenöl in KWK werden als vergleichsweise gering eingeschätzt. Weil die Vorgabe der Vergleichsbasis „fossiler Brennstoff“ ohne weitere Erläuterung erfolgt, ist davon auszugehen, dass eine Brennstoffsubstitution in einem bestehenden KWK-System bilanziert wird. Unterstellt man, dass Rapsöl-BHKW neu errichtet wurden und sowohl im Bereich der Wärmebereitstellung als auch im Strommix fossile Brennstoffe verdrängen, stellt sich ein deutlich positiveres THG-Minderungspotenzial dar. In Tabelle 87 ist eine grobe Abschätzung der Effekte einer Neuerrichtung eines Pflanzenöl-BHKW auf Basis der Emissionsdaten (Standardwerte) nach Biokraft-NachV (2009) und eigenen Berechnungsansätzen zu Substitutionseffekten dargestellt.

Tabelle 87: Spezifische Emissionsfaktoren und THG-Bilanz für Herstellung und Nutzung von Pflanzenöl in neu installierten BHKW

	Emissionen	Erläuterung
Emissionen		
Anbau von Raps	30 g CO _{2e} /MJ _{Kraftstoff}	Standard-Wert (Default) nach Biokraft-NachV (2009)
Transport zur Anlage	1 g CO _{2e} /MJ _{Kraftstoff}	Standard-Wert (Default) nach Biokraft-NachV (2009)
Verarbeitung (Pressung)	5 g CO _{2e} /MJ _{Kraftstoff}	Standard-Wert (Default) nach Biokraft-NachV (2009)
Eigenstromverbrauch BHKW	0,9 g CO _{2e} /MJ _{Kraftstoff}	BHKW mit eta elektrisch 42 % und eta thermisch 43 %, Eigenstrombedarf 1 % der erzeugten elektrischen Arbeit, EF wie unten
Summe Emissionen		
Gutschriften		
Substitution von Elektroenergie aus fossilen Quellen	89,3 g CO _{2e} /MJ _{Kraftstoff}	765,3 kg CO ₂ -Äquiv./MWh _{el} wie Strom aus Biogas nach (UBA 2012b), (UBA 2013b)
Substitution von Wärmeenergie aus fossilen Quellen	34,9 g CO _{2e} /MJ _{Kraftstoff}	306,6 kg CO ₂ -Äquiv./MWh _{el} (Substitution von Wärme aus 57 % Erdgas und 43 % Heizöl EL (Vogt 2008) durch BHKW-Abwärme, EF nach LfULG (2012b), siehe Anhang 2; Kesselnutzungsgrad 75 % H _{i,n})
Summe Gutschriften	-124,2 g CO_{2e}/MJ_{Kraftstoff}	
Nettobilanz	- 83,7 g CO_{2e}/MJ_{Kraftstoff}	

Unterstellt man vereinfachend, dass die in Sachsen im Jahr 2010 zur gekoppelten Strom- und Wärmeerzeugung eingesetzten Pflanzenölmengen zu 50 % in Bestandsanlagen und 50 % in neu errichteten BHKW eingesetzt wurden, lässt sich anhand der Verteilung von einem Drittel energetischer Nutzung und zwei Drittel Einsatz als Fahrzeugkraftstoff eine **THG-Minderungsleistung von 9.443 t CO₂-Äquivalenten/Jahr** abschätzen. Diese Werte beziehen sich auf die Gesamtkette der Pflanzenölerzeugung. Im Falle einer kumulativen Betrachtung dieser Werte in Bezug auf die für Sachsen ausgewiesene Gesamtbilanz im Kapitel 1 sind die Emissionen aus dem Anbau der nawaRo von den absoluten Minderungsleistungen abzuziehen, da diese in der im Kapitel 1 dargestellten Gesamtbilanz bereits enthalten sind. Entsprechend werden in Tabelle 88 absolute Werte für die zwei Bilanzraumdefinitionen ausgewiesen.

Tabelle 88: THG-Minderungsleistungen aus der Herstellung und Nutzung von Pflanzenöl im Jahr 2010

Bilanzraumdefinition	Treibhausgas-Minderungsleistungen im Jahr 2010
Gesamtbetrachtung Pflanzenöltechnologie inklusive Berücksichtigung von Koppelprodukten gemäß Biokraft-NachV (2009)	9.443 t CO ₂ -Äquivalente/a
Zusatzeffekte der Pflanzenöltechnologie in Bezug auf die Bilanz Kapitel 1	14.632 t CO ₂ -Äquivalente/a

Weitere Nebeneffekte

Das bei der Pflanzenölgewinnung anfallende Koppelprodukt, der Presskuchen, kann als hochwertiges Eiweiß-Futtermittel in der Tierhaltung eingesetzt werden. Durch die dezentrale Erzeugung in kleinen Ölmühlen ist in der Regel eine direkte Verwertung als Futtermittel auf regionaler Ebene bzw. direkt im landwirtschaftlichen Betrieb gewährleistet. Besonders hohe THG-Minderungseffekte ergeben sich hierbei, wenn dadurch Zukauffuttermittel aus ausländischer Erzeugung (z. B. Sojaextraktionsschrot) substituiert werden können. Die im Futtermittel enthaltenen Nährstoffe und humuswirksamen Bestandteile werden nach Abzug der gasförmigen Stickstoffverluste mit den Wirtschaftsdüngern wieder dem Boden zugeführt. Für landwirtschaftliche Betriebe, die entsprechende Ölverarbeitungsanlagen betreiben oder an solchen Anlagen beteiligt sind, ergeben sich Vorteile durch längerfristig kalkulierbare Futter- und Kraftstoffpreise und zusätzliche Wertschöpfungs- sowie Arbeitsplatzmöglichkeiten (GRUNERT 2010). Die – über allgemeine Kennzahlen nicht abbildbaren

THG-Minderungsleistungen – werden insbesondere dann erreicht, wenn eine dezentrale Erzeugung von Ölsaaten, deren Verarbeitung und die direkte Nutzung des Öls sowie des Presskuchens in einem sehr engen lokalen Einzugsbereich erfolgen kann.

Bei einer Rapsöl-Jahresproduktion (für die energetische Verwertungsschiene) von 8.500 t/Jahr fallen ca. 16.500 t/Jahr Rapsschrot an. Das entspricht einer Deckung des abgeschätzten sächsischen Gesamtbedarfs an Rapsschrot für die Tierfütterung von ca. 5,4 %. Unter Berücksichtigung der für den Kraftstoff Biodiesel im Kapitel 2.2.2.3 genannten Anfallmengen an Rapsextraktionsschrot ergibt sich ein Deckungsgrad an Rapsschrot für die Tierfütterung von 31,1 %.

2.2.2.5 Erzeugung und Nutzung von Bioethanol

Status quo

Bioethanol wird durch Fermentation aus zucker- und stärkehaltigen Substraten gewonnen. Zum Einsatz können dabei Zuckerrüben, Getreide (Weizen, Roggen, Maiskörner) und sonstige Biomasse kommen, welche zerkleinert und einer Säurehydrolyse unterzogen wird. In Sachsen und im gesamten Bundesgebiet wird bisher überwiegend Getreide als Rohstoffbasis genutzt.

Die in den Pflanzen enthaltenen Kohlenhydrate werden enzymatisch aufgeschlossen und anschließend zu Alkohol vergoren. Die Rohstoffe fermentieren so lange zu Alkohol, bis der in der Pflanze enthaltene Zucker verbraucht oder die maximal mögliche Alkoholkonzentration erreicht ist. Das bei der alkoholischen Gärung entstehende Ethanol-Wasser-Gemisch wird von den festen Rückständen getrennt und durch Destillation bzw. Rektifikation (d. h. mehrere aufeinanderfolgende Destillationsschritte) weiter aufgereinigt (GRUNERT 2005).

Aus der Vergärung einer Tonne Winterweizen können durchschnittlich 360 l Ethanol gewonnen werden (EULENSTEIN et al. 2011). Zusätzlich zum Bioethanol entstehen beim Herstellungsprozess je nach Einsatzstoff Nebenprodukte wie Schlempe, Pressschnitzel, Vinasse oder Lignin.

In Sachsen existierte Ende 2010 nur eine Anlage zur direkten Verarbeitung landwirtschaftlicher Rohstoffe (Getreide) zu Bioethanol mit einer Produktionskapazität von 16.000 m³/a, woraus ein Bedarf von ca. 44.400 t/a Weizen abzuleiten ist. Dies entspricht bei Ansatz des Heizwertes von Bioethanol nach EU-RED (2009) einer Energiemenge von 336.000 GJ/a Bioethanol. Die betreffende Produktionsanlage in Sachsen verwendet den Faseranteil der Schlempe zur Herstellung von Pellets, die den Heizölverbrauch der gesamten Anlage um die Hälfte reduzieren kann (HÜSER 2012). Anhand des durchschnittlichen Ertrags von Winterweizen von ca. 6,6 t/ha lässt sich ein Flächenbedarf von ca. 6.730 ha Fläche für den Anbau von Winterweizen zur Bioethanol-Herstellung ableiten.

Eine zweite Produktionsanlage für Bioethanol in Sachsen verarbeitet Reststoffe aus der Milchindustrie. Weil diese Stoffe keine originären Produkte der landwirtschaftlichen Produktion darstellen, wird die Erzeugung von Bioethanol über diesen Verwertungspfad nicht weiter berücksichtigt.

Die Verwertung von Bioethanol als Kraftstoff kann auf unterschiedliche Weise erfolgen. Gemäß der Ottokraftstoff-Norm DIN EN 228 ist ein Bioethanolanteil von 5 Vol.-% (E5) als Beimischung zum Ottokraftstoff ohne Kennzeichnungsverpflichtung zugelassen. Seit Januar 2011 wird darüber hinaus eine Beimischung in Höhe von 10 Vol.-% als separates Kraftstoffprodukt (E10) vertrieben. Herkömmliche Ottomotoren erlauben bis auf wenige Ausnahmen eine Beimischung bis zu 10 % ohne technische Modifikationen.

Bewertung Treibhausgasemissionen

Treibhausgasemissionen entstehen an allen Stellen der Herstellungskette. Zum einen entstehen durch den Anbau der Rohstoffe (hier: Getreide) Emissionen, die vor allem auf den Einsatz von Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln (über den Energieaufwand bei der Herstellung), den Treibstoffeinsatz bei der Flächenbewirtschaftung und dem Transport von geernteter Biomasse sowie bodenbürtige N₂O-Emissionen zurückzuführen sind. Weiterhin sind Transportaufwendungen zur Anlage durch den Einsatz von fossilen Kraftstoffen mit THG-Emissionen belastet. Der Gärprozess selbst benötigt thermische Energie zur Aufrechterhaltung einer optimalen Gärtemperatur von ca. 30 °C. Für das Erreichen des Siede-

punkts bei der Destillation bzw. Rektifikation muss zusätzliche thermische Energie zugeführt werden, welche jedoch mit anlagenspezifisch hohem Gütegrad durch Rückkühlung des Destillats zurückgewonnen werden kann.

Ist-Situation der Klimaschutzleistungen in Sachsen

Als Basis für die Ermittlung von THG-Minderungseffekten dienen die in der Biokraft-NachV (2009) definierten Vorgabewerte für die Teilbereiche Anbau, Transport und Konversion. Vermiedene Emissionen können dem Produkt Bioethanol durch den Ersatz von Ottokraftstoff aus fossilen Quellen gut geschrieben werden. Hierfür werden – zur Wahrung der Vergleichbarkeit mit Einsparungen nach Biokraft-NachV (2009) – die dort angegebenen durchschnittlichen Emissionsfaktoren fossiler Otto- und Dieselmotoren angesetzt. Die vom LfULG (2012b) ausgewiesenen Emissionsfaktoren für Ottokraftstoff berücksichtigen keine Emissionen von Prozessvorketten und fallen deshalb etwas niedriger aus (ca. 14 %). Den bei Bioethanol anfallenden Koppelprodukten sind entsprechend ihres massen- oder energiebezogenen Anfalls anteilige THG-Emissionen zuzuweisen. In den Berechnungsansätzen der Biokraft-NachV (2009) bzw. EU-RED (2009) werden anteilige THG-Emissionen den Koppelprodukten über einen Heizwertbezug zugewiesen (alloziert). Die Tabelle 89 fasst die Berechnung der THG-Bilanz für die gesamte Prozesskette der Bioethanolerzeugung zusammen. Die in der Biokraft-NachV angegebenen Werte für produktionsbedingte Emissionsfaktoren erstrecken sich für die Ethanolherstellung aus Weizen von 1 g CO₂e/MJ_{Kraftstoff} (Stroh als Prozessbrennstoff mit KWK) bis hin zu 45 g CO₂e/MJ_{Kraftstoff} (ohne Spezifikation des Prozessbrennstoffs bzw. für den Einsatz von Braunkohle zur Wärmeerzeugung). Somit kann durch die Wahl des Prozessbrennstoffs und der Art der Energienutzung (mit bzw. ohne gekoppelte Stromerzeugung) ein wesentlicher Einfluss auf die THG-Bilanz der Gesamttechnologie erzielt werden. Weil die betreffende Bioethanol-Produktionsanlage in Sachsen einen Teil des Prozesswärmebedarfs aus dem Faseranteil der Schlempe (Verbrennung von Pellets) deckt (HÜSER 2012), wurde für die Berechnungen bzgl. des Konversionsschrittes ein mittlerer Emissionsfaktor für den Einsatz von Erdgas als Prozessbrennstoff Biokraft-NachV (2009) verwendet. Es ist davon auszugehen, dass auch dieser Ansatz die prozessbedingten Emissionen der konkreten Anlage über- und damit die erreichbaren THG-Minderungsleistungen unterschätzt.

Tabelle 89: Spezifische Emissionsfaktoren und THG-Bilanz für Herstellung und Nutzung von Bioethanol

	Emissionen
Emissionen¹⁾	
Anbau von Weizen	23 g CO ₂ e/MJ _{Kraftstoff}
Transport	2 g CO ₂ e/MJ _{Kraftstoff}
Konversion zu Bioethanol (Erdgas als Prozessbrennstoff)	30 g CO ₂ e/MJ _{Kraftstoff}
Summe Emissionen	55 g CO₂e/MJ_{Kraftstoff}
Gutschriften¹⁾	
Substitution von fossilem Kraftstoff	-83,8 g CO ₂ e/MJ _{Kraftstoff}
Nettobilanz	-28,8 g CO₂e/MJ_{Kraftstoff}
THG-Minderung in Bezug auf fossilen Kraftstoff	34,4 %

Quelle: ¹⁾ Standard-Werte (Default) nach Biokraft-NachV (2009)

Anhand der oben dargestellten Berechnungen ist ersichtlich, dass für den unterstellten Standardfall die seit spätestens 2013 geltenden Mindestanforderungen nach Biokraft-NachV (2009) nicht bzw. nur knapp erfüllt würden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass sich die Energiebilanz der konkreten Anlage durch die interne Nutzung anfallender Faserreste positiver darstellt als hier abschätzend berechnet. Anhand der in Tabelle 89 dargestellten spezifischen Emissionsminderungen und den abgeschätzten Produktionsmengen für das Jahr 2010 lassen sich **THG-Minderungsleistungen** der Erzeugung und Nutzung von Bioethanol in Sachsen in Höhe von **9.677 t CO₂-Äquivalenten/a** berechnen. Diese Werte beziehen sich auf die Gesamtkette der Bioethanolerzeugung. Im Falle einer kumulativen Betrachtung dieser Werte in Bezug auf die für Sachsen ausgewiesene Gesamtbilanz im Kapitel 1 sind die Emissionen aus dem

Anbau der nawaRo von den absoluten Minderungsleistungen abzuziehen, weil diese in der im Kapitel 1 dargestellten Gesamtbilanz bereits enthalten sind. Entsprechend werden in Tabelle 90 absolute Werte für die zwei Bilanzraumdefinitionen ausgewiesen.

Tabelle 90: Ist-Stand der THG-Bilanz der Erzeugung und Nutzung von Bioethanol 2010

Bilanzraumdefinition	Treibhausgas-Minderungsleistungen im Jahr 2010
Gesamtbetrachtung Bioethanoltechnologie inklusive Berücksichtigung von Koppelprodukten gemäß Biokraft-NachV (2009)	9.677 t CO ₂ e/a
Zusatzeffekte der Bioethanoltechnologie in Bezug auf die Bilanz Kapitel 1	17.405 t CO ₂ e/a

Weitere Nebeneffekte

Auch für Bioethanol bewirken die Koppelprodukte eine THG-Minderung, die in der oben stehenden Bilanz bereits überschlägig berücksichtigt sind. Schlempe bzw. Vinasse besitzen einen Restgehalt an verwertbaren Kohlenstoffverbindungen, die z. B. in Biogasanlagen energetisch weiterverwertet werden können. Grundsätzlicher Verwertungsweg ist in der Regel die Verwendung als Tierfutter (Anfallmenge ca. ein Kilogramm getrocknetes Proteinfutter pro hergestelltem Kilogramm Bioethanol, BDBe 2013) und damit ggf. der Ersatz von Import-Zukauffuttermitteln.

2.2.2.6 Erzeugung und Nutzung fester Biomasse

Kurzumtriebsgehölze

Status quo

Im Bereich der Nutzung fester Biomasse zur Energiebereitstellung werden insbesondere Kurzumtriebsplantagen (KUP) in Sachsen genutzt. Weide und Pappel gehören zu den Gehölzarten, die in verschiedenen Sorten angebaut und geerntet werden. Im Dezember 2012 bestanden 58 KUP-Flächen mit einer Gesamtfläche von 184 ha. Dies entspricht etwa 5,9 % der in Deutschland im Jahr 2010 bestehenden KUP (STROHM et al. 2012). Verglichen mit dem Flächenanteil Sachsens an der gesamtdeutschen landwirtschaftlichen Nutzfläche (ca. 5,5 %) entspricht das somit einer durchschnittlichen Flächenbelegung durch KUG. Die Umtriebszeit beträgt meist 3 bis 5 Jahre, längere Umtriebe sind auf älteren Flächen zu finden. Die ältesten noch bestehenden Flächen wurden im Jahr 1998 gepflanzt (JÄKEL 2012). Der Flächenertrag unterliegt je nach Standort, Witterungsbedingungen, Baumart und Sorte relativ großen Schwankungen, für Berechnungen werden i. d. R. Werte zwischen 10 und 12 t TM/ha und Jahr angesetzt (JÄKEL 2012; PESCHEL 2013; FNR 2012c). Nach Ende der Umtriebszeit wird das Holz bei der Ernte zu Schnitzeln gehäckselt und anschließend getrocknet.

Bewertung Treibhausgasemissionen

Bei den Beiträgen zur CO₂-Minderung unterscheiden sich die rein stromgeführten Anlagen von den Anlagen mit gekoppelter Erzeugung von Strom und Wärme. FLESSA et al. (2012) zitieren Einsparungen an Treibhausgasemissionen durch die Nutzung von Holzhackschnitzeln aus Kurzumtriebsplantagen für zwei mögliche Konversionstechnologien in der in Tabelle 91 angegebenen Höhe. Weil der Anbau oft in Feldstreifen und auf anderweitig ungenutzten Flächen möglich und sinnvoll ist, kann der Grad einer indirekten Landnutzungsänderung als vergleichsweise gering eingeschätzt werden.

Tabelle 91: Treibhausgasminderungsleistungen des Einsatzes von Holzhackschnitzeln

Nutzungsart	Substituierter fossiler Energieträger	Treibhausgasminderungsleistung
Holzhackschnitzel aus Kurzumtriebsplantagen zum Einsatz in Hackschnitzelheizung	Erdgas	68,6 g CO ₂ e/MJ _{el}
Holzhackschnitzel aus Kurzumtriebsplantagen zur Einsatz in Heizkraftwerken auf ORC-Basis	Erdgas	515,8 g CO ₂ e/MJ _{el}

Quelle: BEMLV (2007)

Unterstellt man eine mittlere Umtriebszeit von 4 Jahren und dass jährlich etwa 25 % der Bestände geerntet werden, dann stehen jährlich ca. 1.840 t_{TM} an Biomasse aus Kurzumtriebsplantagen zur Verfügung. Der Energieertrag wird mit

19.989 kWh/ha (elektrisch bzw. 7.193 MJ/t) für die Co-Verbrennung und mit 39.434 kWh/ha (thermisch bzw. 14.195 MJ/t) für den Einsatz in Hackschnitzelheizungen angegeben (FLESSA et al. 2012). Auch FNR (2012c) listet vergleichbare Energieerträge.

Die genannte Menge an Biomasse stellt eine Energiemenge von 0,420 MW (elektrisch, bei Co-Verbrennung in Kohlekraftwerken) bzw. 0,83 MW (thermisch) für Hackschnitzelheizungen bzw. in Biomassekraftwerken zur Verfügung. Von den im Jahr 2008 in Sachsen vorhandenen ca. 280 Biomassekraftwerken mit einer gesamten installierten Leistung von 16 MW (elektrisch) bzw. 370 MW thermisch wird der Großteil jedoch mit forstwirtschaftlich geerntetem Holz betrieben, dieser Anteil ist aber nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchung. Vor dem Hintergrund der installierten Leistung ist der Energiebeitrag aufgrund von Biomasse aus Kurzumtriebsplantagen vergleichsweise gering.

Ist-Situation der Klimaschutzleistungen in Sachsen

Durch den Einsatz von Holzhackschnitzeln aus Kurzumtriebsplantagen zur Substitution von Erdgas zur Wärmeerzeugung lässt sich für das Jahr 2010 in Sachsen eine Treibhausgasminderungsleistung von **ca. 1.792 t CO₂-Äquivalenten/a** berechnen. Im Vergleich zu anderen energetischen Biomasse-Nutzungspfaden für landwirtschaftliche Rohstoffe sind diese ermittelten Größen als gering einzustufen.

Weitere Nebeneffekte

Der Anbau von Kurzumtriebsplantagen kann sich positiv auf die Biodiversität (durch Diversität der angebauten Pflanzenarten) auswirken. Die Bodenerosion kann durch den Anbau von haltgebenden wurzelbildenden Pflanzen und die natürliche Schutzfunktion vor Windeinflüssen vermindert werden.

Halmgutartige Biomasse (Stroh, Miscanthus u. a.)

Stroh ist ein landwirtschaftliches Neben- bzw. Abfallprodukt, das bei der Nahrungsmittel- oder Energiepflanzenproduktion anfällt; Miscanthus eine speziell kultivierte Energiepflanze mit hohen flächenspezifischen Erträgen. Die gesamte installierte Nennwärmeleistung der Biomasse-Heizwerke in Sachsen belief sich im Jahr 2010 auf 115 MW (BIENERT 2011). Ende 2010 wurde nur ca. 1 % der zu diesem Zeitpunkt bestehenden Kapazität der 144 Biomasse-Heizwerke mit halmgutartiger Biomasse genutzt (ebd.). Weitere Reststoffe wie Bagasse, Hülsen, Maiskolben und Nussschalen u. a. werden meist zwar ebenfalls als Einsatzstoffe für Heizwerke genannt, eine systematische Abgrenzung zwischen Reststoffen und anderen Stoffen ist jedoch nicht publiziert, unter anderem auch aufgrund der relativ geringen Einsatzmengen. In Biomasse-Heizkraftwerken (mit Kraft-Wärme-Kopplung) ist der Einsatz von halmgutartiger Biomasse nicht bekannt.

Es kann daher davon ausgegangen werden, dass ca. 1,15 MW Nennwärmeleistung in Heizwerken (und Heizkraftwerken) in Sachsen durch die Verwendung von halmgutartiger Biomasse abgedeckt werden. Diese Menge ist größer als die durch Material aus Kurzumtriebsplantagen bereitgestellte Energie.

Die Treibhausgasminderung des Einsatzes von Stroh oder Miscanthus bewegt sich in einer ähnlichen Größenordnung wie bei der energetischen Nutzung von Hackschnitzeln (LEIBLE et al. 2007). Aufgrund der Tatsache, dass Stroh als Abfall- oder Nebenprodukt der Nahrungsmittelproduktion in landwirtschaftlichen Betrieben anfällt, bewirkt dieser Einsatzstoff keine indirekte Landnutzungsänderung.

Zur Bewertung der Treibhausgasminderungsleistungen wird an dieser Stelle der Faktor 68,6 g CO_{2e}/MJ angesetzt (vgl. Erläuterung zum Einsatz von Holzhackschnitzeln aus Kurzumtriebsplantagen). Mit diesen Daten ergibt sich eine jährliche Treibhausgasminderung in Höhe von **2.500 t CO₂-Äquivalenten/a** durch den Einsatz von halmgutartiger Biomasse in sächsischen Biomasseheizwerken.

2.2.2.7 Zusammenfassung

In Sachsen werden Energiepflanzen zur Erzeugung von Biogas, zur Herstellung von Biokraftstoffen und zur Wärmeerzeugung durch direkte Verbrennung eingesetzt. Tabelle 92 stellt den für das Jahr 2010 abgeschätzten Flächenbedarf aller wesentlichen Bioenergiepfade zusammenfassend dar. Nicht angegeben ist ein Flächenbedarf für energetisch genutztes Stroh, weil dieses nur als Koppelprodukt aus der Getreideproduktion anfällt. Die Flächenangaben berücksichtigen nicht, dass teilweise hochwertige Koppelprodukte für andere Prozesse (Tierhaltung, Pharmaindustrie, Energieerzeugung) aus

der eigentlichen Kraftstofferzeugung anfallen und diese formal einen Teil des Flächenbedarfs beanspruchen würden (Allokation von Flächen). Weil Angaben zum Energiepflanzenanbau allgemein ohne entsprechende Allokationen veröffentlicht werden, wird auf eine Angabe solcher Werte verzichtet.

Tabelle 92: Flächenbedarf zur Erzeugung von Energiepflanzen im Jahr 2010

Verwertungspfad	Energiepflanzenart	Flächenbedarf		Flächenanteil		
		Ackerfläche	Dauergrünland	Ackerfläche	Dauergrünland	Anbaufläche dieser Pflanzenart
		[ha]	[ha]	[%]	[%]	[%]
Biogas (nawaRo) zur Strom-/Wärmeerzeugung	Mais	19.066		2,6		27,6
	Getreide	12.574		1,7		3,2 ¹⁾
	Gras		7.734		4,1	-
	Zuckerrübe	1.952		0,3		15,6
Kraftstoff Biodiesel	Raps	38.000		5,3		27,8
Kraftstoff Bioethanol	Weizen	6.734		0,9		3,4 ²⁾
Kraftstoff reines Pflanzenöl	Raps	3.929		0,5		2,9
Verbrennung (Wärmeerzeugung)	Kurzumtriebsgehölze (KUG)	184		0,03		-
Summe		82.439		11,4	4,2	-

¹⁾ bezogen auf alle angebauten Getreidesorten; ²⁾ bezogen auf Winter- und Sommerweizen

In Sachsen wurden folglich im Jahr 2010 fast 12 % des Ackerlandes und ca. 4 % des Dauergrünlandes für die Bioenergieproduktion beansprucht. Deutlich zu erkennen ist, dass bereits jetzt bei landwirtschaftlich dominierenden Fruchtarten (Silomais, Raps) relevante Größenordnungen produzierter Mengen für energetische Zwecke genutzt werden. Insbesondere bei Raps ist die Entwicklung der Anbaufläche (siehe auch Abbildung 9) maßgeblich auf die Entwicklungen von Produktionskapazitäten für Biodiesel in Sachsen und anderen Bundesländern zurückzuführen.

Im Vergleich zur gesamtdeutschen Nutzung landwirtschaftlicher Flächen (FNR 2013a; HAENEL et al. 2012) zeigt sich, dass insbesondere die produktionsbezogene Bilanzierung der Biokraftstofferzeugung (ausgehend von der Erzeugungskapazität sächsischer Anlagenstandorte) zu einer Unterschätzung der energetischen Nutzung landwirtschaftlicher Rohstoffe führt. So wurden im Jahr 2011 bundesweit ca. 63 % der Rapsanbauflächen zur Biokraftstoffproduktion genutzt, während die Deckung des Bedarfs sächsischer Produktionsanlagen bereits mit ca. 31 % der hiesigen Anbaufläche realisiert werden konnte. Vergleicht man hingegen die anteilige Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen zur Erzeugung von Rohstoffen für die Biokraftstoffproduktion, liegen die gesamtdeutschen und sächsischen Werte in ähnlichen Größenordnungen. So wird bundesweit auf ca. 7,7 % und in Sachsen auf ca. 5,8 % der Ackerflächen Raps für die Biokraftstoffproduktion angebaut, bei Pflanzen, die für die Bioethanolproduktion genutzt werden, liegen diese Zahlen bei 2 % bzw. 0,9 %. Insofern lässt sich ableiten, dass die ermittelten absoluten THG-Minderungsleistungen eher unterschätzt wurden und somit eine konservative Betrachtung vorliegt.

Betrachtet man die THG-Bilanzen der einzelnen Bioenergiepfade flächenbezogen, ergibt sich ein differenziertes Bild zur Bewertung der einzelnen Produkt- und Verwertungslinien, siehe Tabelle 93.

Tabelle 93: Flächenspezifische THG-Bilanzen von Bioenergiepfaden im Jahr 2010

Verwertungspfad	Substituierter Energieträger	Flächenspezifische THG-Minderungen [t CO ₂ e/ha und Jahr]
Biogas (nawaRo)	Strom (Kraftwerksmix D), fossile Brennstoffe Mix Sachsen	5,8
Biodiesel	fossiler Dieselmotorkraftstoff	1,6
Pflanzenöl	fossiler Dieselmotorkraftstoff	2,4
Bioethanol	fossiler Otto-Kraftstoff	1,4
Kurzumtriebsgehölze	Erdgas	9,7

Es ist erkennbar, dass Bioenergiepfade, die auf der Verwertung von Ganzpflanzen mit hohen Flächenerträgen basieren (nawaRo-Biogas, KUP), deutlich höhere THG-Minderungsleistungen darstellen können als die betrachteten Biokraftstoffpfade auf Basis von Getreide oder Ölsaaten. Die flächenspezifischen THG-Minderungsleistungen für Biomasse, bei deren Nutzung Nebenprodukte (z. B. für die Tierfütterung) anfallen, wie Getreide oder Raps, sind tendenziell unterbewertet, weil der Flächenbedarf auch die Anteile für die nicht bewerteten Nebenprodukte enthält. Weist man beispielweise dem Nebenprodukte Rapsextraktionsschrot aus der Biodieselproduktion entsprechend des massenbezogenen Anfalls einen eigenen Teilflächenbedarf zu, erhöht sich die flächenspezifische THG-Minderungsleistung für den Biokraftstoff auf ca. 3,9 t CO₂-Äquivalente/ha. Der Wert für reines Pflanzenöl würde sich bei einer solchen Betrachtung auf ca. 5,9 t CO₂-Äquivalente/ha und der Wert für Bioethanol auf ca. 2,0 t CO₂-Äquivalente/ha erhöhen.

2.3 Ackerbau

2.3.1 Anwendung konservierender Bodenbearbeitung/Direktsaat

Status quo

Die pfluglose, konservierende Bodenbearbeitung stellt in Sachsen die wichtigste Agrarumweltmaßnahme (AuW) zur Verminderung von Nährstoff- und Feinmaterialeinträgen in Oberflächengewässer durch Erosion dar. Sie trägt insbesondere zur Verminderung des erosionsbedingten Eintrages von Phosphor aus landwirtschaftlichen Ackerflächen bei. In Sachsen stellt die Bodenerosion eines der wichtigsten Agrarumweltprobleme dar. In Sachsen sind rund 60 % der Ackerflächen (450.000 ha) potenziell durch Wassererosion gefährdet. Im Norden des Landes sind ca. 20 % der Ackerflächen (150.000 ha) potenziell durch Winderosion gefährdet. Der Einsatz reduzierter Bodenbearbeitungsverfahren beugt der Wind- und Wassererosion vor und ist in Sachsen eine wesentliche Maßnahme des Bodenschutzes. Gleichzeitig erfordern die aktuellen Klimaprojektionen mit länger anhaltenden Trockenperioden und zunehmender Intensität von erosionsverursachenden Starkniederschlägen wasserschonende und erosionsmindernde bzw. -verhindernde, umweltschonende sowie ökonomisch tragfähige Anbau- und Bestellverfahren (SCHMIDT et.al. 2012). Die pfluglose, konservierende Bodenbearbeitung kann unterteilt werden in

- Konservierende Bodenbearbeitung durch nichtwendende Lockerung und Mulchsaat,
- Direktsaat, bei der keine Form der Bodenbearbeitung stattfindet (BRUNOTTE, 2007; BRUNOTTE & SOMMER 2009).

Die Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung werden der wendenden Bearbeitung gegenübergestellt und im Hinblick auf ihre möglichen Klimaschutzleistungen bewertet, wobei dem veränderten Kohlenstoffhaushalt und der Verringerung der energetischen Aufwendungen vorrangige Bedeutung zukommt.

Böden und Klima

Unter landwirtschaftlichen Gesichtspunkten sind die Böden der Löß- und Sandlößlandschaften die ertragsstärksten Standorte in Sachsen. In bestimmten Gebieten, wie dem Mittelsächsischen Lößhügelland dominiert daher die landwirtschaftliche Flächennutzung mit mehr als 60 % der Gesamtfläche. Auch das Sächsische Berg- und Hügelland ist, mit Ausnahme der Kammlagen, durch einen hohen Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche (40-60 %) geprägt (LfULG o. J.). Die Jahresmitteltemperatur Sachsens für das Flachland und untere Hügelland wird mit 8,3-9,0 °C angegeben und der mittlere Jahres-

niederschlag mit 550-650 mm. In den Höhenlagen liegen die Temperaturen niedriger und die Niederschläge höher (LfULG 1997).

Entwicklung der Maßnahmenfläche

Im Rahmen der Richtlinie AuW/2007 werden die dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat (AuW S3, 5-jährige Laufzeit) und der bodenschonende Ackerfutterbau (S6) angeboten. Die dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung wurde 2011 auf 233.308 ha umgesetzt, davon Direktsaat auf 11.049 ha (Tabelle 94). Weil nur für dieses Jahr Angaben zur Aufteilung in konservierend und Direktsaat verfügbar sind, werden die Daten als Grundlage für die weiteren Berechnungen genutzt.

Nach Angaben des LfULG (2012e) deckt die dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung in Sachsen im Jahr 2011 33 % der AF bzw. 97 % der dafür vorgesehenen Fläche (86 % in gefährdeten OWK und 42 weitere OWK) ab. Angaben über nicht geförderte Flächen mit konservierender Bodenbearbeitung werden statistisch nicht geführt. Jedoch gehen Schätzungen davon aus, dass rund 127.000 ha außerhalb der AUW Förderung periodisch konservierend bestellt werden. In der Summe werden somit dauerhaft und periodisch rund 52 % der AF konservierend bewirtschaftet. Der Anteil der Direktsaat liegt bei 2 % der AF. Ergebnisse der Landwirtschaftszählung 2010 – Bodennutzung im Freistaat Sachsen – und des StaLa SN (2011f) bestätigen diese Größenordnung. Nicht repräsentative LfULG-Betriebsbefragungen kommen zu etwas höheren Anteilen von 65-68 % (SMUL 04.05.2012, Bodenbearbeitung in der sächsischen Landwirtschaft, Analysen und Trends).

Tabelle 94: EPLR-Zielvorgabe und Realisierungsstände der AuW Maßnahmen S3 Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat sowie S6 Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren zur Reduzierung von Stoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer

	Zielvorgabe EPLR [ha]	2008 [ha]	2009 [ha] ¹⁾	2010 [ha] ¹⁾	2011 [ha]	2011 [% von gesamt AF]
AF gesamt (in ha)		720.594	721.220	720.739	720.717 ²⁾	
S3 Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat	240.000	84.746	122.137	208.308	233.308	29 %
- davon Direktsaat					11.049	1,5
- davon Mulchsaat					222.259 ³⁾	29,3
LfULG-Schätzung periodisch konservierend bestellter Ackerfläche					163.739	17,6

Quelle: ¹⁾ ab dem Jahr 2009 Förderung nach neuer RL AuW/2007 mit der Verpflichtung zur dauerhaften Anwendung der konservierenden Bodenbearbeitung auf derselben Fläche während des gesamten Verpflichtungszeitraums (5 Jahre). Bis 2008 noch nach Programm „UL“ ohne mehrjährige Flächenbindung (LfULG 2012e; SMUL 2011); ²⁾ StaLa SN (2011f); ³⁾ KURZER (mdl. Mittlg. 2013)

Abbildung 49 zeigt die regionale Verteilung der mit der S3-Maßnahme „Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung“ bewirtschafteten Fläche (LfULG 2012e).

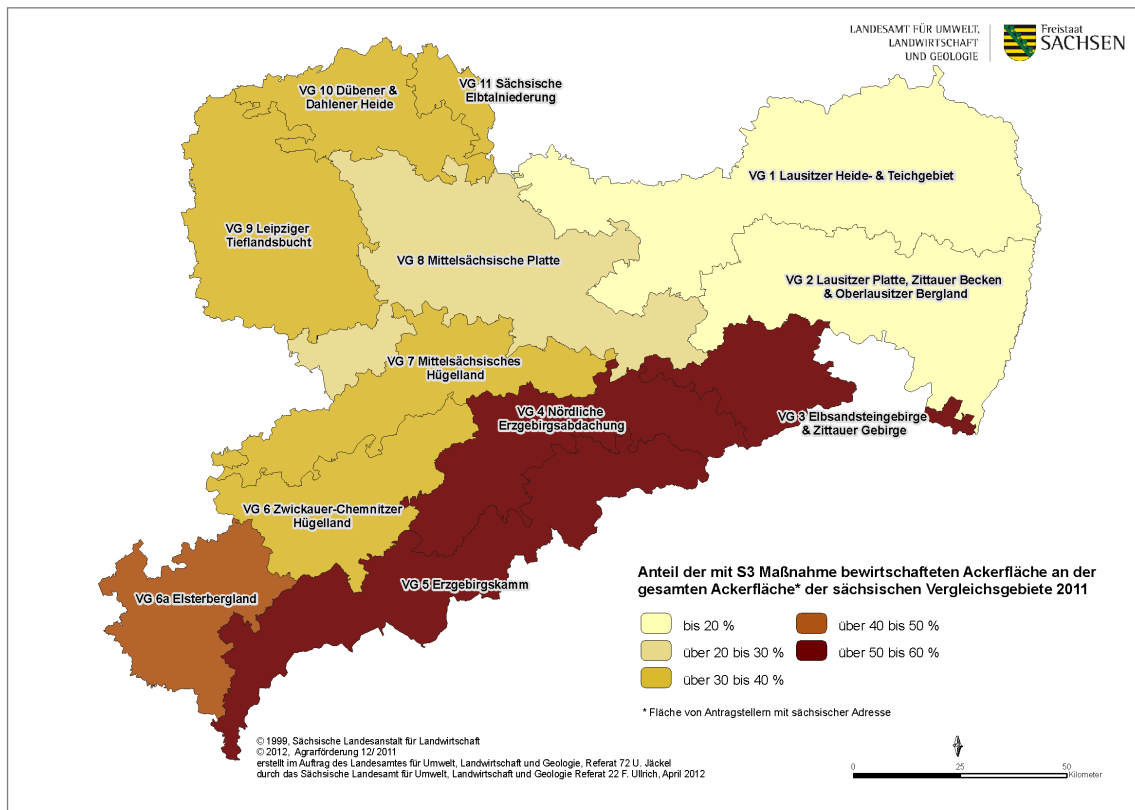


Abbildung 49: Verteilung des Anteils der mit der S3-Maßnahme „Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat“ bewirtschafteten Ackerfläche auf die Vergleichsgebiete Sachsens

Quelle: LfULG (2012e)

Vergleich einjähriger gegenüber mehrjähriger konservierender Bodenbearbeitung

Durch Umstellung der konventionellen auf konservierende Bodenbearbeitung ist mit Veränderungen von Bodenparametern zu rechnen, die sich auf Infiltration und Erosion auswirken. Dabei ist die Unterscheidung der einmalig bzw. einjährig konservierenden Bodenbearbeitung gegenüber einer mehrjährigen konservierenden Bodenbearbeitung bedeutend. Versuchsauswertungen von ZIMMERLING (2004) weisen zwischen einjähriger und damit einmaliger konservierender und konventioneller Bodenbearbeitung keine signifikanten Unterschiede in der Infiltration und im gesamten Infiltrationsverlauf nach. Als Grund hierfür wurde festgestellt, dass trotz einer höheren Bodenbedeckung diese in Verbindung mit einer erstmaligen Anwendung der konservierenden Bodenbearbeitung noch nicht zu einer erhöhten Aggregatstabilität und Makroporenkontinuität geführt hatte. Unterhalb der Lockerungsschicht (Bearbeitungstiefe bis maximal 10 cm Bodentiefe) wurde in der Unterkrume einmalig konservierend bestellter Flächen als Folge der dort nicht erfolgten Lockerung eine signifikante infiltrationshemmende Abnahme der gesättigten Wasserleitfähigkeit der Bodenmatrix nachgewiesen. Die einmalige konservierende Bodenbearbeitung zu bestimmten Fruchtarten führte folglich in den Untersuchungen von ZIMMERLING (2004) zu keiner Erosionsminderung.

Bei mehrjähriger konservierender Bodenbearbeitung wurde im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung eine signifikant höhere Infiltration nachgewiesen (ZIMMERLING 2004). Die verbesserte Infiltration ist auf einen signifikant verzögerten Oberflächenabflussbeginn und auf höhere Endinfiltrationsraten sowie eine bessere Lebendverbauung und einer damit verbundenen höheren Aggregatstabilität zurückzuführen. Die signifikant erhöhte Infiltration auf mehrjährig konservierend bearbeiteten Flächen steht somit kausal mit einer geringeren Verschlammungsanfälligkeit sowie mit einer verbesserten Makroporenkontinuität im Zusammenhang. Für die Auslösung von Makroporenfluss auf mehrjährig konservierend bestellten Flächen hat nach ZIMMERLING (2004) die signifikant dichter lagernde Unterkrumenbodenmatrix mit geringerer Wasserleitfähigkeit einen entscheidenden Einfluss, weil hierdurch ein Übertritt von Wasser aus der Bodenmatrix in vorhandene vertikal-kontinuierliche Makroporen ermöglicht wird. Im Ergebnis konnten systembedingte Vorteile durch höhere Infiltrationsraten und geringere Erosivität im Vergleich zum Pflug somit nur bei mehrjähriger bzw. dauerhaft konservierender

Bearbeitung festgestellt werden (ZIMMERLING 2004). Zu prüfen ist, inwieweit die Direktsaat bzw. die Streifenbearbeitung und der damit verbundene Verzicht auf eine flächenhafte aggregatzerstörende und die schützende Mulchauflage reduzierende Bodenbearbeitung auch auf einjährig konservierend bearbeiteten Flächen zu einem signifikanten Rückgang der Erosion führt.

Einfluss der Bodenbearbeitungsverfahren auf den Stoffaustrag

Im Hinblick auf die Treibhausgasrelevanz der Bodenbearbeitungsverfahren stellt sich die Frage, ob neben den Unterschieden im Treibstoffbedarf je Hektar auch Unterschiede in der Stickstoffeffizienz bzw. in den Stickstoffverlustgrößen der Systeme bestehen. Tabelle 95 zeigt Auswertungen des LfULG aus 16 Jahren hinsichtlich des Herbst-Nitratstickstoffgehaltes in Böden ohne Bearbeitung im Vergleich zu pflugloser Bearbeitung und wendender Bearbeitung. Der Herbst-N_{min}-Wert kann hier als Indikator für Stickstoffüberschüsse herangezogen werden. Er ist jedoch kein Maß für die N-Effizienz des eingesetzten Düngers (hier wären N-Bilanzen geeigneter).

Tabelle 95: Mittlere Herbst-Nitratstickstoffgehalte nach Bodenbearbeitungsverfahren: keine, wendend und pfluglos (1994 bis 2009)

Parameter	Bodenbearbeitung		
	Keine (Direktsaat) [kg N/ha]	Wendend (Pflug) [kg N/ha]	Konservierend (Pfluglos) [kg N/ha]
Zeitraum 1994 bis 2009			
Mittelwert	51	78	75
Stabw. Zeitraum 1994 bis 2009	8,9	17,4	15,6

Quelle: SMUL (2011)

Bei Verzicht auf Bodenbearbeitung wurden um 24-27 kg N/Hektar niedrigere Herbst-Stickstoffgehalte im Boden gemessen als bei den pfluglosen bzw. wendenden Verfahren. Die pfluglosen und wendenden Verfahren zeigten N_{min}-Werte zwischen 75 und 78 kg N/ha im Herbst und unterscheiden sich nur geringfügig. Nach Angaben des LfULG zeigt sich jedoch in den letzten Jahren, dass die Herbst-Stickstoffgehalte bei dauerhaft konservierender Bodenbearbeitung (nach AuW/2007) niedriger lagen. Dies deutet darauf hin, dass die N-Auswaschungsgefahr durch eine langfristig angelegte konservierende Bodenbearbeitung gesenkt werden kann. Dies würde mit positiven Effekten für den Wasserschutz einhergehen.

Aus einer Herbst-N_{min}-Einsparung resultiert ebenfalls eine Einsparung von indirekten N₂O-Emissionen, die infolge der Auswaschung entstehen können. Bei Verrechnung der reduzierten Herbst-N_{min}-Werte durch Verzicht auf Bodenbearbeitung von 25 kg N/ha entstehen beim pfluglosen Verfahren rechnerisch 304 kg CO₂-Äquivalente/Hektar weniger im Vergleich zum wendenden Verfahren.

Erfolgen ebenfalls N-Düngereinsparungen je Ertragseinheit durch verminderten Abtrag durch Erosion, können zusätzliche THG-Emissionen eingespart werden. Allerdings sind mögliche N₂O-Emissionen zu berücksichtigen, die infolge des Direktsaatverfahrens entstehen können (vgl. Absatz Bewertung Treibhausgasemissionen N₂O-Emission). Weiter ist während der Umstellungsphase mit einer verstärkten N-Festlegung im Boden zu rechnen, die die Herbst-N_{min}-Einsparung kompensieren würde. Um klare Vorteile einer möglichen Herbst-N_{min}-Reduktion absichern zu können, bedarf es somit weiterer Untersuchungsergebnisse.

Verfahrenskosten

Eine sichere ökonomische Bewertung der konservierenden Anbauverfahren wird dadurch erschwert, dass es sich bei der dauer- und flächenhaft praktizierten konservierenden Bodenbearbeitung um ein neues Anbauverfahren handelt. Die Umsetzung derartiger Bearbeitungsverfahren ist letztendlich vom wirtschaftlichen Erfolg abhängig. Auf Basis einer Umfrage unter konsequenten »Nichtpflügern«, die ihre gesamte Ackerfläche in Sachsen mit bis zu 3.000 Hektar bereits mehrjährig konservierend bewirtschaften, haben SCHMIDT & NITZSCHE (2001) eine betriebswirtschaftliche Einschätzung der konservierenden Bodenbearbeitung vorgenommen. Sie kommen zu dem Ergebnis, das neben der bodenschützenden Wirkung der konservierenden Bodenbearbeitung insbesondere die betriebswirtschaftlichen Vorteile des konsequenten Pflugverzichts eine wichtige Rolle bei der Entscheidung zur Umstellung auf dieses Verfahren hatten. Diese Vorteile beziehen sich in

erster Linie auf die Arbeitserledigungskosten. Zu den Arbeitserledigungskosten gehören alle festen und variablen Maschinenkosten, Personalkosten sowie Kosten für Lohnarbeit und Maschinenmiete. Wird auf den Pflug verzichtet, sinken Diesellostoffverbrauch und Arbeitszeitbedarf. Durch die geringere Bodenbearbeitungstiefe und -intensität nimmt nach TEBRÜGGE & DÜRING (1999) der Kraftstoffbedarf von 35 l/ha für das Pflügen und nachgelagerte Bodenbearbeitungsgänge in Abhängigkeit vom Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung um 10 bis 21 l/Hektar ab. Dies bedingt auch eine geringere notwendige Schlepperleistung, welche bei einer Neuanschaffung zu berücksichtigen ist. Gleichzeitig sinkt der Arbeitszeitbedarf z. B. bei kleinen Schlägen von 2 h/Hektar beim Pflug auf 0,8 bis 1 h/ha bei konservierender Bearbeitung. Dies bedingt eine höhere Schlagkraft und führt dazu, dass agrotechnische Termine besser eingehalten werden und ggf. auf Lohnarbeit verzichtet werden kann oder aber freigesetzte Arbeitskapazitäten für die Bewirtschaftung zusätzlicher Flächen genutzt werden können (unter der Voraussetzung, dass zugepachtet werden kann). Allerdings werden durch ein häufiges, intensiveres oder auch tieferes Bearbeiten die Kostenvorteile konservierender Bodenbearbeitung vermindert und auch die Art der eingesetzten Geräte entscheidet über entstehende Kosten. Viele Betriebe verzichten daher auf den Einsatz aktiv angetriebener Bearbeitungsgeräte (z. B. Zinkenrotor) und setzen ausschließlich gezogene, passive Geräte (z. B. Scheibenegge) ein, um die Vorteile einer höheren Schlagkraft, einem geringeren Verschleiß und Energieeinsatz sowie niedrigeren Investitionskosten gegenüber konservierenden Bearbeitungsverfahren mit aktiv angetriebenen Bearbeitungsgeräten und erst recht gegenüber der konventionellen Bodenbearbeitung realisieren zu können. Nach Auskunft der befragten Betriebe ergibt sich gegenüber konventioneller Bearbeitung mit dem Pflug allein durch die geringere Tiefe und Intensität der Bodenbearbeitung ein Einsparpotenzial fruchtartenabhängig von ca. 50 Euro/ha bei Getreidearten bis zu 125 Euro/ha bei Zuckerrüben.

Acker- und pflanzenbauliche Probleme bei konservierender Bodenbearbeitung

Zu den mit dem noch neuen Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung verbundenen acker- und pflanzenbaulichen Problemen zählt insbesondere der Befall mit Ährenfusariosen (*Fusarium graminearum*, *F. culmorum*, *F. avenaceum*, *F. poae*), tierischen Schaderregern (Maiszünsler, Schnecken, Mäuse) und der erhöhte Unkrautdruck. Eine dauerhafte Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung erfordert daher auch eine Anpassung der Anbaustrategie. Unter anderem durch gezielte Einarbeitung des Mulchmaterials, Abtöten von Ausfallgetreide, Herbizidanwendungen im Herbst und weitergestellte Fruchtfolgen kann den Problemen begegnet werden.

Untersuchungen zum Umfang des PSM-Aufwandes bei dauerhaft konservierender Bodenbearbeitung und Direktsaat in Köllitsch zeigen, das nicht zwingend höhere PSM-Aufwendungen die Folge sind. So ist insbesondere der Aufwand an Herbiziden in erheblichem Umfang von der praktizierten Fruchtfolge abhängig. Weitgestellte Fruchtfolgen und Zwischenfrüchte wirken sich positiv aus. Bei Streifen- und Direktsaat wird davon ausgegangen, dass die geringere Bodenbewegung weniger Unkraut/Grassamen zur Keimung anregt, was ebenfalls zur Senkung der Herbizidaufwendungen beiträgt. Lediglich für Zuckerrüben wurden signifikante Mehraufwendungen im PSM-Einsatz ermittelt (LfULG 2012; unveröffentlicht).

Im Hinblick auf die Bewertung der Treibhausgasemissionen konservierender Bodenbearbeitungsverfahren kann dies Auswirkungen haben, wenn der Treibstoffbedarf für zusätzliche Überfahrten steigt, der Primärenergieeinsatz steigt (PSM, Dünger) bzw. es zu Ertragsänderungen kommt.

Ertragsleistung bei konservierender Bodenbearbeitung

Wird das Anbausystem beherrscht und der Pflanzenschutz entsprechend angepasst, so kann bei konservierender Bodenbearbeitung und Direktsaat von vergleichbaren Ertragsleistungen ausgegangen werden. Dies zeigen sächsische Versuchsergebnisse mit Winterweizen von GLÄSER (2012). Auch SCHMIDT et al. (2012) stellen in neunjährigen Anbauversuchen zu Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste mit konservierender Bodenbearbeitung (nur Grubber) fest, dass die Erträge in Einzeljahren mal über und mal unter denen der Pflugvariante liegen können. Im Mittel der Jahre waren aber keine Ertragsunterschiede festzustellen. Die Ertragsstabilität der konservierend bearbeiteten Varianten war in Trockenjahren höher (2000 bis 2008). Die Beinigkeit bei Rüben wurde durch den konservierenden Anbau nicht gesteigert und Zuckergehalte blieben gleich. Weizenqualitäten blieben gleich. Ertragsrückgänge nach Umstellung auf konservierende Bearbeitung sind meist auf Managementfehler in der Anfangszeit zurückzuführen. Auch im Hinblick auf Mykotoxinbelastungen, Fußkrankheiten, DTR, Septoria usw. war kein Einfluss der konservierenden Bodenbearbeitung erkennbar. Zwischen den konservierenden Verfahren bestehen jedoch nach DIECKMANN (2008) Unterschiede. Er fand gleiche Erträge bei Pflug-, Locker- und Mulchbearbeitung, etwas geringere Erträge (-5 %) jedoch bei den Direktsaatverfahren.

Gerade auf erosionsanfälligen Standorten und auf zu Trockenheit neigenden Standorten tragen konservierende Anbauverfahren zum Erhalt der Ertragsstabilität bei. Im Hinblick auf die Bewertung der THG-Emissionen bei konservierender Bodenbearbeitung werden im Folgenden gleiche Ertragsleistungen unterstellt.

Humusverteilung bei konservierender Bearbeitung

Ergebnisse zur Auswirkung reduzierter Bodenbearbeitung auf die Humus- und Nährstoffverteilung auf sächsischen Versuchsstandorten aus den Jahren 1999 bis 2001 (MÜLLER 2012; KELLER 2006) ergaben, dass der langjährige Pflugverzicht zu einer Anreicherung der organischen Substanz in der Oberkrume führt. In der Unterkrume war eine leichte Verringerung der Gehalte an organischer Substanz festzustellen. Generell wirkte sich der Pflugverzicht positiv auf die Verschlammungsstabilität des Bodens und damit auf die Widerstandskraft gegen Bodenerosion aus. Eine Anreicherung des pflanzenverfügbaren Phosphors in der Oberkrume und eine Reduzierung in der Unterkrume konnten auch nach zehnjährig konservierender Bodenbearbeitung oder Direktsaat nicht bestätigt werden. Auch die Untersuchungen von HOFMANN et al. (2012) unter mitteldeutschen Trockenbedingungen auf Dauerversuchsstandorten bei Halle (Seehausen, Parabraunerde-Pseudogley, 36 Versuchsjahre) und Leipzig, Pseudogley-Parabraunerde, 9 Versuchsjahre) zeigen bei nicht wendender Bodenbearbeitung ab dem 3. Umstellungsjahr eine C-Anreicherung im oberflächennahen Einarbeitungsbereich (0-15 cm), während in der unbearbeiteten unteren Krume signifikante Abnahmen der C_{org} -Gehalte beobachtet werden. In der Summe werden für den Bereich der Ackerkrume (0-30 cm) steigende C-Vorräte bei konservierender Bearbeitung festgestellt, die je nach Standort und Bearbeitungstiefe eine Zunahme des C-Vorrates gegenüber Pflug zwischen 1,65 und 4,1 t C/ha (entspricht 6,1 bis 15,2 t CO_2 /ha) aufweisen. Es wird aber darauf verwiesen, dass es bei einer Rückkehr zur wendenden Bearbeitung kurzzeitig zu einer erhöhten C- und N-Mobilisierung mit potenziell erhöhter N-Austragsgefährdung kommen kann.

Treibstoffbedarf der Bodenbearbeitungsverfahren

Deutliche Effekte unterschiedlicher Bearbeitungssysteme auf die Emission von Treibhausgasen sind hinsichtlich des Treibstoffverbrauches gegeben. Untersuchungen zum Kraftstoffbedarf der pflanzlichen Produktion in Abhängigkeit von den Bodenbearbeitungsverfahren wurden durch die BLE (2010a) durchgeführt und stellen die Basis für die folgenden Berechnungen der CO_2 -Emissionen dar. Die BLE stützt sich bei den kulturartenspezifischen Dieselverbräuchen auf Angaben des KTBL (2008). Es werden jeweils Anbauverfahren bewertet. Die wesentlichen berücksichtigten Arbeitsschritte der Verfahren sind:

- Wendendes Anbauverfahren: wendende Grundbodenbearbeitung (Pflug), Saatbettbereitung (Eggen mit Saatbettkombination), Aussaat (getrennter Arbeitsgang, mechanische oder pneumatische Sämaschine), Stoppelbearbeitung, 30 cm Tiefe, keine Rückverfestigung
- Nicht wendendes Anbauverfahren (konservierend): nicht wendende Bodenbearbeitung (Grubber), Saatbettbereitung und Aussaat kombiniert (Kreiseleggen- bzw. gezogene Saatbettsäkombination), Stoppelbearbeitung (Grubber bzw. Scheibenegge), Grubber 20-25 cm Tiefe, Stoppelbearbeitung 7-15 cm Tiefe. Aufgrund der Tiefe der Bodenbearbeitung mit dem Grubber handelt es sich um eine intensive Form der nicht wendenden Bodenbearbeitung.
- Direktsaatverfahren: Verzicht auf jegliche Bodenbearbeitung, zusätzliche Herbizidmaßnahme vor der Aussaat, Aussaat mit Direktsaatmaschine

Die übrigen Arbeitsgänge Mineraldüngung, Pflanzenschutz, Wassertransport, Kalkung sowie Ernte und Transport werden für alle drei Verfahren im für die jeweilige Fruchtart üblichen Maße berücksichtigt. Folgende weitere Aspekte finden bei der Berechnung des Treibstoffbedarfes Berücksichtigung:

- Es werden mittlere bundeslandspezifische Schlaggrößen berücksichtigt. Diese liegen für Sachsen bei 8,13 ha (Datenbasis Anträge auf Direktzahlung und Agrarförderung 2008, Ackerland). Die Kalkulation des Treibstoffbedarfes erfolgt daher in der nach KTBL erfolgten Schlaggrößeneinteilung 10 ha (>7,5-15,0 ha).
- Ebenso wird bei Berechnung des Treibstoffbedarfs der Bodenwiderstand (auf Basis der Bodenarten-Hauptgruppen) berücksichtigt. Für Sachsen werden 84,2 % mittlere und 15,9 % leichte Böden ausgewiesen. Während im Direktsaatverfahren kaum Unterschiede im Treibstoffverbrauch zwischen schweren und leichten Böden festgestellt werden, ist der Unterschied bei konservierender und wendender Bearbeitung deutlich (~20 % Einsparung bei leichtem Boden im Ver-

gleich zu mittelschwerem Boden; ~40 % Mehrverbrauch bei schwerem im Vergleich zu mittelschwerem Boden nach BLE [2010a]). In der Berechnung werden nach Rücksprache mit dem LfULG 100 % mittlere Bodendichten unterstellt.

- Der Treibstoffbedarf wird durch die BLE nach Fruchtartengruppen ausgewiesen und flächengewichtet zu einem spezifischen Treibstoffdarf je nach Bodenbearbeitungsverfahren aggregiert. Das periodisch konservierende Verfahren drückt sich in einem jährlichen Wechsel von Pflugeinsatz und dauerhaft konservierender Bearbeitung aus, sodass hier in Rücksprache mit dem LfULG der Mittelwert der Verbräuche beider Verfahren angesetzt wurde.
- Zur Flächenberechnung wurde für die weiteren Berechnungen die Gesamtackerfläche (Stand 2010) herangezogen. Weiterhin wurden die Hektarangaben zur Umsetzung der Bearbeitungsverfahren des LfULG aus dem Jahr 2011 angesetzt.

Tabelle 96 gibt den Treibstoffverbrauch und die Dieseleinsparung pro Jahr durch die Umstellung von pflugbasierter Bodenbearbeitung auf nicht wendende Bodenbearbeitung bzw. auf Direktsaat für Sachsen an. Dabei werden die nur periodisch konservierend bearbeiteten Flächen hinsichtlich des Treibstoffverbrauchs wie konservierend bearbeitete Flächen bewertet, weil davon ausgegangen wird, dass jedes Jahr die gleiche Größenordnung an Flächen konservierend bearbeitet wird, nur nicht die gleichen Schläge. Im Hinblick auf die Gesamtemissionen sind diese Flächen allerdings nicht gleichzustellen (Humusaspekt).

Tabelle 96: Treibstoffverbrauch und Dieseleinsparung pro Jahr durch die Umstellung von pflugbasierter Bodenbearbeitung auf nicht wendende Bodenbearbeitung bzw. auf Direktsaat in Sachsen bei Betrachtung des Anbauverfahrens

Verbrauch	Wendende Bearbeitung	Periodisch Konservierend	Dauerhaft konservierend	Direktsaat
Treibstoffverbrauch Anbauverfahren gesamt [l/ha] ¹⁾	81	79	77	48
rel. Einsparung im Vergleich zu wendend [l/ha] ²⁾	Basis	2,5 %	5 %	41 %
Hektar [ha]	334.741	163.739	222.259	11.049
Treibstoffverbrauch nach Verfahrensfläche [Mio l]	27,1	12,9	17,1	0,5

Quelle: ¹⁾ BLE (2010a); ²⁾ LfULG (2012e)

Die Ergebnisse zeigen mit 5 % moderate Einsparmöglichkeiten für Treibstoff durch Produktionsverfahren mit dauerhaft konservierender Bearbeitung, während der Einspareffekt bei Direktsaatverfahren mit 41 % erheblich ist. Diese Spanne macht aber auch deutlich, dass durch die Variation der Intensität der konservierenden Bodenbearbeitung noch Spielraum zur weiteren Treibstoffeinsparung gegeben ist. So wird in diesem Beispiel bei der Mulchsaat von 20-25 cm Bearbeitungstiefe ausgegangen. In Sachsen wird jedoch zu einem erheblichen Anteil nur 10-15 cm tief gegrubbert, sodass der Vorteil der Mulchsaat unter sächsischen Bedingungen eher größer ausfällt.

Werden die weiteren Arbeitsgänge wie Mineraldüngung, Pflanzenschutz, Wassertransport, Kalkung sowie Ernte und Transport nicht berücksichtigt, sondern nur das Bodenbearbeitungsverfahren bewertet, zeigen sich ähnliche Relationen der Verfahren untereinander, die relativen Einspareffekte sind jedoch deutlich höher. So werden nach KOWALEWSKY (2009) im Vergleich zu einem treibstoffsparenden Pflugeinsatz (25 l Diesel/Hektar) mit Mulchsaat (12 l Diesel/Hektar) ein um 52 % und mit Direktsaat (8 l Diesel/ha) ein um 68 % verminderter Treibstoffeinsatz ermöglicht. Bezogen auf den THG-Effekt ist jedoch die Betrachtung des gesamten Anbauverfahrens vorzuziehen.

Bewertung Treibhausgasemissionen

Bewertung CO₂-Emissionen

Die Steigerung des Vorrats an organischer Bodensubstanz ist mit einer Festlegung von CO₂-Kohlenstoff verbunden und leistet so einen Beitrag zum Klimaschutz. Diese Leistung ist jedoch nur dann gegeben, wenn der gesteigerte Vorrat an organischer Bodensubstanz dauerhaft erhalten bleibt. Nachdem sich ein neues Gleichgewicht des Vorrats an organischer Bodensubstanz eingestellt hat, ist die Klimaschutzleistung der Kohlenstoffsequestrierung im Boden beendet. Neben der Dauerhaftigkeit der Humusanreicherung müssen auch die Nährstoffbilanzen im Zuge der Anreicherung der organischen

Bodensubstanz kritisch geprüft werden, um zu vermeiden, dass durch die Maßnahmen zur Humusanreicherung klima- und umweltbelastende Nährstoffüberschüsse auftreten. Die mögliche C-Senkenwirkung landwirtschaftlich genutzter Böden wird jedoch sehr kontrovers diskutiert und neben den Standortbedingungen stark von der Nutzung bzw. Nutzungsänderungen beeinflusst. Als Einflussgrößen werden neben der Kohlenstoffzufuhr durch Erntereste die Gestaltung der Fruchtfolge, der Kohlenstoffeinträge organischer Wirtschaftsdünger und die Bodenbearbeitung angegeben (FLESSA et al. 2012).

Die Ergebnisse der Literaturrecherche hinsichtlich der Auswirkungen unterschiedlicher Bearbeitungsverfahren zeigen gegenläufige Einschätzungen und hohe Unsicherheiten, sodass gegenwärtig keine belastbare Berechnung von CO₂-Emissionen aus der bearbeitungsbedingten C-Sequestrierung möglich ist.

So werden im Rahmen der IPCC-Richtlinien für nationale Treibhausgasinventare (IPCC 2006) Standardverfahren zur Bewertung unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf die Vorräte an organischem Kohlenstoff in Ackerböden genannt. Nach diesem Ansatz würde die Umstellung von pflugbasierter auf konservierende Bearbeitung innerhalb eines Zeitraumes von 20 Jahren zu einer Zunahme des Bodenkohlenstoffvorrates um 15 % (Schwankungsbereich 4 %) führen. Unter Verwendung von IPCC-Emissionsfaktoren und in Anlehnung an den IPCC-Ansatz kommen auch Modellstudien für die EU (LESSCHEN et al. 2008), für Baden-Württemberg (ANGENENDT et al. 2007) und für Niedersachsen (TRIEBE 2007) zu dem Schluss, dass die Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung und mehr noch auf Direktsaat effiziente Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft darstellen. Dabei stützt sich der IPCC-Ansatz auf die Ergebnisse zahlreicher vergleichender Studien, in denen Langzeiteffekte unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf den Humusvorrat in Oberböden analysiert wurden (u. a. zusammenfassende Studien von SMITH et al. 1998; WEST & POST 2002; JARECKI & LAL 2003).

SMITH et al. (1998) stellen dagegen fest, dass der Effekt der Bodenbearbeitung auf die Speicherung von organischem Bodenkohlenstoff zeitlich und mengenmäßig begrenzt ist, weil sich innerhalb von rund 50 Jahren ein neues Gleichgewicht des Humusgehalts einstellt. Ist der neue Gleichgewichtszustand erreicht, erfolgt keine weitere C-Sequestrierung mehr. Hinzu kommt, dass sich eine Humusanreicherung nur bei dauerhafter und konsequenter Anwendung konservierender Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat ergibt. Weiter wird in mehreren aktuellen Studien kritisch hinterfragt, ob der IPCC-Ansatz eine ausreichende Grundlage für die wissenschaftlich fundierte Bewertung der Klimawirksamkeit von Bearbeitungssystemen ist. Zentrale Probleme des Ansatzes bilden folgende Punkte (FLESSA et al. 2012):

- die Beschränkung der Analyse der Kohlenstoffspeicherung auf den Oberboden (maximale Tiefe von 30 cm)
- unzureichende Kenntnisse und die entsprechende fehlende Berücksichtigung der Wirkung unterschiedlicher Bearbeitungsverfahren auf die Emission des Treibhausgases N₂O
- das methodische Problem, dass sich die Trockenraumdichte der Böden durch die Bearbeitungsvarianten verändert und bei einer Probenahme bis in eine einheitliche Bodentiefe entsprechend unterschiedliche Bodenmengen anfallen, deren Humusvorrat nicht direkt vergleichbar ist. In den Varianten mit höherer Trockenraumdichte (meist Direktsaat) führt dies zu einer relativen Überschätzung des Humusvorrats.

Zwar kann bei reduzierter Bodenbearbeitung und Direktsaatverfahren in der oberen 15 cm Bodenschicht eine deutliche Anreicherung von organischer Substanz im Vergleich zur wendenden Bodenbearbeitung festgestellt werden (WEST & POST 2002; DOLAN et al. 2006). Dieser Sachverhalt wurde auch durch Versuchsergebnisse aus Sachsen bzw. unter ähnlichen Standortbedingungen im Raum Halle bestätigt (HOFMANN et al. 2012; MÜLLER 2012), allerdings mit Hinweis auf die starke Schwankungsbreite der C-Bindung in Anhängigkeit von Bearbeitungsverfahren und Standort. Wird die organische Bodensubstanz jedoch bis in eine Tiefe von 40-60 cm bilanziert, so sind meist keine Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten mehr nachzuweisen (DOLAN et al. 2006; BAKER et al. 2007; BLANCO-CANQUI & LAL 2008; HÜLSBERGEN & SCHMID 2010). Eine wichtige Ursache hierfür ist, dass in gepflügten Varianten oft höhere Humusgehalte in den Unterböden gefunden werden als in pfluglosen Varianten (ANGERS et al. 1997; BLANCO-CANQUI & LAL 2008; APPEL et al. 2008; HÜLSBERGEN & SCHMID 2010). Dies wird in erster Linie auf die Einarbeitung von organischem Material in tiefere Bodenschichten zurückgeführt, wo es langsamer zersetzt wird und das Potenzial zur Stabilisierung durch Bindung an Mineraloberflächen im Vergleich zum Oberboden größer ist (VON LÜTZOW et al. 2006). Auch Metastudien (BAKER et al. 2007; LUO et al. 2010) jüngerer Datums zeigen, dass die Art der Bodenbearbeitung bei einer Betrachtungstiefe > 60 cm keinen Einfluss auf den Gesamtkohlenstoffvorrat von Mineralböden hat (UBA 2012). Für Mineralböden bei gleichbleibender Nutzung wird entsprechend dem IPCC Tier-1-Ansatz davon ausgegangen, dass die Kohlenstoffein- und -austräge in die Böden gleich groß, die

Systeme somit im Gleichgewicht sind. Großflächige und schnell wechselnde Änderungen bezüglich der Bodenbewirtschaftungs- und Managementmethoden im Bereich der landwirtschaftlichen Bodennutzung treten nicht auf. Im Rahmen dieser Studie wird daher in Anlehnung an den aktuellen Kenntnisstand kein Unterschied hinsichtlich der Treibhausgasemissionen aus der Humusbindung der Bearbeitungsverfahren gemacht.

Bewertung N₂O-Emissionen

Erhöhte N₂O-Emissionen vor allem bei den Direktsaatverfahren durch Humusanreicherung, Zunahme der Trockenraumdichte und des wassergefüllten Porenraums sowie eingeschränkter Durchlüftung werden basierend auf Auswertungen verschiedener Studien in FLESSA et al. (2012) diskutiert. Hierdurch kann die THG-Bilanz negativ beeinflusst werden und die Annahme einer C-Festlegung kompensieren. Eine aktuelle Metaanalyse zum Vergleich der Bodenbearbeitungssysteme aus Klimaschutzsicht zeigt ebenfalls, dass die N₂O-Emissionen bei konservierenden Bodenbearbeitungssystemen deutlich erhöht sein können (mdl. Mittlg. DON et al. zu noch nicht veröffentlichter Metastudie 2013). Jährliche Emissionen durch Direktsaat im Vergleich zum Pflugeinsatz von 974 kg CO₂-Äquivalent/ha scheinen möglich (nach ROCHETTE 2008; EF 2 %).

Ist-Situation der Klimaschutzleistung in Sachsen

Die Gesamtbewertung des Ist-Standes (Tabelle 97) berücksichtigt die treibstoffbezogenen CO₂-Emissionen.

Tabelle 97: Ist Stand der THG-Emissionen durch die Bodenbearbeitung auf Basis von Deseleinsatz. Berücksichtigung der Umstellung von pflugbasierter Bodenbearbeitung auf nicht wendende Bodenbearbeitung bzw. auf Direktsaat bei Betrachtung des Anbauverfahrens

	Wendende Bearbeitung	Periodisch konservierend	Dauerhaft konservierend	Direktsaat	Summe
Hektar [ha]	334.741	163.739	222.259	11.049	720.739
CO ₂ -Emissionen/ha [kg CO ₂ /ha] ¹⁾	214	209	204	127	
CO ₂ -Emissionen gesamt [kt CO ₂ /a]	69,4	34,2	45,2	1,4	150,2

¹⁾ bei Emissionsfaktor 2,649 kg CO₂/l

In der Summe werden derzeit 150 kt Gesamtemissionen ausgestoßen. Den größten Anteil daran hat die wendend bestellte Anbaufläche, die auch am flächenstärksten ist. Das Anbauverfahren mit dauerhaft konservierender Bearbeitung zeigt mit 204 kg CO₂/ha zwar nur moderat geringere THG-Emissionen je Hektar als bei wendender Bearbeitung, durch die weite Verbreitung des Verfahrens und auch ihren periodischen Einsatz im Wechsel mit dem Pflugeinsatz werden dennoch relevante Einsparpotenziale in der Größenordnung von rund 3,2 kt/Jahr realisiert. Am geringsten ist der Beitrag der Direktsaat, weil sie nur eine geringe Flächenausdehnung (1,5 % der AF) aufweist. Weil die Direktsaat mit 127 kg CO₂/ha deutlich geringere THG-Emissionen je Hektar aufweist als die wendende oder konservierende Bearbeitung, steht hier noch ein großes Potenzial zur Steigerung der Klimaschutzleistung durch die Bodenbearbeitung zur Verfügung.

Tabelle 98 zeigt die derzeit in Sachsen erreichte Klimaschutzleistung durch konservierende Bodenbearbeitungsverfahren pro Jahr.

Tabelle 98: Klimaschutzleistung aus der Treibstoffeinsparung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren gegenüber 100 % wendender Bearbeitung

	THG-Emissionen bei 100 % wendender Bearbeitung	THG-Emissionen Bodenbearbeitung Ist-Stand	Ist-Stand THG-Einsparung	Einsparung [%]
CO ₂ -Emissionen [kt CO ₂ /Jahr]	154,5	150,2	4,2	2,7 %

Es werden in der Summe der aktuell eingesetzten Anbauverfahren durch die reduzierte Bodenbearbeitung insgesamt rund 2,7 % weniger Emissionen gegenüber 100 % wendender Bearbeitung ausgestoßen.

Weitere Nebeneffekte und Wechselwirkungen

Die konservierende Bodenbearbeitung wird derzeit in erster Linie als erosionsminderndes Verfahren und als Verfahren mit besonderer Eignung für durch Frühjahrstrockenheit geprägte Standorte eingesetzt. Der positive Klimaschutzeffekt ist vor allem auf den reduzierten Treibstoffeinsatz zurückzuführen. Mögliche positive Effekte als Humussenke und Kohlenstoffspeicher werden kontrovers diskutiert und lassen derzeit keine abschließenden Aussagen zu. Das Klimaschutzpotenzial der konservierenden Bodenbearbeitung ist vorhanden, nimmt aber eine eher untergeordnete Bedeutung ein. Zu diesem Schluss kommen auch FLESSA et al. (2010) bei Betrachtung der Klimaschutzleistungen aus konservierender Bodenbearbeitung für Gesamtdeutschland. Die Klimaschutzleistung stellt daher nach heutiger Sicht eher einen Synergieeffekt zur Bodenschutzleistung dar. Gerade aus diesem Grund ist die konservierende Bodenbearbeitung jedoch durchaus interessant, weil potenzielle Maßnahmenkosten (u. a. AuW Maßnahmen) die Zielerreichung mehrerer Umweltziele unterstützen. Geht mit der Reduzierung der Bodenbearbeitung ein höherer Pflanzenschutzbedarf einher, so wäre dieser ebenfalls in der Emissionsbewertung zu berücksichtigen. Untersuchungen des Freistaates Sachsen im Rahmen der ELER-Maßnahmen konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede im Pflanzenschutzaufwand feststellen. So stiegen beim Raps zwar die Herbizidaufwendungen im Mittel von vier Jahren statistisch abgesichert an, aber der Einsatz an Insektiziden nahm ebenfalls statistisch abgesichert ab. Lediglich Zuckerrüben zeigten signifikante PSM-Mehraufwendungen (LfULG 2012e). Weiter wurde auf sächsischen Betrieben zwar ein Anstieg des Glyphosateinsatzes festgestellt, dies führte jedoch nicht zu einem höheren Herbizidbehandlungsindex (RÖSLER & NOWACK 2011 in LfULG 2012e). Weiterhin sind bei der Verfahrensbewertung gleiche Ertragsleistungen betrachtet worden (SCHMIDT et al. 2012).

Fazit

Im Ergebnis wird festgestellt, dass mit abnehmender Bodenbearbeitungsintensität der verfahrensbedingte Treibstoffbedarf sinkt und die CO₂-Einsparungen steigen. Konservierende Bodenbearbeitung wird derzeit auf einer Fläche von insgesamt ~ 350.000 ha bzw. ~48 % der AF umgesetzt. Bewertet wurden die CO₂-Emissionen aus dem Treibstoffbedarf. Im Schnitt sind damit bei lokaler Betrachtung der Bodenbearbeitungsverfahren Treibstoffeinsparungen von 52 % (Mulchsaat) bis 68 % (Direktsaat) möglich. Bezogen auf das hier bewertete gesamte Anbauverfahren werden 5 % (Mulchsaat bei pessimistischer Annahme einer Bearbeitungstiefe von 20-25 cm.) bzw. 41 % (Direktsaat) an Treibstoff eingespart. Die Direktsaat stellt als das Verfahren mit dem größeren CO₂-Minderungspotenzial heraus. In der Summe werden aktuell ~150 kt CO₂/Jahr aus der Bodenbearbeitung freigesetzt und somit **Einsparungen von 2,7 %** gegenüber einer 100 %igen wendenden Bearbeitung realisiert.

Weitere Optimierungspotenziale bestehen z. B. durch eine Ausdehnung der konservierend bewirtschafteten Flächenanteile. Durch Senkung der Bewirtschaftungsintensitäten, bzw. Steigerung der Direktsaatanteile können die Treibstoffverbräuche weiter gesenkt werden. Weiter ist die Frage der Kohlenstoffbindung der Böden im Zuge der reduzierten Bearbeitung derzeit wissenschaftlich nicht beantwortet. Hier besteht weitergehender Forschungsbedarf unter Berücksichtigung der Standortbedingungen Sachsens.

2.3.2 Stickstoffminderung gemäß WRRL

Status quo

Das wichtigste Ziel der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist das Erreichen eines „guten Zustandes“ in möglichst vielen Oberflächengewässern und Grundwasservorkommen in Europa bis zum Jahr 2015 bzw. in begründeten Fällen bis zum Jahr 2027. Der Freistaat Sachsen ist in vier Flussgebietseinheiten mit insgesamt 648 Oberflächengewässerkörpern und 21 Grundwasserkörper unterteilt.

Die Landwirtschaft gilt als wesentlicher Verursacher der diffusen Stoffeinträge in Oberflächengewässer und das Grundwasser. Rund 74 % der diffusen gelösten Einträge entfallen auf die Ackerflächen (GRUNEWALD & DEHNERT 2008). Übersichten der räumlichen Verteilung von Nitratbelastungen im Grund- und Oberflächenwasser wurden mit dem Nährstoffmodell „Stoffbilanz“ erstellt und können dem „Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“ (2009) entnommen werden. Zur Reduzierung der Einträge wurden ergänzend zum bestehenden Ordnungsrecht für den Freistaat Sachsen zielorientierte Maßnahmenprogramme für die Landwirtschaft entwickelt, deren Umsetzung auf freiwilliger Basis erfolgt. Stoffaustragsmindernde Maßnahmen nehmen derzeit flächenbezogen eine herausragende Stellung bei der Umsetzung der AuW ein (LfULG 2012e).

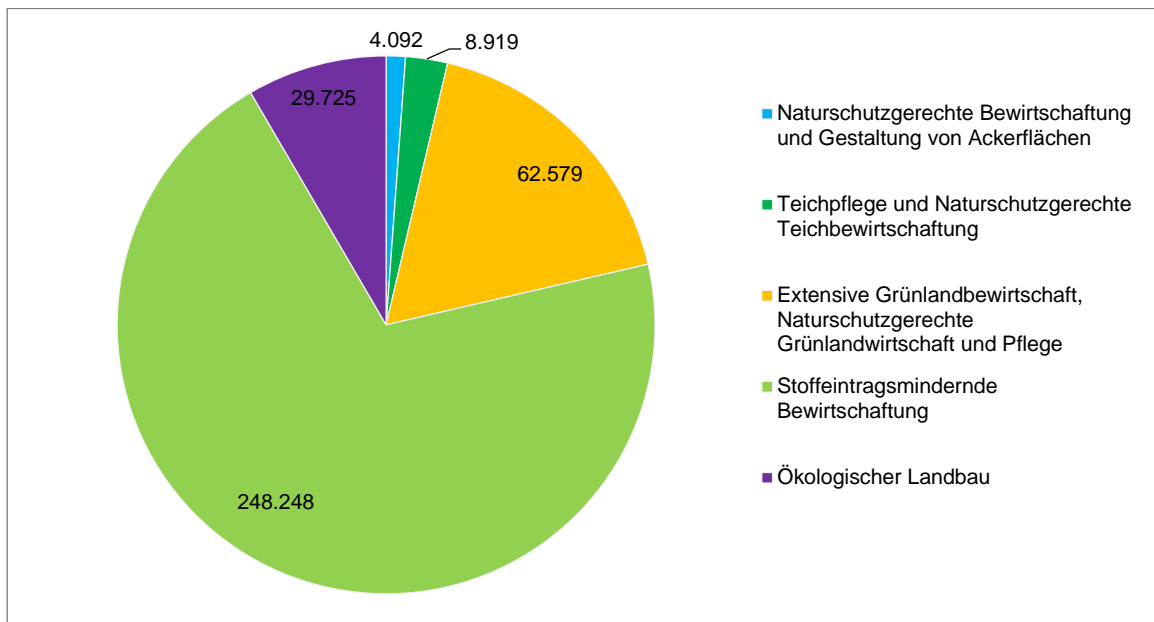


Abbildung 50: Agrarumweltmaßnahmen nach Richtlinie der AuW Teil A (2011 in ha)

Quelle: SMUL (2012a)

Für Agrarumweltmaßnahmen, die im Rahmen der Richtlinie AuW/2007 gefördert werden, liegen Auswertungen des LfULG zur Akzeptanz und zum Umsetzungsumfang vor. Freiwillige Maßnahmen ohne Fördermittelfinanzierung werden dagegen derzeit nicht datentechnisch erfasst, hier liegen nur grobe Schätzungen vor (LfULG 2012e). Zur Umsetzung von landwirtschaftlichen Maßnahmen zur Minderung von Stoffeinträgen in Oberflächen- und Grundwasser wurden, wie in Abbildung 51 verdeutlicht, Maßnahmenräume mit schlechtem chemischem Zustand hinsichtlich des Nitrats festgelegt.

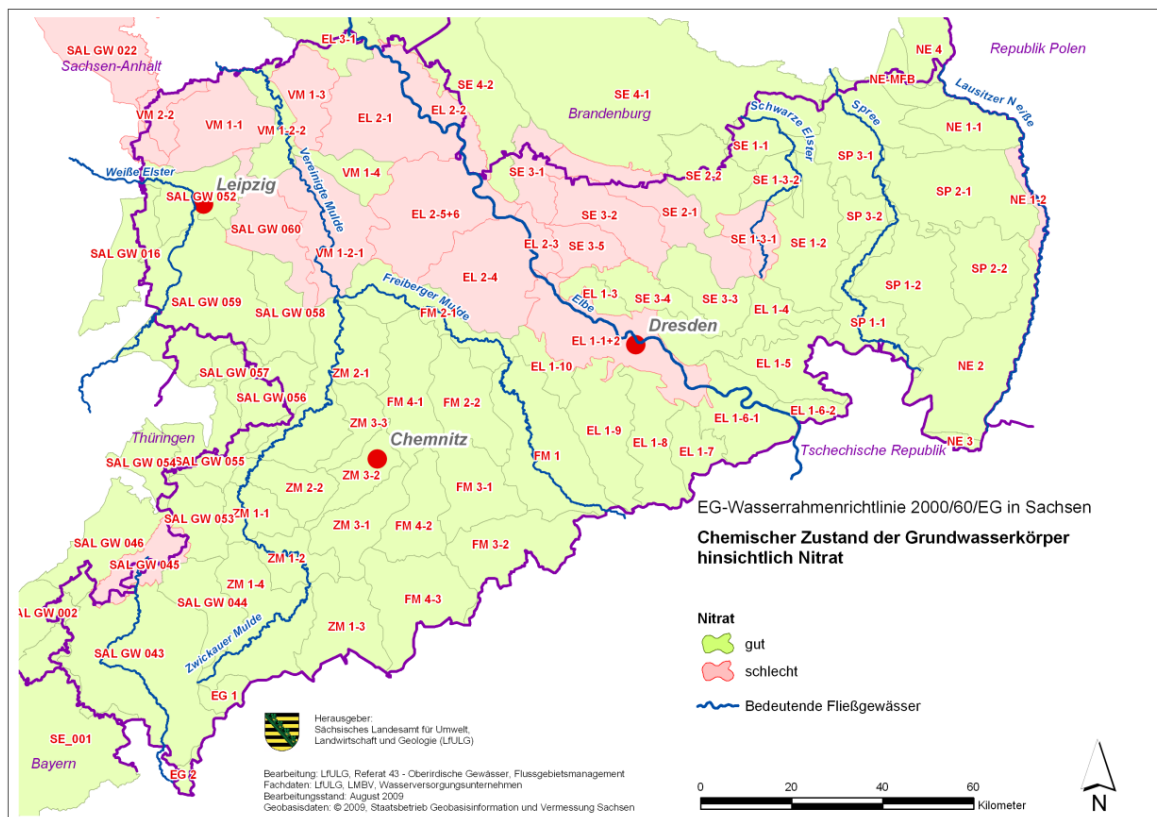


Abbildung 51: Chemischer Zustand der Grundwasserkörper hinsichtlich des Nitrats nach EG-Wasserrahmenrichtlinie im Freistaat Sachsen

Quelle: SMUL (2011)

Flächendeckende landwirtschaftliche Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffeinträge in Sachsen

Auf der Grundlage der durchgeführten Überwachungs- und Kontrollmaßnahmen zur Einhaltung der gesetzlich geregelten Bestimmungen (Düngeverordnung, Nitratrichtlinie, Pflanzenschutzmittelanwendungsverordnung) ist von einer nahezu flächendeckenden Umsetzung der „Guten fachlichen Praxis“ in Sachsen auszugehen. Die festgestellten Verstöße betreffen vorwiegend formale Anforderungen (z. B. Aufzeichnungspflichten). Eine Überschreitung der betrieblichen Nährstoffsalen liegt nur in Ausnahmefällen vor.

Die geförderten Agrarumweltmaßnahmen befinden sich flächenbezogen überwiegend in den dafür vorgesehenen Wasserkörpern. Durch den kooperativen Beratungsansatz erfolgte im Jahre 2011 eine merkliche Verbesserung des Umsetzungsstandes in Bezug auf den Förderflächenumfang der Agrarumweltmaßnahmen vor dem Jahr 2008. Insgesamt betrug im Jahr **2011** der Flächenumfang von Agrarumweltmaßnahmen 346.240 ha, das entspricht 90 % der geplanten Förderfläche. Somit kann die Akzeptanz für die Fördermaßnahmen in der Summe als gut bezeichnet werden, wobei bestimmte Einzelfälle von dieser Regel abweichen. Flächenbezogen steht vor allem die S3-Maßnahme „Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat“ mit 233.308 ha im Vordergrund, womit die EPLR-Zielvorgabe (240.000 ha) bereits erreicht wurde, während die Umsetzung der S1/S2-Maßnahmen „Ansaat von Zwischenfrüchten/Untersaaten“ für 2011 (ca. 27.900 ha) noch deutlich hinter der EPLR-Zielvorgabe (40.000 ha) zurückbleibt. Umsetzungsdefizite gibt es zudem bei der Maßnahme S5 „Anlage von Gewässerschutzstreifen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in Gewässer“.

Die Gründe für eine mangelnde Maßnahmenakzeptanz liegen u. a. in dem von der EU vorgegebenen langen Verpflichtungszeitraum und weiteren EU-fördergegenstandsspezifischen Bestimmungen, die keine flexible Reaktion auf unterschiedliche Witterungsverhältnisse zulassen. Die Tatsache, dass nach den Erhebungen des Statistischen Landesamtes in Sachsen im Jahr 2010 auf insgesamt ca. 40.000 ha Zwischenfrüchte angebaut wurden, also auch ein freiwilliger Zwischenfruchtanbau stattfindet, lässt jedoch die grundsätzliche Bereitschaft der Landwirte erkennen, unter bestimmten Voraussetzungen mehr Zwischenfrüchte anzubauen.

Im Rahmen der Umsetzung des kooperativen Ansatzes wurden vor allem für die prioritär mit Stickstoff oder Phosphor belasteten Wasserkörper Arbeitskreise eingerichtet, um die Umsetzung stoffeintragsmindernder Maßnahmen in der Praxis zu unterstützen (LfULG 2012e).

Förderung und Akzeptanz

Die Flächenbewirtschafter erhalten für die umweltschonende Bewirtschaftung der Flächen eine finanzielle Förderung zum Ausgleich der Mehraufwendungen und Mindererträge, die aufgrund der Maßnahmenumsetzung entstehen. Dadurch ist die Bereitschaft zur freiwilligen Umsetzung der geförderten Maßnahmen durch die Akteure (Landwirte, Agrargenossenschaften) als relativ hoch einzuschätzen. Maßnahmenbezogene Akzeptanzunterschiede je nach Art der geförderten Maßnahme sind jedoch vorhanden. Die Umsetzungserfahrungen ab 2010 ergeben, dass außer der Motivation und der Personalkapazität der potenziellen Maßnahmenträger vier Faktoren wesentlich erfolgsentscheidend sind:

- Eigeninteresse an der nachhaltigen und WRRL-konformen, gewässerökologisch ausgerichteten Bewirtschaftung der Fließgewässer
- materielle Förderanreize
- tatsächliche Flächenverfügbarkeit
- Verhältnismäßigkeit der Maßnahmen (Kosten des Maßnahmenaufwands im Verhältnis zum gesichert erwartbaren Effekt, Hinnehmbarkeit von Einschränkungen anderer Nutzungsinteressen)

Nachteilig auf die Maßnahmenumsetzung wirken sich z. B. mehrjährige Verpflichtungszeiträume (i. d. R. 5 Jahre) und Unsicherheiten bei der Umwandlung von Acker zu Grünland zurück zu Acker aus. Überdies mangelt es den potenziellen Maßnahmenträgern – insbesondere für signifikante und ökologisch besonders wertvolle gewässermorphologische Verbesserungen – am Flächenzugriff, weil benötigte Flächen überwiegend im Eigentum Dritter und dabei häufig in langfristig gebundener landwirtschaftlicher Nutzung, oft mit entsprechender Flächenförderung sind (LfULG 2012e).

Tabelle 99: EPLR-Zielvorgabe und Realisierungsstände geförderter landwirtschaftlicher Maßnahmen zur Reduzierung von Stoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer

Maßnahme	Zielvorgabe EPLR ¹⁾	2008	2009	2010	2011	Zielerfüllung ¹⁾ [% zur Zielvorgabe]	
		[ha]					2010
S1 Ansaat von Zwischenfrüchten	40.000	14.746	15.011	24.360	27.579	61 %	69 %
S2 Untersaaten	750	302	172	275	304	37 %	41 %
S3 Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat	240.000	84.746	122.137	208.308	233.308	87 %	97 %
S5 Anlage von Grünstreifen ²⁾	800	-	-	663	842	83 %	105 %
S6 Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren des Ackerfutterbaus	10.000	-	-	9.579	16.006	96 %	160 %
G10 Umwandlung von Acker- in Dauergrünland	6.000	-	-	3.960	5.152	66 %	86 %
A1 Überwinternde Stoppel	500	4	166	71	189	14 %	38 %
A3 Anlage von Bracheflächen und Brachestreifen auf Ackerland ²⁾	2.000	211	417	1.134	1.984	57 %	99 %
Ö1 Ökologischer Ackerbau	10 % von Ackerland	13.041	17.175	17.679	17.921		
Summe [ohne Ö1]	300.050	100.009	137.903	248.350	285.364		

Quelle: ¹⁾ gemäß 4. Änderung des EPLR (SMUL: 2009a); ²⁾ Abweichungen zu den Zahlen der Tabelle 3 sind dadurch begründet, dass die Maßnahmen nicht nur direkt am Gewässer (Gewässerrandstreifen) umgesetzt werden, sondern auch auf sonstigen Ackerflächen. Die hier dargestellten Zahlen zeigen den gesamten Umsetzungsstand der Maßnahmen (LfULG 2012e).

Zu den Maßnahmen, die im Wesentlichen auf eine Reduzierung der auswaschungsbedingten Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft abzielen, gehören insbesondere die Ansaat von Zwischenfrüchten (S1) und Untersaaten (S2). Ein bodenschonender Ackerfutterbau (S6) sowie die Umwandlung von Ackerland in Grünland (G10) sowie der ökologische Ackerbau (Ö1) tragen darüber hinaus ebenfalls zur Minderung der Nitratauswaschung bei. An ca. 87 % der vorgesehenen 648 Oberflächengewässerkörper (OWK) bzw. 100 % der vorgesehenen 21 Grundwasserkörper (GWK) wurden diese Maßnahmen bereits umgesetzt. Die folgende Tabelle stellt eine Übersicht der Umsetzung von Maßnahmen zur Reduzierung auswaschungsbedingter Nährstoffausträge dar:

Tabelle 100: Ackerfläche und Anzahl der OWK/GWK, in denen Maßnahmen zur Reduzierung der auswaschungsbedingten Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft umgesetzt werden

Umsetzung AuM 2011 ¹⁾	Fläche in Sachsen [ha]	Anzahl OWK	Anzahl GWK ²⁾
Ackerland	707.585	681	82
S1-/S2-Maßnahme	27.579	347	74
Sonstige Maßnahmen (S6, G10, Ö1)	39.692	546	79
Maßnahmen gesamt	67.271	590	81

Quelle: ¹⁾ AuW/2007; ²⁾ umfasst auch OWK/GWK, für die Sachsen nicht bewertungszuständig ist, aber Anteile am Einzugsgebiet besitzt, in denen sich Ackerflächen befinden (LfULG 2012e)

Stickstoffüberschüsse in landwirtschaftlichen Nutzungssystemen Sachsens

Einen Überblick der derzeitigen Situation des Boden- und Gewässerschutzes in der sächsischen Landwirtschaft gibt der Sächsische Agrarbericht 2010 anhand von Herbst-N_{min}-Werten. Der **Herbst-N_{min}** Wert beschreibt den vor Winter noch im Boden vorhandenen Nitratgehalt. Dieser unterliegt mit Beginn der Sickerwasserperiode der potenziellen Auswaschung in den Unterboden und ins Grundwasser. Eine andere Möglichkeit zur Abschätzung von Stickstoffüberschüssen stellt die **N-Bilanzierung** dar. Bei der Bilanzierung wird der N-Input, z. B. aus der Düngung, dem N-Output, z. B. mit dem im Erntegut gebundenen Stickstoffanteil, saldiert. Sowohl die analytische Methode des Herbst-N_{min} als auch die rechnerische Methode der N-Bilanz eignen sich zur Abschätzung von N-Überhängen aus der landwirtschaftlichen Produktion. Die Ergebnisse werden im Wesentlichen durch die Kulturartenwahl, das Produktionsverfahren, aber auch durch Standort und Witterung beeinflusst.

Unabhängig von der Umsetzung von gewässerschonenden Maßnahmen gibt es kulturartenspezifisch unterschiedliche Herbst-N_{min}-Überschüsse, die bei der Bewertung von Anbausystemen und bei der Entwicklung von Optimierungsvorschlägen zugrundegelegt werden können. Die Tabelle 101 stellt die Nitratstickstoffgehalte im Herbst (Herbst N_{min}) der wichtigsten sächsischen Fruchtarten im Jahr 2009 dar.

Tabelle 101: Herbst-Nitratstickstoffgehalte 2009 nach Fruchtartengruppen

Fruchtartengruppe	NO ₃ -N-Gehalt [kg N/ha]
Mais	76
Körnerleguminosen	48
Ölfrüchte	79
Wintergetreide	57
Sommergetreide	59
Ackerfutter	42

Quelle: SMUL (2011)

Deutlich wird, dass Mais und Ölfrüchte (vorwiegend Raps) die Kulturen mit den höchsten Herbst-N_{min}-Werten sind. Die Werte spiegeln auch Erfahrungen in anderen Bundesländern wider, in denen Mais und Raps zu den in der Wasserschutzberatung fokussierten Kulturen zählen. Getreide und Körnerleguminosen liegen mit Werten zwischen 48 und 59 kg N/ha im mittleren Bereich. Etwas günstiger stellen sich die Herbst-N_{min} Werte nach Ackerfutter dar.

Insgesamt ist seit 1992 ein Abwärtstrend der mittleren Nitratgehalte Sachsens von 80 auf nunmehr 60 kg N/a (0-60 cm Tiefe) und somit um ca. 25 % zu verzeichnen, der allerdings überwiegend in den ersten Jahren dieses Zeitraumes erfolgte. Regional werden im Mittelsächsischen Lößgebiet etwas höhere mittlere Nitratgehalte gemessen, während im Erzgebirgskamm niedrigere Werte auftreten (LfULG 2012e).

Um das Potenzial von Wasserschutzmaßnahmen allgemein beurteilen zu können, kann der Vergleich von Herbst-N_{min}-Werten innerhalb und außerhalb von Wasserschutzgebieten herangezogen werden. In Wasserschutzgebieten liegen langjährige Datenreihen für gewässerschonend bewirtschaftete Flächen (SächsSchAVO¹⁰ Flächen) vor, während dies für die WRRL-Flächen noch nicht der Fall ist. Tabelle 102 stellt die Herbst-N_{min}-Werte von in Wasserschutzgebieten bewirtschafteten Flächen (SächsSchaVO-Flächen) im Vergleich zu konventionell außerhalb von Schutzgebieten bewirtschafteten Flächen ohne weitere Differenzierung von erfolgten Einzelmaßnahmen dar.

¹⁰ SächsSchAVO = Verordnung des SMUL über Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten

Tabelle 102: Mittlere Herbst-Nitratgehalte [kg N/ha] nach verschiedenen Kulturen zwischen Flächen in Wasserschutzgebieten (SchAVO-Flächen) und konventionell bewirtschafteten Flächen außerhalb von Wasserschutzgebieten

Kultur	SchAVO-Flächen [kg N/ha]	Konventionell [kg N/ha]
Mais	49	78
Winterraps	51	80
Winterweizen	47	69
Wintergetreide außer Winterweizen	28	44
Sommergetreide	34	77
Mittel	36	65

Quelle: SMUL (2011)

Deutlich wird, dass im Mittel der untersuchten Kulturen die SchAVO-Flächen um 30 kg N/ha niedrigere Herbst- N_{\min} -Werte erzielen als die konventionellen Vergleichsflächen. Auch nach REINICKE & WURBS (2012) konnten in den Wasserschutzgebieten seit 1992 um 32 % verringerte Nitratgehalte im Herbst gemessen werden. Es ist jedoch ebenso problematisch, aus den niedrigen N_{\min} -Herbstwerten in Wasserschutzgebieten (WSG) auf Einsparpotenziale für die Gesamt-LF in Sachsen zu schließen. Denn die niedrigen N_{\min} -Werte sind zu einem Großteil auf ein restriktives Wirtschaftsdüngermanagement in WSG zurückzuführen. In den kleinen WSG ist dies realisierbar, zumal die Landwirte anstatt in WSG ihren Wirtschaftsdünger dann vermehrt außerhalb von WSG ausbringen. Großflächig stößt dies aber an Grenzen.

Auch die **Frühjahrs N_{\min} -Werte** zeigen einen über die letzten 20 Jahre abnehmenden Trend, der mit minus 45 % angegeben wird. Im Mittel werden 25 kg N/ha im Frühjahr gemessen, mit ähnlichen regionalen Unterschieden wie auch für die Herbst- N_{\min} -Werte beschrieben.

Die Entwicklung der **Stickstoffdüngung** durch mineralische Dünger in Sachsen zeigt seit 1996 einen kontinuierlichen Anstieg. Im Mittel werden auf den ~1.000 Dauertestflächen (DTF) Sachsens 130 kg N/ha (Jahr 2010) erreicht. Eher gleichbleibend verlief dagegen der N-Input über organische Düngemittel. Wie auch bei den N_{\min} -Werten beschrieben, erfolgen die höchsten Mineraldüngergaben im Mittelsächsischen Lößgebiet. Hier sind jedoch aufgrund der guten Ertragslagen auch die **N-Entzüge** höher. Die weniger ertragsstarke Region des Erzgebirgskamms zeigt dagegen zwar niedrigere mittlere Mineraldüngergaben je Hektar, fällt aber, wie auch die Sächsische Heide, auch durch die geringsten N-Entzüge auf.

Mit der Ermittlung des **Stickstoffsaldos** wird die verlustgefährdete Menge ausgewiesen, durch die u. a. Nitratbelastungen in Gewässern verursacht werden können. Die langjährigen Stickstoffsalden auf den Dauertestflächen wiesen im Untersuchungszeitraum 1992 bis 2010 kaum Veränderungen auf. Die jährlichen Mittelwerte schwankten leicht um einen Wert von 15 kg N/ha. Der höchste Saldo berechnete sich mit 50 kg N/ha im Jahr 1992, auch der Ertragsrückgang durch starke Trockenheit im Jahr 2003 bedeutete einen Saldo von etwa 35 kg N/ha. Demgegenüber wurden in günstigen Jahren relativ ausgeglichene Bilanzen realisiert. Innerhalb der Jahre bestanden allerdings in Abhängigkeit von Standort und Fruchtart erhebliche Spannweiten mit Überhängen von teilweise 100 kg N/ha. Regional wurden die höchsten N- Bilanzen (+24 kg N/ha) im Gebiet des Sächsischen Heidelandes und es Elbtals gemessen. Im Vergleich der mittleren N-Bilanzüberschüsse zwischen den Bundesländern steht Sachsen jedoch relativ gut da (BMU/BMELV 2012).

Zum Vergleich: Wasserschutzgebietsflächen zeigten im Mittel der Jahre ausgeglichene N-Bilanzen und im ökologischen Landbau wurden mit -35 kg N/ha negative Bilanzen berechnet. Wird allerdings der Betrachtungszeitraum auf die Spanne von 1996 bis 2010 verkürzt, so zeigt sich, dass in den letzten 15 Jahren ein stetiger Anstieg der N-Bilanzen zu beobachten ist. Interessant ist die kulturartenspezifische Betrachtung von N-Salden, weil sich hieraus auch Ansätze zur Reduktion von Überschüssen ableiten lassen (Abbildung 52). Hauptsächlich für Raps sind die typisch hohe Salden festzustellen. Aber

auch durch Zuckerrübenanbau wurden größere Stickstoffüberhänge verursacht. Verantwortlich für die Salden war bei den beiden Fruchtarten neben hoher N-Zufuhr über Mineraldünger bei Raps hauptsächlich der Verbleib hoher N-Mengen mit den Nebenprodukten. Körnerleguminosen bewirkten durch Luftstickstoffbindung und Mais durch betont organische Düngung ebenfalls Überschüsse in den Bilanzen. Besonders günstig zur Reduzierung von Stickstoffsalden sind die Grünlandnutzung und teilweise auch der Ackerfütteranbau. Sommergetreide weist ebenfalls negative Bilanzen auf.

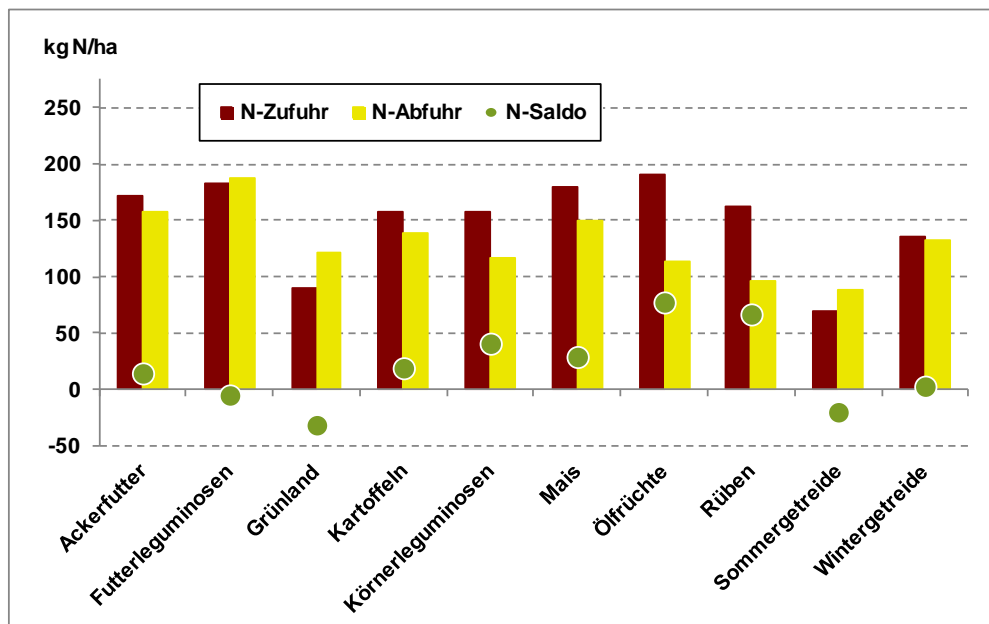


Abbildung 52: Stickstoffsaldo der Fruchtarten bzw.-gruppen auf Dauertestflächen, Mittelwerte 1992-2010

Quelle: LfULG (2012e)

Auch durch die Form der **Bewirtschaftung** kann der N-Saldo beeinflusst werden. So zeigen Auswertungen von REINICKE & WURBS (2012), dass langjährigen organische Düngegaben N-Bilanzüberschüsse von im Mittel 70 kg N/ha zur Folge haben, während nicht organisch gedüngte Vergleichsflächen im Mittel nur ausgeglichene bis leicht negative Bilanzen zeigen. Auch durch den Verbleib der Erntereste auf der Fläche, wie etwa bei der Strohdüngung, werden in der Folge nicht nur die Humusgehalte angehoben, sondern auch die N-Bilanz. Weil die Strohdüngung i. d. R. von Marktfruchtbetrieben praktiziert wird, führte die Strohdüngung zu ausgeglichenen bis leicht positiven N-Bilanzen, im Gegensatz zu negativen Bilanzen bei Abfuhr des Stroh. Untersuchungen zum Effekt der reduzierten Bodenbearbeitung ergaben in den Auswertungen des LfULG keine Auswirkungen auf den N-Saldo.

Nitrat im Grund- und Oberflächengewässer

Nach Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie besteht ein Grenzwert von 50 mg NO₃-N/l. Im Betrachtungszeitraum 1992-2010 zeigte sich rechnerisch für die Dauertestflächen mit unverändertem Trend eine mittlere Konzentration von 50 mg NO₃-N/l aus der landwirtschaftlichen Nutzung, was dem Grenzwert entspricht. Innerhalb der Jahre zeichnete sich eine hohe Spannweite ab. So wurden fast in jedem Jahr auch Konzentrationen von weit über 100 mg NO₃-N/l angezeigt (REINICKE & WURBS 2012). Zieht man allerdings tatsächliche Grund- bzw. Oberflächenwasser-Messwerte heran (SMUL 2009a), so werden die Nitratgehalte im Grundwasser mit 24,5 mg/l und die im Oberflächengewässer mit 33 mg/l angegeben. Die Differenzen können z. B. durch Misch- und Abbauprozesse auf der Bodenpassage bis zur Messstelle erklärt werden. Wichtig ist auch die Problematik der niedrigen Sickerwasserraten, die zu Konzentrationseffekten führen. Bei hohem AF-Anteil mit geringen Sickerwasserraten (< 150 bzw. < 100 mm/Jahr) besteht Unklarheit bezüglich der der Einhaltung des 50 mg/l-Wertes.

Auch wenn die mittlere Oberflächengewässerbelastung in Sachsen im bundesdeutschen Vergleich als günstig einzustufen ist (Tabelle 103), so erscheint laut SMUL (2009a) die Erreichung des guten Zustands vieler Wasserkörper derzeit unwahrscheinlich bzw. unklar.

Tabelle 103: Nitratbelastung im Grund- und Oberflächengewässer

Parameter	BRD [ug/l]	Sachsen [ug/l]
Nitratkonzentration im Grundwasser [2006] ¹⁾	-	24,5
Nitratkonzentration im Oberflächenwasser [2006] ¹⁾	79,5	33,0

¹⁾ Basisjahr 2006 im Vergleich zum Mittel 1992-1994 = 100;

Quelle: SMUL (2009a)

Bewertung Treibhausgasemissionen

N₂O-Emissionen

Die vorgestellten Maßnahmen werden zum Zweck der Minderung von Stoffeinträgen eingesetzt, wobei die Wirkwege und auch die Effizienz unterschiedlich sein können. So wirkt die Zwischenfrucht (S1) durch Fixierung des Stickstoffs in der organischen Masse über Winter. Bei der Düngeberatung und beim Randstreifen ohne N-Düngung (S5) wird dagegen schon der N-Input ins System Boden – Pflanzen reduziert. Und durch die konservierende Bodenbearbeitung kommt es im Vergleich zu wendenden Systemen zu unterschiedlichen Bedingungen für die N-Nachlieferung aus dem Boden (siehe Kapitel 2.3.1). Das sächsische Modell „Stoffbilanz“ nutzt maßnahmenspezifische N-Minderungspotenziale zur Berechnung der N-Auswaschungsminderung der AuW-Maßnahmen. Auf Basis dieser Werte wird im Folgenden auch die potenzielle Minderung der N₂O-Emissionen berechnet. Die Maßnahmen Überwinternde Stoppel (A1) und Anlage von Bracheflächen und -streifen auf Ackerland (A3) wurden in Abstimmung mit dem LfULG als nicht relevant für die weitere Bewertung eingestuft und somit nicht weiter berücksichtigt.

Ein entscheidender Faktor für die Freisetzung der N₂O-Emissionen ist die Nitratverfügbarkeit in Böden (RUSER et al. 2001). Lachgas entsteht dabei hauptsächlich als Nebenprodukt der Nitrifikation und als Zwischenprodukt der Denitrifikation über den entsprechenden N-Eintrag (DAVIDSON 1991). Der N-Eintrag kann über die Düngung (organisch, mineralisch), N-Deposition, Pflanzenreststoffe, biologische N-Fixierung, aber auch N-Freisetzung aus dem Bodenpool erfolgen. Außerdem spielen bei der Entstehung von N₂O-Emissionen Klimafaktoren sowie das Verhältnis von N-Input zu N-Output eine Rolle (siehe auch Kapitel 2.1.2). Erhöhte **direkte** N₂O-Emissionen entstehen dabei durch die mikrobielle Nitratreduktion im Zuge der Denitrifikation nach Ausbringung mineralischer und organischer Dünger (IPCC 2006). **Indirekte** Emissionen werden durch die Auswaschung von Nitrat und Oberflächenabfluss frei sowie die gasförmigen Emissionen von reaktiven N-Verbindungen (größtenteils NH₃), die über die Deposition eingetragen werden. Die eingetragenen reaktiven N-Verbindungen unterliegen damit wiederum Denitrifikations- und Nitrifikationsprozessen, die zur Entstehung von N₂O-Emissionen führen können (IPCC 2006).

Regional und lokal können die entstehenden, bodenbürtigen N₂O-Emissionen stark variieren. So haben JUNGKUNST et al. (2006) durch die Zusammenfassung publizierter Messungen zu N₂O-Emissionen gezeigt, dass in Deutschland die Emissionen bei entsprechendem N-Eintrag zwischen > 0,5 und etwa 17 kg N₂O/ha und Jahr liegen können. Außerdem wird deutlich, dass relativ niederschlagsarme Standorte in Ostdeutschland geringere Lachgasemissionen aufweisen als Standorte mit hohen Niederschlägen und langen Frostperioden im Winter sowie feiner Bodentextur. Weiterhin sind aus Sicht von SNYDER et al. (2009) sowie KAISER & RUSER (2000) N-Überschüsse eine weitere Ursache für erhöhte N₂O-Emissionen. Durch nicht ertragswirksame N-Überschüsse können N₂O-Emissionen überproportional ansteigen. Folgende Berechnungsgrundlagen nach IPCC 1996 wurden der Kalkulation der N₂O Emissionen zugrundegelegt:

Tabelle 104: Berechnungsgrundlagen des N₂O-Emissionsfaktors

N ₂ O-Emissionen	EF	Unsicherheiten
Direkte N₂O-Emissionen		
aus mineralischen Böden durch die N-Einträge über Wirtschaftsdünger, Mineraldünger, Ernteresten, mineralisiertem N aus dem Bodenvorrat in kg N ₂ O-N/kg N	0,0125	0,0025-0,0225
aus organischen Böden in kg N ₂ O-N/ha	5	2 15
Indirekte N₂O-Emissionen		
durch die Deposition von reaktiven N-Verbindungen <i>Deposition reaktiven N</i> in kg N ₂ O-N/kg N	0,01	0,002-0,02
durch Auswaschung und Abfluss von reaktiven N-Verbindungen <i>Auswaschung/Abfluss</i> des reaktiven N in kg N ₂ O-N/kg N	0,025	0,002-0,12

Quelle: IPCC (1996)

Auf der Grundlage der N₂O-Emissionsfaktoren nach IPCC (1996) und damit auf der Basis der nationalen Emissionsberichterstattung erfolgte die Berechnung des Emissionsfaktors bei Einsatz von 1 kg N aus mineralischer Düngung in CO₂-Äquivalente. Die Berechnung der direkten N₂O-Emissionen erfolgte ohne Abzug der NH₃- und NO-Emissionen, die im Mittel der applizierten chemisch-synthetischen N-Dünger nur einen sehr geringen Einfluss auf die Höhe der direkten N₂O-Emission haben. Die Höhe der indirekten Emissionen durch N-Deposition ist abhängig von der Höhe der NH₃-Emissionen, die durch die Düngerart beeinflusst werden. Die Werte basieren auf dem mittleren Mix an chemisch-synthetischen N-Düngern, die in Deutschland 2010 eingesetzt wurden. Emissionen aus der Düngemittelbereitstellung basieren auf den Auswertungen in Kapitel 1.4.1.

Tabelle 105: Emissionsfaktoren bei Einsatz von 1 kg N aus mineralischer Düngung in CO₂-Äquivalenten

Direkte N ₂ O-Emission*	Indirekte N ₂ O-Emission*	Emissionen durch die Bereitstellung von chemisch-synthetischen N-Düngern**	Summe
[kg CO ₂ e/kg N]	[kg CO ₂ e/kg N]	[kg CO ₂ e/kg N]	[kg CO ₂ e/kg N]
6,1	3,9	5	15

Ist-Situation der Klimaschutzleistung in Sachsen

Die Berechnung des THG-Minderungspotenzials erfolgt auf Basis des aus den Maßnahmen resultierenden N-Minderungspotenzials, wobei davon ausgegangen wird, dass dies einer Minderung des Zukaufs an Mineraldünger gleichzusetzen ist. Tabelle 106 gibt die maßnahmenbezogene N-Minderung und daraus resultierende Einsparung an CO₂-Äquivalenten wieder. Die Berechnung an eingesparten THG-Emissionen pro Jahr erfolgte durch Multiplikation mit der Maßnahmenfläche¹¹.

¹¹ Eine Abstimmung der N-Minderungspotenziale erfolgte mit KURZER (LfULG). Für S5 wurden ein Null-Saldo und kein Minderungspotenzial angegeben. Hier wurde das N-Minderungspotenzial durch die Autoren wie folgt errechnet: 15 kg N/ha mittleres N-Saldo für Sachsen plus 20 kg Zuschlag, weil der Mittelwert schon den Effekt der AuW-Maßnahmen von rund 20 kg N/ha beinhaltet - in der Summe somit 35 kg N-Minderungspotenzial. 35 kg N/ha wird auch als mittlerer löslicher N-Pool der Dauertestflächen angegeben (REINICKE & WURBS 2012).

Tabelle 106: Berechnung der Klimaschutzleistung von AuW Maßnahmen auf Basis des N-Minderungspotenzials

AuW Maßnahmen Berechnungsbasis 2010	Maßnahmenfläche [ha]	N-Minderungspotenzial		THG- Minderungs- potenzial/ha [kg CO ₂ e/ha]	Gesamt THG- Minderung [t CO ₂ e/a]
		Erläuterung ¹⁾	[kg N/ha]		
S1 Ansaat von Zwischenfrüchten	24.360	Vorgabe LfULG	20	300	7.308
S2 Untersaaten (nur Mais)	275	Vorgabe LfULG	20	300	83
S3 Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung	222.259	10 % red. Nachlieferung	6,3	94,5	21.003
S5 Anlage von Grünstreifen	663	kein N-Austrag auf diesen Flächen	35	525	348
S6 Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren des Ackerfutterbaus ¹⁾	9.579	Vorgabe LfULG	20	300	2.874
G10 Umwandlung von Acker- in Dauergrünland	3.960	wie Grünland	20	300	1.188
Ö1 Ökologischer Ackerbau ¹⁾	17.679	Vorgabe LfULG	20	300	5.304
Summe AUW + Ökolandbau	264.824	Einsparung/Jahr	2.540.497		38.107

¹⁾ ggf. aus dem Leguminosenanteil resultierende Mineraldüngereinsparungen wurden in dieser Berechnung nicht berücksichtigt

In Ergebnis wird für das Jahr 2010 ein N-Minderungspotenzial von insgesamt 2.540 Tonnen Stickstoff durch die genannten AuW Maßnahmen berechnet. Daraus resultiert eine **Klimaschutzleistung von 38,1 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr für die AUW-geförderten Maßnahmen**. Weiterhin werden im Freistaat Sachsen auch stoffaustragsmindernde Maßnahmen ohne Förderung durchgeführt. Einen Überblick gibt Tabelle 107. Für die Maßnahmen der N-effizienten Düngung durch Beratung kann nach KURZER (mdl. Mittlg. 2013) für 100 % der prioritären Flächen und ein Minderungspotenzial von 2 kg N/ha kumulativ zu weiteren Maßnahmen angesetzt werden. Für die periodisch erfolgende konservierende Bodenbearbeitung wird nach Angaben des LfULG von einem jährlichen Wechsel zwischen Pflug und Mulchsaateinsatz ausgegangen. Die Klimaschutzleistung der nicht geförderten Maßnahmen sind Tabelle 107 zu entnehmen.

Tabelle 107: Berechnung der Klimaschutzleistung von nicht geförderten Maßnahmen auf Basis des N-Minderungspotenzials

AuW-Maßnahmen Berechnungsbasis 2010	Maßnahmenfläche [ha]	N-Minderungspotenzial		THG- Minderungs- potenzial/ha [kg CO ₂ e/ha]	Gesamt THG- Minderung [t CO ₂ e/Jahr]
		Erläuterung ¹⁾	[kg N/ha]		
Zwischenfrüchte (Flächenumfang nach StaLa SN)	12.100	Vorgabe LfULG	20	300	3.630
Periodisch konservierende Bodenbearbeitung ³⁾	163.739 ³⁾	10 % red. Nachlieferung jedes 2. Jahr	6,3	94,5	7.737
N-effiziente Düngung durch Beratung	160.000	auf 100 % der gefährdeten Kulissee	2	30	4.800
Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat	²⁾	10 % red. Nachlieferung	6,3	94,5	0
Summe weitere	335.839 ³⁾		1.593.556		16.167

Quelle: ¹⁾ die Annahmen zum N-Minderungspotenzial erfolgten auf Basis des Stoffmodells und der Berechnung auf Basis des DBFZ (2012) in Abstimmung mit dem LfULG; ²⁾ es liegen keine Flächenangaben zu Nicht-AuW-Vertragsflächen vor; ³⁾ Flächenangaben nach LfULG mündl. Mittlg., analog Kapitel 2.3.1

Durch die nicht **geförderten Maßnahmen** wird der Stickstoffeinsatz um weitere 1.362 t N pro Jahr reduziert. Daraus resultiert nach den oben dargestellten Berechnungsansätzen eine **Klimaschutzleistung von 16,2 kt/Jahr**. Diese ersten Abschätzungen sind jedoch kritisch zu prüfen. Zweifel bestehen insbesondere bei den THG-Minderungspotenzialen der nicht dauerhaft konservierenden Bodenbearbeitung. Hier ist, wie in Kapitel 2.3.1 erläutert, davon auszugehen, dass der Effekt reversibel und daher als nicht klimarelevant einzustufen ist. Für die dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung ohne Förderung sind keine Flächenangaben verfügbar. Hier ist jedoch eher von einer untergeordneten Flächenwirkung auszugehen, weil der Förderung in der Praxis i. d. R. der Vorzug gegeben wird.

Weitere Nebeneffekte und Wechselwirkungen

Wie oben angesprochen, sind die stoffmindernden Maßnahmen vorrangig zum Erosionsschutz (konservierende Bodenbearbeitung) bzw. zur Minderung von Stoffeinträgen in das Grund- und Oberflächengewässer konzipiert worden. Dahingehend müssen die Haupteffekte dieser Maßnahmen beurteilt werden, während die Klimaschutzleistung den Nebeneffekt darstellt. Weiter sind die Maßnahmen im Hinblick auf die Ertragsleistungen und Verdrängungseffekte zu prüfen. Sowohl Zwischenfrüchte und Untersaaten als auch die konservierende Bodenbearbeitung führen i. d. R. nicht zu einer Verdrängung von Hauptfrüchten. Mögliche positive wie negative Nebenwirkungen wären z. B. bei Beeinflussung der Ertragsleistungen zu berücksichtigen, wobei individuelle Standort- und Anbaubedingungen sowie Fragen der Sortenwahl zu berücksichtigen wären (siehe auch Kapitel 2.3.1 und 2.3.4). Bei der Maßnahme S5 wird die Maßnahmenfläche aus der Produktion genommen. Hier geht somit produktive Anbaufläche verloren. Muss diese an anderer Stelle ersetzt werden, so wären Verdrängungseffekte in der THG-Berechnung zu berücksichtigen.

Fazit

Der Freistaat Sachsen fördert zur Umsetzung der Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie ergänzend zum Ordnungsrecht stoffaustragsmindernde Maßnahmen. Dazu gehören u. a. der Zwischenfruchtanbau, der Anbau von Untersaaten, die konservierende Bodenbearbeitung und die Anlage von Grünstreifen an Oberflächengewässern. Die Maßnahme konservierende Bodenbearbeitung deckte im Jahr 2010 schon große Teile der vorgesehenen Zielflächen ab, Zwischenfrüchte, Untersaaten und Randstreifen erreichen erst rund 50 % der Zielflächen. Aus dem potenziellen N-Minderungspotenzial dieser Maßnahmen wurde die Minderung an N₂O-Emissionen berechnet, die durch eine entsprechende Minderung des Mineraldüngerzukaufs resultieren würde. Die berechnete Klimaschutzleistung der Summe der durch die **AuW geförderten Flächen beträgt für das Basisjahr 2010 38,1 kt. CO₂-Äquivalente/Jahr**. Werden die zusätzlich **auf freiwilliger Basis umgesetzten Maßnahmen** grob abgeschätzt, so ergibt sich eine **zusätzliche Klimaschutzleistung von 16,2 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr**. Die Maßnahmen werden in den jeweiligen Themenkapiteln vertiefend dargestellt und weitere Aspekte wie CO₂-Emissionen aus dem Treibstoffeinsatz ergänzend berechnet.

2.3.3 Emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdüngern

Status quo

Wirtschaftsdüngereinsatz in Sachsen

Der derzeitige Einsatz von Wirtschaftsdüngern kann über die Daten des Statistischen Bundesamtes für das Jahr 2010 aufgezeigt werden. Die Daten basieren auf den Befragungsergebnissen der Landwirtschaftszählung (2010). Ein Großteil der Wirtschaftsdünger wird in Sachsen auf den Ackerflächen ausgebracht (Abbildung 53). Hierbei spielen vor allem die flüssigen Wirtschaftsdünger eine Rolle. 81 % der Gülle wird auf Ackerland und 19 % der Gülle auf Dauergrünland ausgebracht. Festmist, Geflügeltrockenkot und fester Gärrest werden vollständig auf den Ackerflächen verwertet.

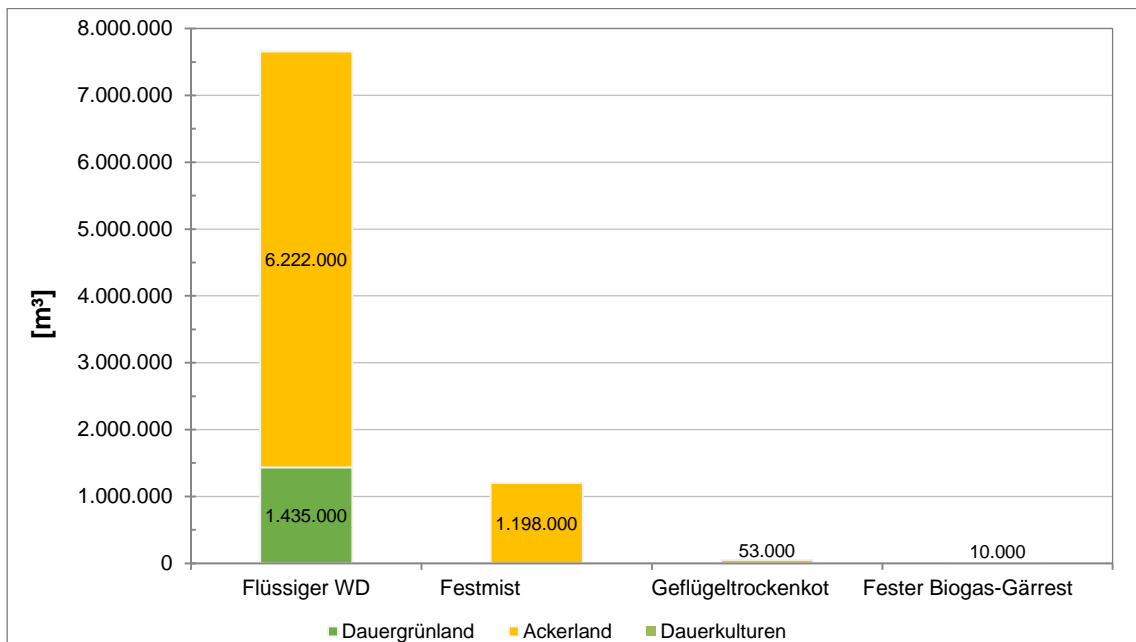


Abbildung 53: Ausbringung der Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftlichen Nutzflächen

Quelle: Destatis (2011d)

Die flüssigen Wirtschaftsdünger sind vor allem geprägt durch die Rindergülle, gefolgt von flüssigen Biogasgäresten und der Schweinegülle. Jauche, Geflügel und sonstige Gülle haben kaum Bedeutung (Abbildung 54).

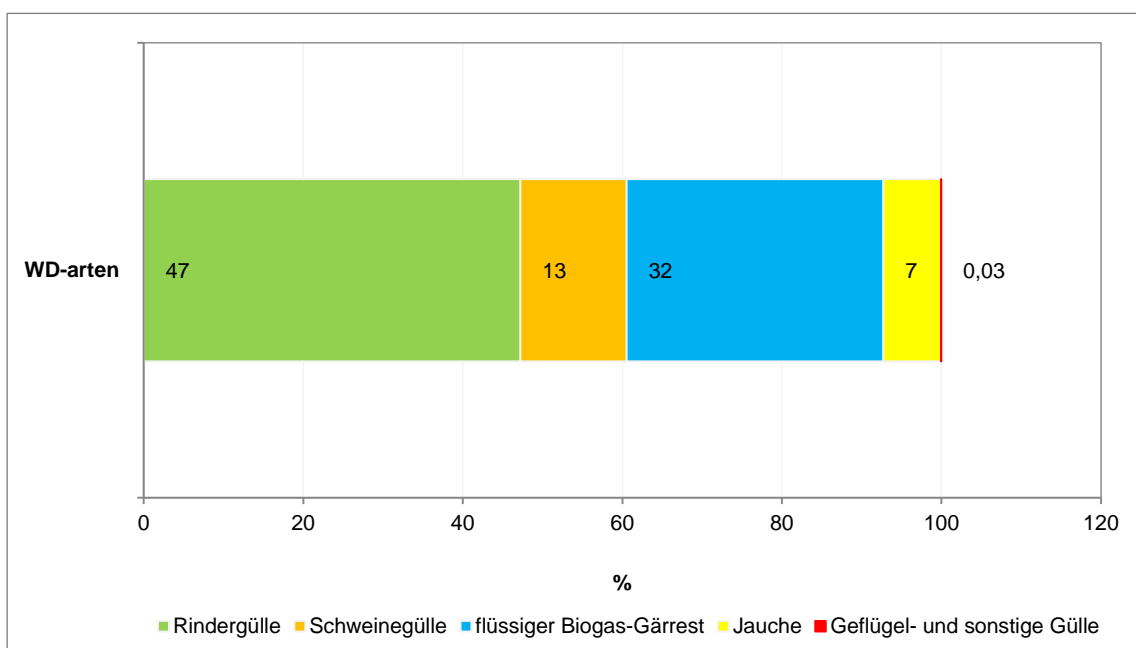


Abbildung 54: Ausgebrachte flüssige Wirtschaftsdüngerartenanteile in %

Quelle: Destatis (2011d)

Ausbringungstechniken

Aus den Daten, die im Zuge der Landwirtschaftszählung 2010 erhoben wurden, lässt sich zusätzlich ableiten, mit welcher Technik die Gülle ausgebracht wird (Stand 2010). Abbildung 55 zeigt, dass die Gülle bereits emissionsmindernd auf den Ackerflächen verteilt wird. Sie wird überwiegend mit Güllegrubber eingearbeitet oder mit dem Schleppschlauchverteiler ausgebracht. Nur noch etwa 9-22 % der Gülle kommen mit dem Breitverteiler auf die Flächen (Dauergrünland und Ackerland). Laut der derzeit geltenden Düngeverordnung ist eine Breitverteilung über den Prallteller, bei dem nicht nach oben

abgestrahlt wird, möglich. Für Altgeräte, die bis zum 14.01.2006 in Betrieb genommen wurden, gilt eine Sondergenehmigung, die die Verwendung des Pralltellers bis zum 31.12.2015 erlaubt (DüV 2007; SMUL 2012c). In Hinblick auf Wasser- und Klimaschutz sollten folgende neuere Ausbringungstechniken der Breitverteilung bevorzugt werden (JOHNEN & VON BUTTLAR 2013):

- **Schleppschlauchtechnik:** An einem stabilen hängenden Gestänge hängen feste Auslaufschläuche an einem frei hängenden Schleppbalken. Die Gülle wird am Boden abgelegt. Die Arbeitsbreite kann 18-32 m betragen.
- **Güllegrubber:** Beim Güllegrubber sind Verteilschläuche im Abstand von 20-30 cm am Grubber angebracht. Die Grubberzinken bearbeiten den Boden 5-15 cm tief, und in unmittelbarer Verlängerung wird die Gülle in den Erdstrom abgegeben. Der Zugkraftaufwand ist größer als beim Schlitzverfahren, fasst aber dafür zwei Arbeitsgänge zusammen.
- **Schleppschuhtechnik:** Die Abflussschläuche münden hier in Schleifkufen bzw. einer Art von Schuhen, die die Gülle streifenförmig 0-3 cm tief im Boden ablegen. Die Schuhe stehen in einem Abstand zwischen 20 und 30 cm zueinander. Bei der Anwendung im wachsenden Bestand werden die Pflanzen durch die Schuhe auseinander gedrückt. Das Verfahren verlangt allerdings eine höhere Zugkraft als das Verfahren der Breitverteilung. Die Schleppschuhtechnik wird häufig in Grünlandbeständen eingesetzt.
- **Schlitztechnik:** Bei dem Schlitzverfahren münden die Verteilschläuche in Schlitzschuhen, denen Schneidscheiben oder Messer vorweggeführt werden. Diese dringen 4-8 cm tief in den Boden ein und legen dort die Gülle ab. Die Abstände zwischen den Verteilschläuchen betragen 20-30 cm. Der Zugkraftaufwand ist größer als beim Schleppschuh.

Die Verfahren Schleppschuh und Schlitztechnik haben gegenüber der Breitverteilung den großen Vorteil einer deutlich geringeren Verschmutzung der Pflanzen und reduzieren das Potenzial der Krankheitsübertragung auf die Nutztiere.

Für alle diese Verfahren gilt, dass es einer gut fließenden Gülle bedarf, damit es nicht zu Verstopfungen kommt. Alle diese Techniken lassen sich auch mit einem Verschlauchungssystem anstatt mit einem Güllewagen kombinieren. Der Vorteil der Verschlauchung ist, dass hier deutlich weniger Gewicht je Achse über die Fläche fährt und die Gefahr der Bodenverdichtung reduziert wird.

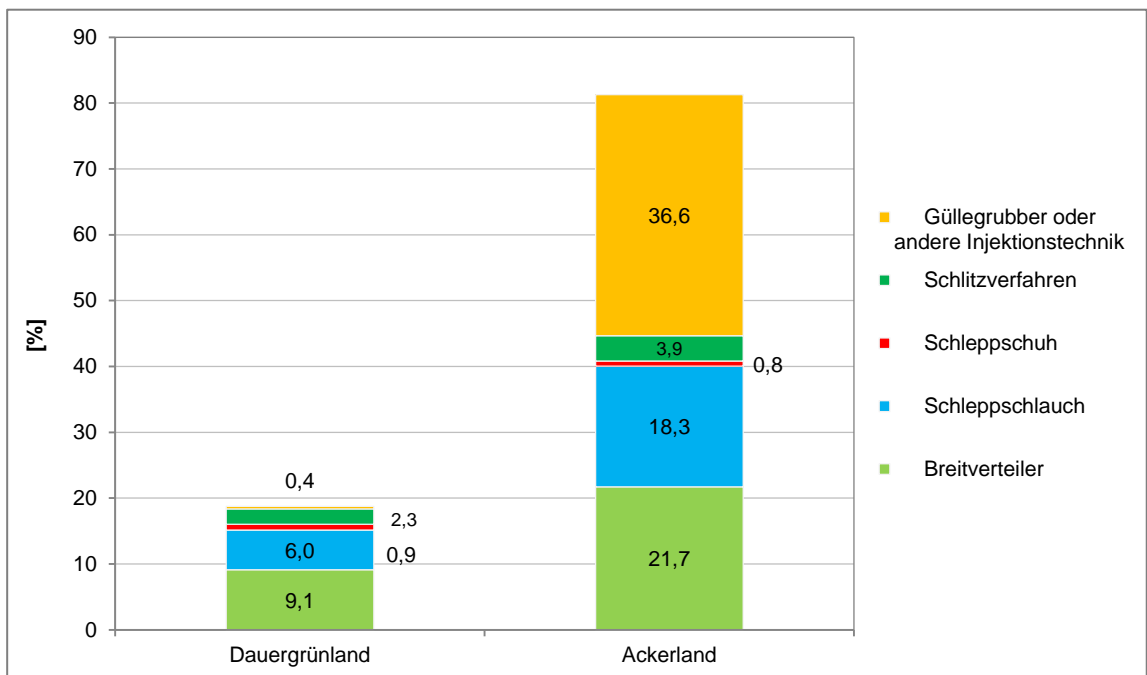


Abbildung 55: Ausbringung der anfallenden Gülle mit verschiedenen Ausbringungstechniken in %

Quelle: Destatis (2011d)

Einarbeitung flüssiger organischer Dünger

Durch die Verwendung des Güllegrubbers auf Ackerflächen, der eine sofortige Einarbeitung der Gülle ermöglicht, gibt es nur noch wenige Betriebe, die die Gülle nicht innerhalb von 4 h einarbeiten können (rund 20 %) (Abbildung 56). Eine Ausbringung mit Breitverteiler und Schleppschauch bedingt eine separate Einarbeitung, die ggf. mit zeitlichem Verzug stattfindet. Dennoch werden nach Destatis (2011d) rund 80 % der Gülle innerhalb von 4 h eingearbeitet.

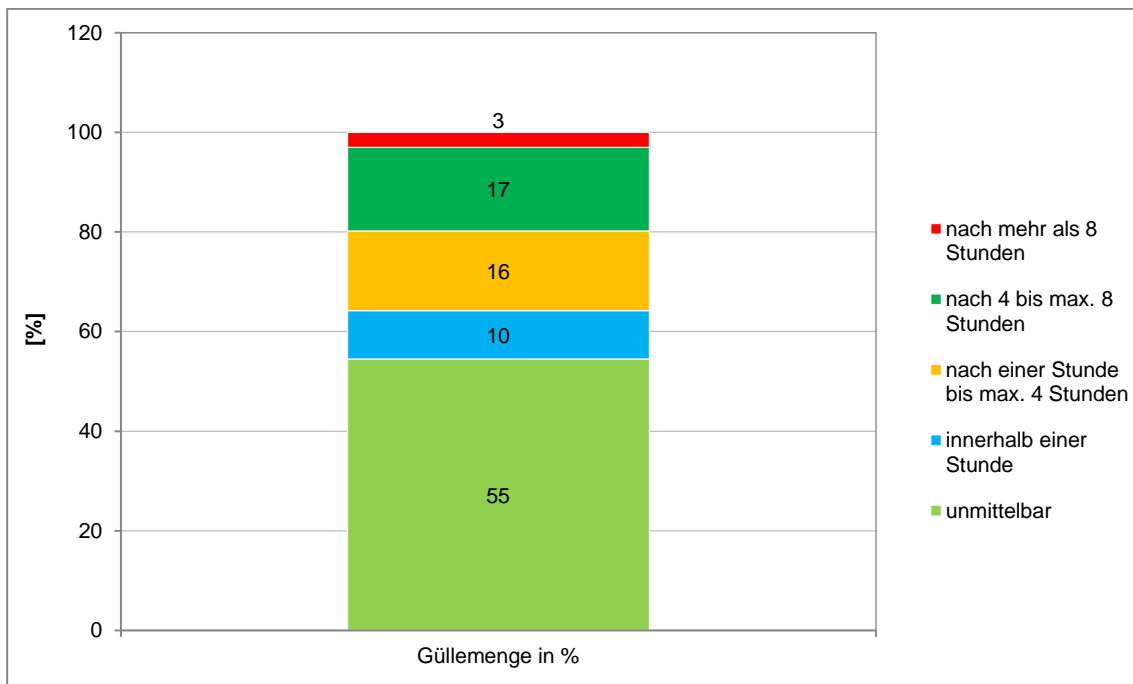


Abbildung 56: Einarbeitung der anfallenden Gülmengende in % (gerundet)

Quelle: Destatis (2011d)

Ausbringungszeiträume für organische Dünger

Abbildung 57 zeigt die Ausbringungszeiträume der Gülle. Auf Dauergrünland wird die Gülle im Jahr recht gleichmäßig verteilt auf die Grünlandflächen ausgebracht. Auf Ackerflächen wird zu 66 % die Gülle im Zeitraum April bis September in den stehenden Bestand verteilt. Zu 16 % wird Herbstgülle gefahren, die zu 87 % auf Stoppeln oder unbestellten Flächen gebracht wird, und zu 13 % auf bestellte Flächen. Unter Berücksichtigung der DüV (2007) ist eine Herbstgülleausbringung nur auf Flächen mit im gleichen Jahr angebauten Folgekulturen einschließlich Zwischenfrüchten erlaubt und als Ausgleichsdüngung zu auf dem Feld verbliebenen Getreidestroh.

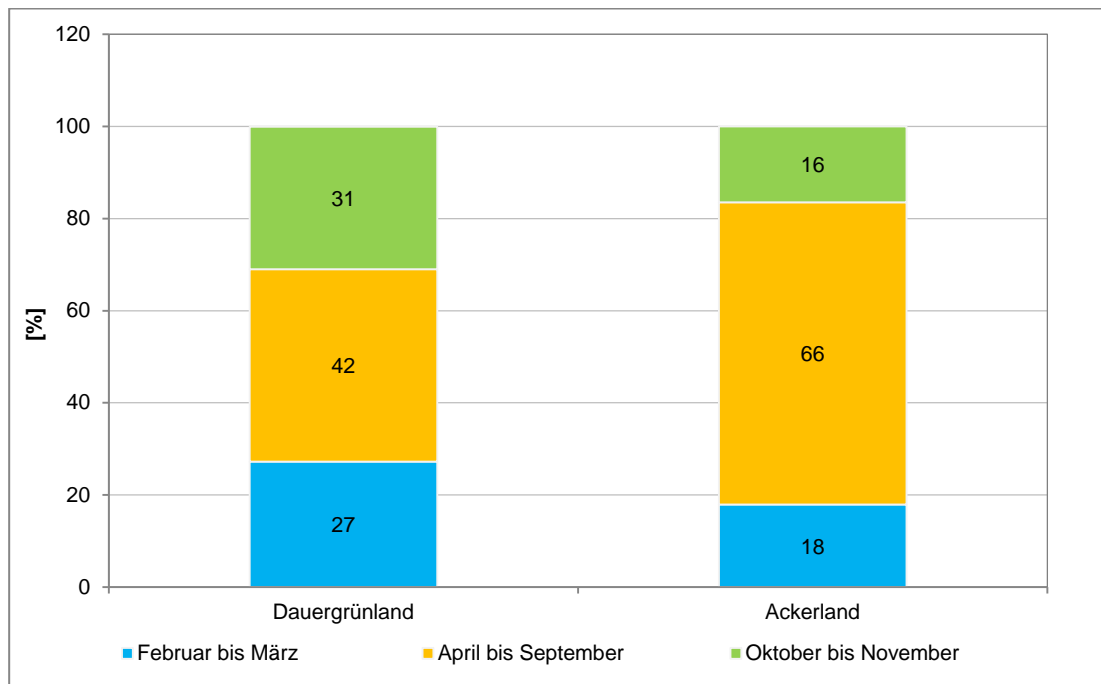


Abbildung 57: Zeiträume der Gülleausbringung

Quelle: Destatis (2011d)

Die Auswertung der Daten zur Wirtschaftsdüngerausbringung, die durch Destatis (2011d) zur Verfügung gestellt werden, zeigt jedoch nicht die Mengen der unterschiedlichen Wirtschaftsdüngerarten, die mit entsprechender Ausbringungstechnik, innerhalb verschiedener Zeiträume oder mit verschiedenen Einarbeitungszeiten ausgebracht wurden. Eine Schätzung hierzu wurde zum internen Gebrauch in Vereinbarung mit dem Statistischen Bundesamt, dem Umweltbundesamt und dem Thünen-Institut durchgeführt. Zur Herausgabe ist das Statistische Bundesamt nicht berechtigt (schriftl. Mittlg. REUTER 2013). Eine Abschätzung zur Verteilung der Wirtschaftsdünger mit unterschiedlichen Ausbringungstechniken und Einarbeitungszeiten wurde durch das LfULG (2013b) vorgenommen.

Düngung mit organischen Düngern

Die allgemeinen Vorgaben zum Einsatz von Düngern, so auch Wirtschaftsdüngern, basieren auf der Düngeverordnung. Es werden folgende **Anwendungsgrundsätze** vorgegeben (LfULG 2013b):

- Aufbringungszeitpunkte und Mengen sind so zu wählen, dass die Nährstoffe weitgehend zeit- und mengengerecht den Pflanzen zur Verfügung stehen
- Einträge und Abschwemmungen in Gewässer sind zu vermeiden. Der grundsätzlich nach der Düngeverordnung einzuhaltende Mindestabstand zu Oberflächengewässern beträgt 3 m.
 - Im Bereich zwischen 3 und 10 m zum Gewässer dürfen Düngemittel (Ausnahme Festmist) nur ausgebracht werden, wenn sie direkt in den Boden eingebracht werden. (gilt auf Ackerflächen mit > 10 % Hangneigung innerhalb 20 m Abstand zur Böschungsoberkante).
 - Im restlichen Bereich (10 bis zu 20 m von der Böschungsoberkante des Gewässers) sind alle Düngemittel (hier auch Festmist) auf unbestelltem Ackerland sofort einzuarbeiten.
- Nach § 50 Abs. 3 Sächs: Wassergesetz ist in einer Breite von 5 m ab Böschungsoberkante die Ausbringung von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln verboten.
- Bei organischen und organisch-mineralischen Düngemitteln einschließlich Wirtschaftsdünger müssen vor dem Aufbringen die Gehalte an Stickstoff und Phosphat bekannt sein.
- Maximal 170 kg N/Hektar und Jahr im Betriebsdurchschnitt dürfen mit Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft ausgebracht werden.

Im Freistaat Sachsen kommt das Düngungsmodell BEFU bei der N-Düngeplanung zum Einsatz. BEFU stellt u. a. auf der Basis von N_{min} -Untersuchungen Düngungsempfehlungen und Nährstoffvergleiche für die landwirtschaftliche Praxis bereit. Bausteine der Düngeempfehlung sind die standortabhängige Ertragserwartung und die Anrechnung der Nachlieferungen aus dem Boden, Vorfrüchten, organischen Düngern zur Vorfrucht sowie die geplante Bereitstellung von N aus den organischen Düngern. Aus diesen Daten wird – vereinfacht dargestellt – die Düngeempfehlung für den organischen und mineralischen N-Dünger abgeleitet. Vertiefende Informationen zur N-Düngeempfehlung unter Berücksichtigung des organischen Düngers nach BEFU sind dem Anhang 10 zu entnehmen.

Auf Grund der unterschiedlichen Zusammensetzung organischer Dünger kann ihre N-Wirkung beträchtlich schwanken. Dabei spielt auch die Anwendungsdauer eine Rolle. Bei langfristigem Einsatz (> 4 Jahre) nimmt das Mineralisierungspotenzial zu, sodass die N-Wirkung ansteigt. Bei organischen Düngern mit einem hohen löslichen N-Anteil, wie bei Gülle, wird die N-Wirkung darüber hinaus stark vom Ausbringungszeitpunkt bestimmt. Eine gute Stickstoffverwertung ist dann gegeben, wenn die N-Bereitstellung aus der Gülle mit der N-Aufnahme durch die Pflanzen zeitlich übereinstimmt. Das ist in der Regel im Frühjahr der Fall, wenn ein intensives Wachstum der Fruchtarten bei gleichzeitig starker N-Aufnahme einsetzt. In Zeiten mit geringem N-Bedarf sinkt die N-Verwertung und die Verluste steigen an.

Folgende Hinweise zur N-Anrechnung aus flüssigen Wirtschaftsdüngern werden gegeben:

■ Rindergülle:

- bis 5 Jahre: 30-50 % pflanzenbaulich anrechenbarer N-Anteil
- regelmäßig; > 5 Jahre: 50-70 % pflanzenbaulich anrechenbarer N-Anteil

■ Schweine/Geflügel Biogasgülle:

- bis 5 Jahre: 40-60 % pflanzenbaulich anrechenbarer N-Anteil regelmäßig
- >5 Jahre: 60-70 % pflanzenbaulich anrechenbarer N-Anteil

Tabelle 108: Mittlere pflanzenbauliche Wirksamkeit (MDÄ) von Gülle im Ausbringungsjahr

Fruchtart	pflanzenbaulich wirksamer N-Anteil [%] im Ausbringungsjahr											
	Monat											
	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6
Silomais, Körnermais									50	60	60	50
Futter-/Zuckerrüben									55	60		
Kartoffeln									55	60		
Winterraps		50	40					50	60	60		
Winterweizen		30	35	40				50	55	60	50	
Wintergerste		30	35	40	Ausbringungsverbot			50	55	60	50	
Winterroggen/Triticale		30	35	40				50	55	60	50	
Sommerweizen									55	60	50	
Sommerfuttergerste									55	60	50	
Hafer									55	60	50	
Kleegras/Luzerne (50 % Grasanteil)	35	35	40					50	50	50	40	35

Fruchtart	pflanzenbaulich wirksamer N-Anteil [%] im Ausbringungsjahr											
	Monat											
Feldgras	35	35	40	45				50	50	50	40	35
Zwischenfrucht	40	40	30									
Grünland	35	35	40	45	45 ¹⁾			50	50	50	40	35

¹⁾ bis 15.11. Ausbringung möglich

Quelle: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2007)

Nitratgehalte im Boden und N-Bilanzen bei Einsatz von Wirtschaftsdüngern

Auswertungen von REINICKE & WURBS (2012) zu Nitratausträgen landwirtschaftlich genutzter Flächen Sachsen verdeutlichen, dass sich die organische Düngung vorwiegend auf die mittleren Ackerzahlenbereiche konzentriert (Abbildung 58).

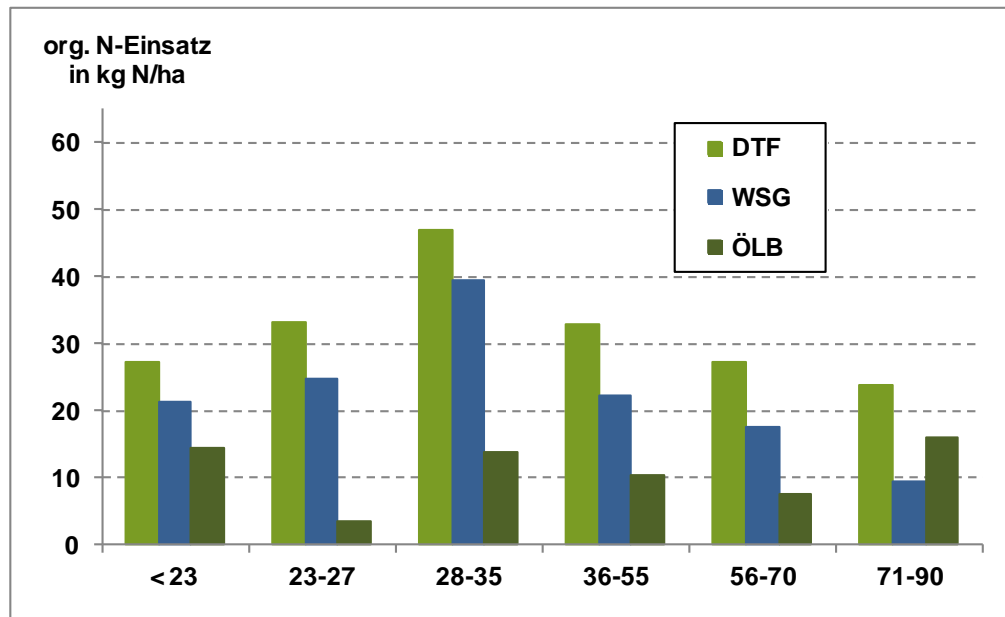


Abbildung 58: Organische Stickstoffdüngung nach Ackerzahlen (Mittelwerte 1992-2010)

Quelle: REINICKE & WURBS (2012)

Untersuchungen der sächsischen Dauertestflächen (DTF) in Zeitreihen seit 1992 zeigen, dass die organischen N-Gaben je Hektar annähernd konstant geblieben sind, während die Zufuhr von Mineralstickstoff und die N-Aufnahme insgesamt angestiegen sind (Abbildung 59).

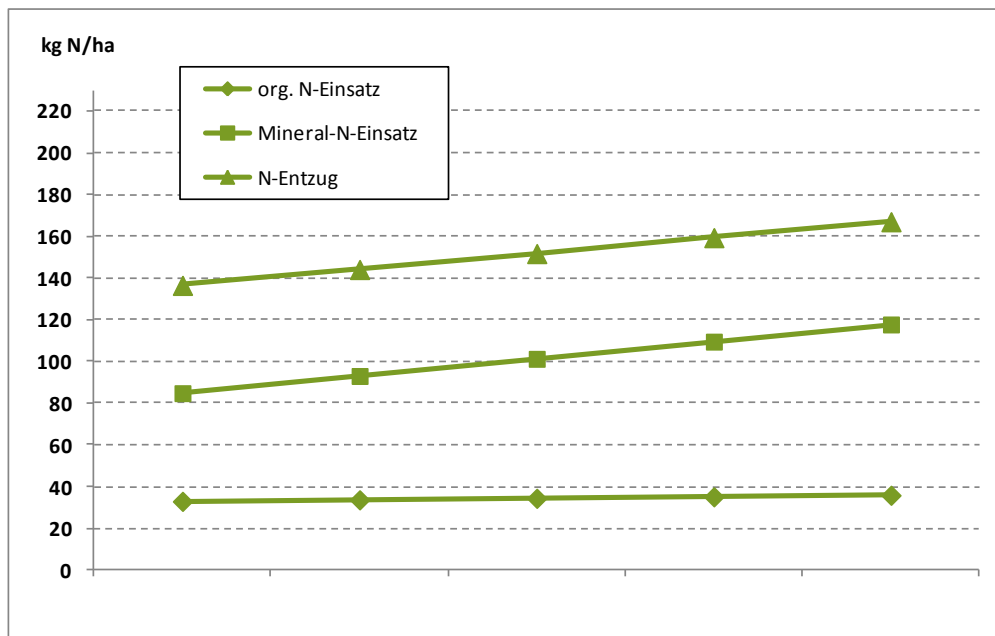


Abbildung 59: Entwicklung der N-Bilanzglieder (rechts) auf den Dauertestflächen

Quelle: REINICKE & WURBS (2012)

Flächen mit organischer Düngung weisen nach REINICKE & WURBS (2012) oft einen N-Überhang auf. Sowohl für die DTF als auch für Wasserschutzgebiete zeigten die Mittelwerte der jährlichen N-Bilanzen (2001-2010) Differenzen von über 70 kg N/ha zwischen Flächen mit und ohne organische Düngung (Abbildung 60). Werden dagegen die langjährigen Bilanzen einer 10-jährigen Fruchtfolge betrachtet, waren zwar auch hier höhere N-Salden auf organisch gedüngten Flächen festzustellen, doch mit einer deutlich geringeren Differenz zu den wenig bzw. nicht organisch gedüngten Flächen (aufgrund der Anrechnung des organischen Düngers in den Folgekulturen). Unterstellt man zusätzlich eine bessere Humusversorgung durch organische Dünger, verringern sich die Unterschiede in der Verlustgefährdung zusätzlich.

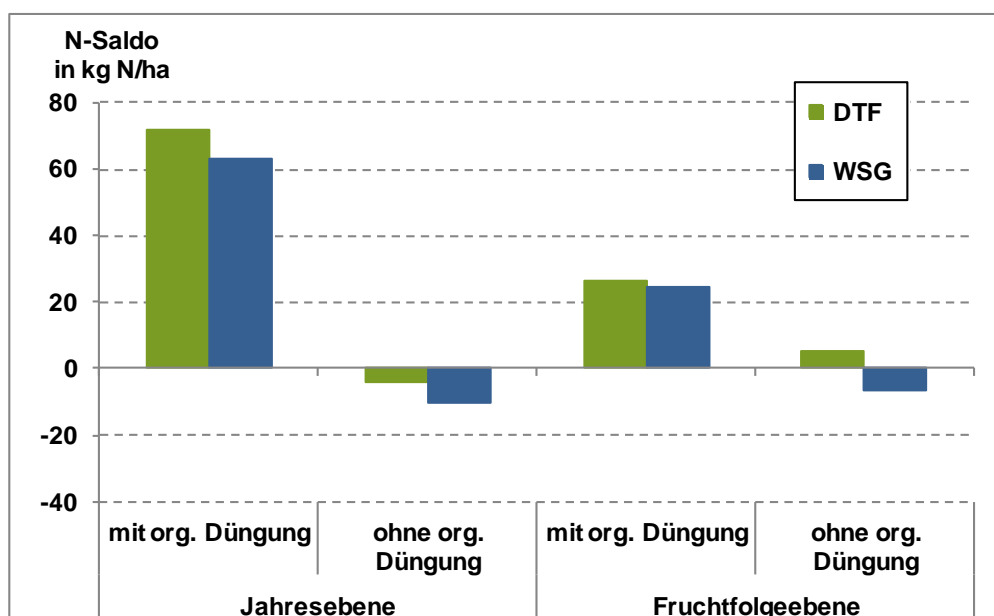


Abbildung 60: Stickstoffsaldo in Abhängigkeit vom Einsatz organischer Dünger (Mittelwerte 2001-2010)

Quelle: REINICKE & WURBS (2012)

Programm „Umweltgerechte Landwirtschaft“

Infolge der Umsetzung des Programms „Umweltgerechte Landwirtschaft“ im Zeitraum 2000-2004 wurden im Programmteil „Umweltgerechter Ackerbau“ Maßnahmen zur Reduzierung von NO₃-N-Emissionen getroffen. Baustein dieser Maßnahme war neben der Reduzierung der N-Düngung allgemein auch der Aspekt der Terminierung der Gülleausbringung im Frühjahr oder Herbst (SMUL 2005). Tabelle 109 zeigt die Umsetzung des Teilprogramms „Umweltgerechter Ackerbau“.

Tabelle 109: Umsetzung der Maßnahmen aus dem Teilprogramm „Umweltgerechter Ackerbau“ 2000-2004

	Maßnahme	Ziel EPLR 2006 [ha]	Ist 2000-2004 [ha]	Zielerfüllung [%]
	Umweltgerechte Landwirtschaft (UL)			
A	Umweltgerechter Ackerbau (UA)	388.250	489.713	126
	davon Ökologischer Ackerbau	15.250	10.400	68

Quelle: SMUL (2009a)

SMUL (2009a) gibt an, dass durch die Maßnahmen zur verbesserten Bodenbedeckung und Düngerreduzierung NO₃-N-Einträge um durchschnittlich 6 kt/Jahr in Sachsen gesenkt werden konnten. Diese Einsparung resultiert jedoch aus der Einsparung der gesamten N-Düngung und ist nicht nur auf die veränderte Terminierung der Gülleausbringung zurückzuführen.

Bewertung Treibhausgasemissionen

Die THG-Emissionen, die im Zuge der Ausbringung von organischen Düngemitteln (Festmist, Flüssigmist) entstehen, werden maßgeblich von

- der Art der Ausbringungstechnik,
- dem Zeitpunkt der Düngegaben sowie
- der Anzahl der Düngegaben

beeinflusst. Dabei spielen die Entstehung von NH₃- und N₂O-Emissionen in unterschiedlicher Höhe eine Rolle. CH₄-Emissionen können ebenfalls kurzfristig auftreten, sind jedoch in gut belüfteten Böden von untergeordneter Bedeutung. N-Verluste werden zusätzlich durch die Entstehung von NO-Emissionen und die Auswaschung von Nitrat nach der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern realisiert. Durch die Einsparung von Emissionen infolge einer effizienten Ausbringungstechnik wird der Düngewert der Wirtschaftsdünger erhöht, die eine Reduzierung der Aufwandmenge zur Folge haben sollten, um N-Verluste an anderer Stelle zu vermeiden. Ein effizienter Einsatz des Wirtschaftsdüngers innerhalb der Wirtschaftsdünger-Kette (z. B. Fütterung, Lagerung, Ausbringung) ermöglicht bei Erhöhung des Düngewertes ebenfalls eine Einsparung von mineralischen Düngemitteln, die wiederum zu einer weiteren Reduzierung von THG-Emissionen führen können. Eine Systembetrachtung ist erforderlich, um das Potenzial der Emissionsminderung entlang der Wirtschaftsdünger-Kette zu realisieren und eine Verschiebung von Emissionen innerhalb des Systems zu vermeiden.

Die CO₂-Emissionen, welche infolge der Ausbringung und des Transportes von organischen Düngemitteln entstehen, werden ebenfalls von der Ausbringungstechnik beeinflusst, sind im folgenden Kapitel allerdings nicht Gegenstand der Bewertung.

Die NH₃-Emissionen werden unmittelbar nach der Ausbringung und in den ersten Tagen danach frei. Gefördert wird die NH₃-Freisetzung durch die Gehalte an Harnstoff, Harnsäure und Ammonium. Hohe Temperaturen, eine geringe Luftfeuchte, Wind, hohe pH-Werte und eine geringe Infiltration in den Boden begünstigen ebenfalls die Freisetzung (DÖHLER et al. 2002; DÖHLER & HORLACHER 2010).

Folgende Tabelle zeigt den Einfluss der Temperatur und die zeitliche Dynamik der NH₃-Emissionen nach der Ausbringung, wenn die Wirtschaftsdünger nicht eingearbeitet werden.

Tabelle 110: Kumulative Ammoniak-Verluste in % des TAN nach der Ausbringung von Rinder- und Schweinegülle auf Ackerflächen mit Breitverteiler ohne Einarbeitung bei unterschiedlichen Temperaturen

Stunden nach Ausbringung	5 °C	10 °C	15 °C ¹⁾	25 °C, auf Stroh
Rindergülle				
1	3	6	10	20
4	10	18	26	65
6	14	25	35	78
12	22	32	43	85
48	30	40	50	90
Schweinegülle				
1	1	2,5	4	15
4	4	6	9	37
6	5	8	11	47
12	8	12	16	60
48	10	20	25	70

¹⁾ Im nationalen Emissionsinventar wird von einer Ausbringung bei 15 °C ausgegangen.

Quelle: DÖHLER et al. (2002), UBA (2010)

Die Entstehung der NH₃-Emissionen infolge der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern beeinflusst die Höhe der indirekten N₂O-Emissionen infolge der N-Deposition und damit die THG-Bilanz der Ausbringungsverfahren.

Ausbringungstechnik

Für die Entstehung der NH₃-Emissionen ist neben der Optimierung der Lagerungsverfahren (Kapitel 3.5.3) die Ausbringungstechnik eine entscheidende Stellschraube, Emissionen zu reduzieren. Insbesondere in den ersten Stunden nach der Ausbringung sind die Emissionen erheblich. Die Tabelle zeigt, dass beispielsweise bei einer Temperatur von 15 °C innerhalb von einer Stunde 10 % des TAN aus Rindergülle verlorengehen können. Nach 48 h hat sich dieser Verlust bereits verfünffacht. Im Vergleich zum Festmist sind die Ammoniakemissionen bezogen auf den TAN-Gehalt höher aufgrund der fehlenden Infiltration des TAN in den Boden. Insgesamt sind die Emissionen jedoch deutlich geringer, weil weniger Ammonium enthalten ist (DÖHLER & HORLACHER 2010 zitiert in FLESSA et al. 2012).

Tabelle 111 zeigt die NH₃-Reduktionspotenziale der verschiedenen Ausbringungstechniken für Rinder, Schweinegülle sowie Rinder-, Schweinemist und Hühnertrockenkot, die derzeit im Rahmen der nationalen Emissionsberichterstattung Verwendung finden. Der Vergleich zu anderen Literaturquellen in FLESSA et al. (2012) zeigt zwar nur geringe Abweichungen, jedoch auch Hinweise, dass der Einsatz der Schleppschlauchtechnik zu keiner oder nur geringer Emissionsreduktion führt.

Tabelle 111: NH₃-Emissionsfaktoren für die Anwendung von Gülle auf Ackerland (TAN-bezogen)

NH ₃ -Emissionsfaktoren für die Anwendung von Gülle auf Ackerland (TAN-bezogen)			Rind		Schwein	
			Reduktion	Emissionsfaktor	Reduktion	Emissionsfaktor
			[%]	[kg kg ⁻¹ NH ₃ -N]	[%]	[kg kg ⁻¹ NH ₃ -N]
Breitverteilung	ohne Einarbeitung	Referenzwert	0	0.50	0	0.25
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 1h		80	0.10	84	0.04
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 4 h		48	0.26	64	0.09
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 6 h		30	0.35	56	0.11
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 24 h		8	0.46	16	0.21
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 48 h		0	0.50	0	0.25
Breitverteilung	kurze Vegetation		0	0.50	0	0.25
Schleppschlauch	ohne Einarbeitung		8	0.46	30	0.18
Schleppschlauch	Einarbeitung innerhalb 1 h		92	0.04	92	0.02
Schleppschlauch	Einarbeitung innerhalb 4 h		70	0.15	76	0.06
Schleppschlauch	Einarbeitung innerhalb 6 h		60	0.20	68	0.08
Schleppschlauch	Einarbeitung innerhalb 24 h		22	0.39	44	0.14
Schleppschlauch	Einarbeitung innerhalb 48 h		8	0.46	32	0.17
Schleppschlauch	kurze Vegetation		0	0.50	0	0.25
Schleppschlauch	Vegetation > 30 cm		30	0.35	50	0.13
Injektion			90	0.05	90	0.03

Quelle: eigene Zusammenstellung nach HAENEL et al. (2012)

Tabelle 112: NH₃-Emissionsfaktoren für die Anwendung von Gülle auf Grünland (TAN-bezogen)

			Rind		Schwein	
			Reduktion	Emissionsfaktor	Reduktion	Emissionsfaktor
			[%]	[kg kg ⁻¹ NH ₃ -N]	[%]	[kg kg ⁻¹ NH ₃ -N]
Breitverteilung	kurze Vegetation	Referenz	0	0.60	0	0.30
Schleppschlauch	kurze Vegetation		10	0.54	30	0.21
Schleppschuh			40	0.36	60	0.12
Schlitzverfahren			60	0.24	80	0.06

Quelle: eigene Zusammenstellung nach HAENEL et al. (2012)

Tabelle 113: NH₃-Emissionsfaktoren für die Anwendung von Festmist (Rind, Schwein) auf Acker- oder Grünland (TAN bezogen)

				Rind		Schwein	
				Reduktion	Emissionsfaktor	Reduktion	Emissionsfaktor
				[%]	[kg kg ⁻¹ NH ₃ -N]	[%]	[kg kg ⁻¹ NH ₃ -N]
Breitverteilung	ohne Einarbeitung	Ackerland, Grünland	Referenz	0	0.90	0	0.90
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 1 h	Ackerland		90	0.09	90	0.09
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 4 h	Ackerland		50	0.45	50	0.45
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 24 h	Ackerland		0	0.90	0	0.90
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 48 h	Ackerland		0	0.90	0	0.90

Quelle: eigene Zusammenstellung nach HAENEL et al. (2012)

Tabelle 114: NH₃-Emissionsfaktoren für die Anwendung von Geflügelfestmist auf Acker- oder Grünland (TAN-bezogen)

		Reduktion verglichen zur Referenz	Verluste
		[%]	[% UAN]
Breitverteilung	ohne Einarbeitung	Referenz	90
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 1 h	100	0
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 4 h	80	18
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 6 h	61	35
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 12 h	56	40
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 24 h	50	45
Breitverteilung	Einarbeitung innerhalb 48 h	0	90

Quelle: eigene Zusammenstellung nach HAENEL et al. (2012)

Diese Emissionsfaktoren werden ebenfalls zur Berechnung der derzeitigen Ist-Situation der Klimaschutzleistung in Sachsen verwendet. Die Tabellen zeigen, dass die größten Einsparungspotenziale in der Ausbringungstechnik bei Gülle für die NH₃-Emissionen in der Gülleinjektion auf Ackerflächen liegen. Es wird deutlich, dass durch die Injektion von Rinder- und Schweinegülle auf Ackerflächen bis zu 90 % der NH₃-Emissionen reduziert werden können. Laut FLESSA et al. (2012) besteht allerdings Forschungsbedarf hinsichtlich der N₂O-Bildung bei Injektionsverfahren. Eine Differenzierung der Ausbringungsemissionen in Bezug auf die Biogasgärreste kann nachzeitigem Stand des Wissens nicht erfolgen. Gärreste weisen in ihren Wirksamkeiten aufgrund ihrer vielfältigen und unterschiedlichen Ausgangsmaterialien große Variabilitäten auf. Die zum Teil hohen TAN-Gehalte und pH-Werte können zu erhöhten Ammoniakemissionen führen, die jedoch durch die bessere Fließfähigkeit und Infiltration in den Boden kompensiert werden können. FLESSA et al. (2012) empfiehlt, als erste Näherung die Emissionsfaktoren für Schweinegülle zu nutzen. Die Emissionen aus dem Einsatz von Biogasgärresten werden in Kapitel 2.2.2.2 näher betrachtet.

Direkte N₂O-Emissionen werden nach der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern hauptsächlich von denitrifizierenden Prozessen bestimmt. Sie können noch Monate nach der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern entstehen, z. B. nach der Bodenbearbeitung, in Perioden mit Frost-Tau-Zyklen, nach Anstieg des Wassergehaltes (FLESSA et al. 2012). Damit können im Jahresverlauf die Einspareffekte durch effizientere Ausbringungstechniken durch eine ggf. erhöhte Aufwandmenge

ausgeglichen bzw. aufgehoben werden. Daher ist für die Bilanzierung der gesamten N₂O-Emissionen neben den Standortfaktoren entscheidend, wie hoch der N-Eintrag ist. Wie hoch die direkten N₂O-Emissionen während der Ausbringung entsprechend der Anwendung verschiedener Verfahren sind, ist bisher unklar und wird daher auch im Rahmen der nationalen Emissionsberichterstattung bisher nicht differenziert. Die Literaturzusammenstellung von FLESSA et al. (2012) zeigt, dass erhöhte Lachgasemissionen durch den Einsatz von Injektionsgeräten gegenüber breitflächiger Verteilung von Düngern entstehen können. Ähnliche Tendenzen gibt es auch für die Schleppschlauchausbringung.

Zeitpunkt der Düngegaben

Eindeutig ist, dass sowohl NH₃- als auch N₂O-Emissionen auf unbewachsenen Flächen durch die sofortige Einarbeitung deutlich reduziert werden können. Dies ist im Herbst kurz vor der Aussaat der Winterfrucht möglich. Nach WEBB et al. (2012) können hierdurch am effektivsten N-Verluste in Form von NH₃- und N₂O-Emissionen vermieden werden. Durch die Einarbeitung innerhalb von einer Stunde können bei der Ausbringung von Rinder- und Schweinegülle 80 und 84 % der NH₃-Emissionen reduziert werden. Auch die sofortige Einarbeitung (1 h) von Festmist führt bei Rinder- und Schweinemist zu einer NH₃-Reduktion von bis zu 90 % und bei Hühnerkot zu einer vollständigen Reduzierung der NH₃-Emissionen (100 %). Diese hohe Emissionseinsparung führt zur Erhöhung des Düngewertes der Wirtschaftsdünger und damit auch zur Erhöhung der N-Gutschrift. Effizientere Ausbringungstechniken und kurze Einarbeitungszeiten wirken sich doppelt positiv auf die Klimabilanz aus. Daher ist auf eine breitflächige Ausbringung von Wirtschaftsdüngern zu verzichten und die sofortige Einarbeitung, die laut Düngeverordnung innerhalb von 4 h verpflichtend ist, anzustreben. Zielkonflikte bestehen aus Sicht des Wasserschutzes hinsichtlich der Einarbeitung und vor allem Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf unbewachsenen Flächen im Herbst. Laut OSTERBURG & RUNGE (2007) können die Herbst N_{min}-Werte bei der Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte je nach Folgekultur um 20-40 kg N erhöht sein. Weil häufig kein N-Bedarf besteht und der angebotene Stickstoff nur in relativ geringen Mengen von den Kulturarten genutzt werden kann, können N-Verluste über den Winter durch Auswaschung und gasförmige Verluste entstehen (CASSMAN et al. 2002; OSTERBURG & RUNGE 2007; FLESSA et al. 2012). Einen geringen Bedarf an Stickstoff im Herbst kann es bei geringen N- und Humusgehalten des Bodens geben oder wenn die Aussaat sehr dicht auf eine strohreiche Vorfrucht erfolgt (z. B. SMUL 2005). Der Verzicht auf die Herbstdüngung der Ackerkulturen birgt auch deshalb ein großes Potenzial der THG-Minderung, weil in Regionen Deutschlands mit ausgeprägten Winterfrösten im Mittel über einige Jahre 50 % und in Extremfällen 89 % der gesamten Jahres-N₂O-Emissionen im Winter frei werden, die wiederum abhängig von den Nitratgehalten im Boden sind (KAISER & RUSER 2000; RUSER 2008; FLESSA et al. 1995).

Im Grünland sind N-Gaben im Herbst als weniger kritisch anzusehen. FLESSA et al. (2012) fassen Literaturquellen zusammen, die zeigen, dass die Gülleausbringung im späten Herbst oder im Winter keine grundsätzlich schlechteren N-Wirksamkeiten mit sich bringen müssen als Frühjahrsgaben. Weil es jedoch auch zu negativen Umweltwirkungen kommen kann wie die Gefahr der Abschwemmung auf gefrorenem Boden und die Freisetzung von erhöhten Lachgasemissionen durch die erhöhte N-Verfügbarkeit nach der Düngung beim Auftreten von Frost-Tau-Wechseln, ist eine gesicherte allgemeine Bewertung für die späte WD-Ausbringung auf Grünland noch nicht möglich. Eine Erhöhung der N-Wirksamkeit vor allem in den Sommermonaten kann durch eine effizientere Ausbringungstechnik im Grünland durch das Schleppschuhverfahren und der Ausbringung der Wirtschaftsdünger in den Abendstunden bei geringeren Temperaturen erreicht werden. Die NH₃-Emissionen werden bei der Ausbringung von Rinder- und Schweinegülle mit dem Schleppschuhverfahren im Vergleich zur breitflächigen Verteilung um 40 bis 60 % reduziert.

Die Abbildung 57 zu den Zeiträumen der Gülleausbringung im Abschnitt „Status quo“ zeigt, dass die Gülle auf Ackerflächen in Sachsen im Jahr 2010 mit 84 % hauptsächlich im Februar bis September ausgebracht wurde. Etwa 16 % der Gülle wurden in den Herbstmonaten auf Ackerland ausgebracht. Unter der Annahme, dass diese Menge, die zuvor innerhalb von 4 h im Herbst eingearbeitet wurde, im Frühjahr zu Winterrungen mit Schleppschläuchen in den Bestand ausgebracht wird, erhöhen sich die NH₃-Emissionen um 34-40 % (Tabelle 115). Dies hat zur Folge, dass durch die Verlagerung der Herbstgülle ins Frühjahr die N-Austräge im Herbst in Form von höheren Auswaschungsverlusten reduziert wären, was aus Sicht des Wasserschutzes positiv zu bewerten wäre, sich die THG-Emissionen jedoch erhöhen würden. Allerdings hätte die Ausbringung im Herbst ggf. auch höhere Herbst-N_{min}-Werte zur Folge, die über den Ansatz von IPCC (1996/2006) von 30 % Auswaschungsverlusten des N-Eintrages hinausgehen würden und somit auch zu höheren indirekten N₂O-Emissionen führen würden. Zu vermuten ist, dass im Herbst die N-Verluste, die durch höhere N-Auswaschungsverluste und ggf. höhere N₂O-Emissionen im Zuge der Frost-Tau-Zyklen, aber geringeren NH₃-Verluste durch mögliche Einarbei-

tung der Gülle ähnlich hoch sind wie die N-Verluste, die nach Gabe der Frühjahrgülle durch höhere NH₃-Verluste aufgrund der fehlenden Einarbeitung im Bestand entstehen können. Es besteht allerdings Forschungsbedarf, um diese These zu erhärten und etwaige Synergien und Dissynergien zwischen Wasser- und Klimaschutz zu kennzeichnen. In der Wahl des Ausbringungszeitpunktes ist abzuwägen, wie effizient der verfügbare Stickstoff von den Pflanzen im Herbst genutzt werden kann, um Auswaschungsverluste und N₂O-Emissionen über die Wintermonate zu vermeiden. Denn die hohen Reduktionspotenziale von bis zu 64 % durch die Einarbeitung der Gülle (Schwein) auf unbewachsenen Flächen können durch die ineffiziente Nutzung des Stickstoffs im Herbst kompensiert werden. Die Gülleinjektion hingegen ist auch im Frühjahr im Bestand möglich und führt sowohl im Herbst als auch im Frühjahr zu einer Reduktion der NH₃-Emissionen um 90 %.

Tabelle 115: Veränderung der NH₃-Emissionen durch Verschiebung der Herbstgülle in das Frühjahr mit unterschiedlichen Ausbringungsverfahren

Wirtschaftsdünger	Rindergülle	Schweingülle
	Reduktionspotenzial EF [%]	
Referenz: Breitverteilung ohne Einarbeitung	0	0
Winterung		
EF _{NH3} „Einarbeitung innerhalb 4 h“ Herbstgülle	48	64
EF _{NH3} „Schleppschlauch ohne Einarbeitung“ Frühjahrgülle	8	30
EF _{NH3} „Injektion“ Herbst/Frühjahrgülle	90	90
Erhöhung der NH ₃ -Emissionen (Vergleich Herbst/Frühjahrgülle mit/ohne Einarbeitung)	40	34
Gleichbleibende NH ₃ -Emissionen (Injektion Herbst/Frühjahrgülle)	90	90

Anzahl der Düngegaben

Aus pflanzenbaulichen Gesichtspunkten besteht der Konsens, dass zur besseren N-Aufnahme und -verwertung von Nährstoffen durch die Kulturpflanzen die Düngegaben gesplittet werden sollten. Eine bedarfsgerechte Düngung ermöglicht eine Verbesserung der N-Effizienz und die Minderung von N-Überschüssen, die wiederum eine Minderung von THG-Emissionen zur Folge haben. FLESSA et al. (2012) fassen zusammen, dass es von mehreren Faktoren wie der Kulturart, der Düngerform, der Art der Ausbringung und dem Boden abhängt, ob gesplittet Gaben oder einmalig Gaben emissionsärmer sind. CO₂-Minderungspotenziale können bei der Einsparung der mehreren Überfahrten bei nur einer Düngegabe entstehen. Pro eingesparter Überfahrt ist mit einer Emissionsminderung von 2,5 kg CO₂-Äquivalent/ha (FLESSA et al., 2012) zu rechnen.

Eine einmalige Düngegabe vor oder während der Aussaat ist bei einer Depot-Düngung wie bei der CULTAN-Düngung (Controlled Uptake Long Term Ammonium Nutrition) möglich. Dieses Verfahren bietet durch das kombinierte Verfahren mit der konservierenden Bodenbearbeitung eine Emissionsminderung durch den geringeren Dieselverbrauch von rund 7,8 kg CO₂-Äquivalent/ha auch eine Reduzierung der Emissionen durch eine geringere N-Aufwandmenge. KÜCKE (2001); KÜCKE et al. (2010) und RICHTER (2009) zeigen, dass durch eine bessere Verwertung der N-Düngung die N-Aufwandmengen um 20 bis 25 % ohne Ertragseinbußen verringert werden können. Nach REINICKE & WURBS (2012) wird empfohlen, den Winterweizen mit bis zu 165 kg /ha zu düngen. Bei einer Reduzierung der Düngeaufwandmenge um 25 % auf rund 123 kg N/ha ergibt sich eine THG-Emissionsminderung von 630 kg CO₂-Äquivalent/ha und Jahr. Einhergehend mit der geringeren N-Aufwandmenge zeigen OSTERBURG & RUNGE (2007) zusätzlich, dass die Herbst-N_{min}-Werte durch Einsatz des CULTAN-Verfahrens um bis zu 20 kg N reduziert werden können, was sich wiederum positiv auf den Grundwasserschutz auswirken kann.

Ein weiteres auf die Nitrifikationshemmung ausgerichtete Verfahren ist der Einsatz von Nitrifikationshemmern in organischen als auch mineralischen Düngemitteln. Eingesetzt werden Nitrifikationsinhibitoren (NI) in der Flüssigmistdüngung oder auch der Düngung mit Biogasgülle. Relativ verbreitet ist der Einsatz von „Piadin“ in der Gülle. Der Einsatz von Nitri-

kationshemmern bewirkt die Hemmung der mikrobiellen Oxidation von Ammonium/Ammoniak durch Nitrosomas spp. über verschiedene Zwischenschritte zum Nitrit, welches durch Nitrobacter spp. in einem weiteren Reaktionsschritt zum Nitrat oxidiert wird (SUBBARAO et al. 2006; WAGNER 2001). Die umfangreiche Literaturanalyse von FLESSA et al. (2012) zeigt, dass der Einsatz von NI ein N₂O-Emissionsminderungspotenzial von 0-97 % aufzeigt. Die mittlere N₂O-Emissionsminderung betrug nach der Metaanalyse von AKIYAMA et al. (2010) 35 %. Allerdings wurde häufig nicht der gesamte Jahresverlauf nach Einsatz von NI beprobt. Aufgrund der fehlenden Langzeitstudien, die den Emissionsverlauf während des gesamten Jahresverlaufs inklusive der Frost-Tau-Zyklen und der Fruchtfolge abbilden, ist keine eindeutige Aussage zur Klimawirksamkeit von NI möglich (RUSER et al. 2008; FLESSA et al. 2012).

Weitere Nebeneffekte und Wechselwirkungen

Ammoniakemissionen, die hauptsächlich bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern bedeutsam sind, sind nicht nur indirekt als indirekte N₂O-Emissionen klimawirksam, sondern können zur Versauerung und Eutrophierung von Ökosystemen und zu Veränderungen und Verlusten der Biodiversität führen. Zudem können sie als Vorläufer von Feinstäuben gesundheitsschädigend wirken. Eine Reduzierung der reaktiven N-Emissionen durch eine verbesserte Ausbringungstechnik führt nicht nur zu einer Einsparung von Emissionen, sondern auch zu einer Reduzierung der N-Aufwandmenge, was wiederum dem Wasserschutz zugute kommt. Allerdings ergeben sich Dissynergien, wenn die Einarbeitungsmöglichkeit von Wirtschaftsdüngern im Herbst zu einer hohen Emissionsminderung führt, jedoch aus Sicht des Wasserschutz hohe Herbst-N_{min}-Werte aufgrund der Herbstbegüllung und folglich ineffizienten N-Ausnutzung des Pflanzenbestandes zu einer Belastung des Grundwassers führen können.

Ist-Situation der Klimaschutzleistung in Sachsen

Um die Klimaschutzleistung der im Jahr 2010 angewandten Ausbringungstechnik und Einarbeitungszeiten zu bewerten, wurde mit Hilfe der Abschätzung des LfULG (2013b) der Status quo der Ausbringungstechnik zum Referenzzeitraum 2007 gewählt. Fehlende Werte werden anteilig an den Verfahren korrigiert bzw. es wurde angenommen, dass die gute fachliche Praxis umgesetzt bzw. das bestmögliche Verfahren eingesetzt wurde, um den N-Wert der Wirtschaftsdünger optimal auszunutzen. Folgende Abschätzungen zu der in Sachsen angewandten Ausbringungstechnik wurden den folgenden Berechnungen zugrundegelegt:

Tabelle 116: Abschätzung der Ausbringungsverfahren und Einarbeitungszeiten in Sachsen in den Jahren 2007/2010 für Flüssigmist

Flüssigmist	Ausbringung 2007		Ausbringung 2010	
	Rindergülle	Schweinegülle	Rindergülle	Schweinegülle
	[%]			
Breitverteiler, Einarbeitung innerhalb 1 h	43	1	2	1
Breitverteiler, Einarbeitung innerhalb 24 h	27	1	40	1
Breitverteiler, kurze Vegetation	0	13	0	8
Schleppschlauch, Einarbeitung innerhalb 1 h	6	15	3	10
Schleppschlauch, Einarbeitung innerhalb 24 h	6	14	3	9
Schleppschlauch, kurze Vegetation	0	21	0	16
Injektion Güllegrubber (Acker)	0	36	32	56
Breitverteiler Grünland	1	0	15	0
Schleppschuh Grünland	1	0	5	0
Schlitzverfahren Grünland	16	0	2	0

Tabelle 117: Abschätzung der Ausbringungsverfahren und Einarbeitungszeiten in Sachsen in den Jahren 2007/2010 für Festmist

Festmist	Ausbringung 2007			Ausbringung 2010		
	Rindermist	Schweinemist	Geflügelmist	Rindermist	Schweinemist	Geflügelmist
	[%]					
Miststreuer, ohne Einarbeitung	0	12	14	0	0	0
Miststreuer, Einarbeitung innerhalb 1 h	44	48	0	44	12	5
Miststreuer, Einarbeitung innerhalb 12 h	0	0	86	0	18	20
Miststreuer, Einarbeitung innerhalb 24 h	44	40	0	44	70	75
Miststreuer auf Grünland	12	0	0	12	0	0

Die Ausbringungstechnik sowie die Einarbeitungszeiten bestimmen je nach Wirtschaftsdüngerart die Entstehung von NH₃-Emissionen und damit auch indirekt die N₂O-Emissionen über die Deposition. Weil die NH₃-Emissionen je nach NH₄-N-Gehalt der Wirtschaftsdünger in unterschiedlicher Höhe entstehen, wurden nach KTBL (2009) folgende NH₄-N-Gehalte zugrunde gelegt:

- Rindergülle 50 %, Schweinegülle 67 %
- Rinder-, Schweinemist 10 %, Geflügelmist 40 %

Die N-Mengen, die nach der Lagerung der Wirtschaftsdünger ausgebracht werden, wurden für die Jahre 2007 und 2010 der Auswertung nach HAENEL et al. (2012) (ohne Berücksichtigung von Gärrestgülle) abzüglich der Lagerungsverluste, die in Kapitel 1.1.2 errechnet wurden, entnommen. Hierbei wurde unterstellt, dass die Lagerungsverluste in den Jahren 2007 und 2010 auf einem ähnlich hohen Niveau liegen. Die Emissionsfaktoren, die zur Verrechnung genutzt wurden, entsprechen der nationalen Emissionsberichterstattung. Folgende Tabelle zeigt die THG-Emissionen, die je nach Verwendung der Ausbringungsverfahren in Sachsen in den Jahren 2007 und 2010 entstehen.

Tabelle 118: THG-Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in den Jahren 2007 und 2010

THG-Emissionen aus der Ausbringung von Flüssigmist [kt CO ₂ e/a]		
	2007	2010
Rinder-/Schweinegülle	16	20
THG-Emissionen aus der Ausbringung von Festmist [kt CO ₂ e/a]		
Rinder-/Schweine und Geflügelmist	3	3
Summe	19	23

Quelle: eigene Berechnungen nach HAENEL et al. (2012), LfULG (2013b), KTBL (2009)

Die Verbesserung der Ausbringungstechnik hat im Vergleich zwischen 2007 und 2010 zu keiner Reduzierung der NH₃-Emissionen bzw. THG-Emissionen geführt. Unter Berücksichtigung des Schätzungsfehlers zu den unterschiedlichen Ausbringungstechniken ist allerdings anzunehmen, dass die Emissionen auf ähnlichem Niveau entsprechend der Auswertung der Daten von HAENEL et al. (2012) liegen. Die berechneten Ausbringungsemissionen entsprechen der Größenordnung von 20 kt CO₂-Äquivalent (aus NH₃), die ebenfalls aus HAENEL et al. (2012) in Kapitel 2.4 für die Jahre 2007 und 2010 abgeleitet wurden. Eine N-Gutschrift durch die Erhöhung des N-Wertes, die nach der Düngung in den Boden eingetragen wird und damit zur einer Reduzierung der mineralischen Düngung bei Anrechnung des höheren N-Eintrages durch die Wirtschaftsdünger in der Düngeplanung führt, kann daher nicht berechnet werden. Wird jedoch davon ausgegangen, dass sich entsprechend der Daten von HAENEL et al. (2012) die Emissionen aus der Ausbringung im Jahr 1990 von 48 kt/Jahr CO₂-Äquivalenten auf 20 kt/Jahr CO₂-Äquivalenten im Jahr 2010 reduziert haben, ist mit einer Einsparung der THG-

Emissionen durch die Anrechnung der N-Gutschrift zu rechnen. Durch die verbesserte Ausbringung innerhalb dieses Zeitraumes hat sich der N-Wert des Wirtschaftsdüngers um 42 % erhöht. Bei Anrechnung dieses erhöhten N-Wertes in der Düngeplanung wäre eine Einsparung der mineralischen N-Düngung möglich gewesen und damit auch eine Einsparung der Emissionen, die zur Bereitstellung der mineralischen Dünger entstehen. Zusätzlich können damit 29 kt/Jahr CO₂-Äquivalente aus der Reduzierung des Einsatzes von mineralischen Düngern eingespart werden.

Tabelle 119: Reduzierung der THG-Emissionen durch Anrechnung der N-Gutschrift und optimierter Ausbringungstechnik

	1990	2010
THG-Emissionen in kt CO ₂ e/a	48	20
Klimaschutzleistung in kt CO ₂ e/a		28
NH ₃ in t NH ₃ -N/a	9.920	4.139
Erhöhung des N-Wertes in den Wirtschaftsdüngern in t N/a		5.781
Klimaschutzleistung in kt CO ₂ e/a infolge der N-Gutschrift und Einsparung von mineralischen N-Düngemitteln		29

In der Summe ergibt sich für die angewandten Ausbringungstechniken in Sachsen für das Jahr 2010 im Vergleich zum Jahr 2007 keine Klimaschutzleistung, weil die Emissionen für diese Jahre auf einem ähnlich hohen Niveau liegen. Auch eine N-Gutschrift kann nicht angerechnet werden. Wird jedoch auf die reine Auswertung der Daten von HAENEL et al. (2012) zurückgegriffen, ergibt sich im Vergleich zum Jahr 1990 in 2010 eine Klimaschutzleistung von 28 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr infolge der Verbesserung der Ausbringungstechnik und Einarbeitungszeiten. Zusätzlich hätte durch die Anrechnung der N-Gutschrift eine Klimaschutzleistung von 29 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr erreicht werden können.

Fazit

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Klimaschutzleistung durch die Einsparung von Emissionen während der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern bei **57 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr** liegen kann, wenn die Jahre 1990 und 2010 verglichen werden. Ein Vergleich der Jahre 2007 und 2010 lässt keine Aussagen zu einer erreichten Klimaschutzleistung zu. Es ist jedoch nicht klar, ob der höhere N-Wert der Gülle in der Düngeplanung auch angerechnet wurde und ob tatsächlich von einer Einsparung von Mineraldüngern und damit der Einsparung von THG-Emissionen ausgegangen werden kann.

2.3.4 Zwischenfruchtanbau/Untersaat/Grünstreifen auf Ackerland/bodenschonender Ackerfutterbau

Status quo

Eine Übersicht aller derzeit geförderten landwirtschaftlichen Maßnahmen zur Reduzierung von Stoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer ist dem Kap. 2.3.2 zu entnehmen (Richtlinie AuW/2007). An dieser Stelle werden die folgenden Maßnahmen vertiefend erläutert.

- Zwischenfruchtanbau (S1)
- Untersaaten (S2)
- Grünstreifen auf Ackerland (S5)
- Bodenschonender Ackerfutteranbau (S6)

Vorrangig sind die Maßnahmen dem Boden- und Gewässerschutz zuzuordnen. Im Rahmen dieser Studie erfolgt eine Bewertung im Hinblick auf ihre möglichen Treibhausgasreduzierungsspotenziale.

Übersicht der flächenmäßigen Ausdehnung

Tabelle 120 bietet eine Übersicht der Entwicklung der geförderten Anbauflächen im Zeitraum 2008 bis 2011. Deutlich wird, dass die Maßnahme S1 Zwischenfruchtanbau mit 27.579 ha Maßnahmenfläche im Jahr 2010 die größte Flächenwirksamkeit erzielt. Das Flächenpotenzial dieser Maßnahme ist jedoch mit 41 % noch nicht ausgeschöpft. Den zweitgrößten Flä-

chenumfang nimmt mit 16.006 ha im Jahr 2011 die Maßnahme S6 Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren des Ackerfutterbaus ein. Hier wurde die in der EPLR formulierte Zielvorgabe mit 160 % schon deutlich überschritten. Auch die Maßnahme S5 Anlage von Grünstreifen auf Ackerflächen übertraf mit 8.423 ha im Jahr 2011 schon die EPLR Zielvorgaben. Weniger Akzeptanz zeigte die Maßnahme S2 Untersaaten, die mit 304 ha im Jahr 2011 erst 37 % der im EPLR formulierten Zielfläche erreichte.

Tabelle 120: EPLR-Zielvorgabe und Realisierungsstände der geförderten landwirtschaftlicher Maßnahmen Zwischenfruchtanbau, Untersaaten, Anlage von Grünstreifen und Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren des Ackerfutterbaus

Maßnahme	Zielvorgabe EPLR ¹⁾ [ha]	2008 [ha]	2009 [ha]	2010 [ha]	2011 [ha]	Zielerfüllung ¹⁾ [% zur Zielvorgabe]	
						2010	2011
S1 Ansaat von Zwischenfrüchten	40.000	14.746	15.011	24.360	27.579	61 %	69 %
S2 Untersaaten	750	302	172	275	304	37 %	41 %
S5 Anlage von Grünstreifen ²⁾	800	-	-	663	842	83 %	105 %
S6 Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren des Ackerfuf- terbaus	10.000	-	-	9.579	16.006	96 %	160 %

Quelle: ¹⁾ gemäß 4. Änderung des EPLR (SMUL: 2008a, 2011, 2012a); ²⁾ Abweichungen zu den Zahlen der Tabelle 3 sind dadurch begründet, dass die Maßnahmen nicht nur direkt am Gewässer (Gewässerrandstreifen) umgesetzt werden, sondern auch auf sonstigen Ackerflächen. Die hier dargestellten Zahlen zeigen den gesamten Umsetzungsstand der Maßnahmen (LfULG 2012e).

Hinweis: Gesamtliste stoffeintragsmindernde Maßnahmen siehe Kapitel 2.3.3

Beschreibung der Maßnahmen (SMUL 2009a)

Zwischenfruchtanbau (S1): Die Ansaat von Zwischenfrüchten als aktive Ansaat von einer oder mehreren Fruchtarten nach Ernte der Hauptfrucht verfolgt das Ziel einer optimalen Bodenbedeckung während des vorgegebenen Zeitraumes zur Minimierung von Stoffeinträgen in das Grund- und Oberflächenwasser, der Verminderung der Bodenerosion, des präventiven Hochwasserschutzes auf Ackerflächen sowie zum Klimaschutz und zur Minderung der Folgen des Klimawandels (Humusabbau, Erosion). Folgende Zuwendungsvoraussetzungen sind u. a. zu erfüllen:

- Ansaat von Zwischenfrüchten nach Ernte der Hauptfrüchte, die nicht vor dem 16. Februar des Folgejahres umgebrochen werden
- Begrünung von jährlich 5 % der zum Zeitpunkt der bei Antragstellung in der Gebietskulisse „WRRL/Hochwasserschutz/Klimawandel“ bestehenden Acker oder Dauerkulturlfläche über Winter durch Aussaat von Zwischenfrüchten nach Ernte der Hauptfrucht
- Beweidungsverbot vom Zeitpunkt der Ansaat der Zwischenfrüchte bis zum 16. Februar des Folgejahres auf den nach dieser Maßnahme bewirtschafteten Flächen
- kein Einsatz von PSM vom Zeitpunkt der Ansaat der Zwischenfrüchte bis zum 16. Februar des Folgejahres auf den nach dieser Maßnahme bewirtschafteten Flächen

Untersaaten (S2): Beschreibung der Maßnahme laut SMUL (2009a): Die Untersaat als aktive Ansaat von einer oder mehreren Fruchtarten unter eine Deckfrucht dient dem Ziel der Sicherung einer optimalen Bodenbedeckung während des vorgegebenen Zeitraumes, der Minimierung von Stoffeinträgen in das Grund- und Oberflächenwasser sowie der Verminderung der Bodenerosion und des präventiven Hochwasserschutzes auf Ackerflächen. Eine Selbstbegrünung ist nicht gestattet. Folgende Zuwendungsvoraussetzungen sind u. a. zu erfüllen:

- Untersaaten, die nach Ernte der Deckfrüchte nicht vor dem 16. Februar des Folgejahres umgebrochen werden
- Untersaaten in Mais, die vor Aussaat einer nachfolgenden Winterhauptfrucht umgebrochen werden können

- Begrünung von jährlich 5 % der zum Zeitpunkt bei der Antragstellung in der Gebietskulisse „WRRL/Hochwasserschutz/Klimawandel“ bestehenden Acker- oder Dauerkulturlfläche über Winter durch Ansaat von Untersaaten
- Beweidungsverbot vom Zeitpunkt der Ernte der Deckfrüchte bis zum 16. Februar des Folgejahres auf den nach dieser Maßnahme bewirtschafteten Flächen (außer bei Untersaaten in Mais)
- kein Einsatz von PSM vom Zeitpunkt der Ernte der Deckfrüchte bis zum 16. Februar des Folgejahres auf den nach dieser Maßnahme bewirtschafteten Flächen (außer bei Untersaaten in Mais)

Grünstreifen auf Ackerland (S5): Die Maßnahme „Anlage von Grünstreifen auf dem Ackerland“ soll der neuen Herausforderung „Wassermanagement“ Rechnung tragen. Sie dient vor allem dem Gewässer-, Boden-, Klima- und Naturschutz sowie dem vorbeugenden Hochwasserschutz. Folgende Zuwendungsvoraussetzungen sind u. a. zu erfüllen:

- Anlage von Grünstreifen mit einer Breite von mind. 6 m und höchstens 50 m
- Anlage und Pflege mit Ansaatmischungen folgender Kulturarten: Klee gras, Acker gras
- entstandene Bestandslücken sind durch Nachsaat zu schließen
- Verzicht auf Dünger und Pflanzenschutzmittel
- Die geförderten Flächen sind mindestens einmal während der Vegetationsperiode zu mähen oder zu mulchen.
- Maßnahme wird nur bis zu einer Flächengröße von maximal 5 ha des Einzelschlages gefördert

Bodenschonender Ackerfutteranbau (S6): Die Maßnahme „Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren des Ackerfutterbaus“ soll der neuen Herausforderung „Klimawandel“ Rechnung tragen. Sie dient vor allem dem Klima-, Boden- und Gewässerschutz. Folgende Zuwendungsvoraussetzungen sind u. a. zu erfüllen:

- In jedem Jahr sind auf mindestens 10 % der zum Zeitpunkt der Antragstellung bestehenden Ackerfläche des Betriebes, mindestens jedoch auf 2 Hektar Ackerfutterpflanzen außer Silomais, Getreide oder Futterrüben als Hauptfrüchte anzubauen und zu ernten.
- Auf der beantragten Fläche können Leguminosen nur im Gemisch mit Gräsern angebaut werden, bei kleinkörnigen Leguminosen (u. a. Klee, Luzerne) ist der Anbau auch in Reinsaat möglich.
- Die abgeerntete Ackerfutterfläche darf nicht vor dem 16. Februar des auf die Ansaat folgenden Jahres umgebrochen werden.

Für alle Maßnahmen gilt zudem, dass der Umfang der Dauergrünlandfläche des Betriebes insgesamt außer in Fällen des Besitzerwechsels, der mehrjährigen Stilllegung oder der Erstaufforstung derselben nicht verringert werden darf.

Vertiefung N-Zwischenfruchtanbau unter sächsischen Anbaubedingungen

Untersuchungen zum Zwischenfruchtanbau von SCHMIDT et al. (2012) unter sächsischen Anbaubedingungen zeigen hohe Biomasseaufwüchse (bis ca. 400 dt/ha Frischmasse) und sehr hohe N-Erträge (bis zu 150 kg N/ha) in den Aufwüchsen. Im Untersuchungs jahr 2011 waren die Zwischenfrüchte und Gemenge in der Lage, den gebundenen Stickstoff über den Winter zu konservieren und somit vor Auswaschung zu schützen. Die Ergebnisse zeigen, dass zu Vegetationsbeginn der wesentliche Stickstoff in der oberen Bodenschicht (0-30 cm) vorgefunden wurde. Bei den in Sachsen häufig angebauten Zwischenfrüchten Gelbsef, Ölettich und Phacelia liegt die Stickstoffakkumulation in der Biomasse nach SCHMIDT et al. (2012) durchschnittlich zwischen 30 und 75 kg N/ha. In den 2011 angebauten Gemengen wurde eine N-Aufnahme durch die oberirdische Biomasse zwischen 30 und 150 kg N/ha ermittelt. Es wird davon ausgegangen, dass sich bei optimierter Stickstoffversorgung und guten Stickstoffumsetzungsbedingungen bis zu 50 % dieser N-Menge im Ertrag der nachfolgenden Kultur wiederfinden lässt. Frühe Aussaaten führten zu höheren Biomassebildungen und damit zu höheren N-Bindungen in der Biomasse als bei späten Aussaaten. Eine Minderung der N-Auswaschung konnte bei frühen wie bei späten Zwischenfrüchten festgestellt werden, allerdings mit einem größeren N-Minderungspotenzial als bei früher Aussaat. Zur besseren N-Bindung wird ein Umbruch erst im Frühjahr empfohlen.

Untersuchungen zum Anbau von Leguminosen in Sachsen zeigen, dass die N-Anreicherung im Boden, verbunden mit einer Humusmehrung und einer Auflockerung der Fruchtfolge, die wichtigsten Auswahlkriterien für den Anbau von Leguminosen sind. Zur Stickstoff- und Humusmehrung werden insbesondere Futterleguminosen (Luzerne, Rotklee, Rotklee-gras) angebaut, während Körnerleguminosen (Körnererbse, Ackerbohne, Lupine) hinsichtlich einer Auflockerung der Fruchtfolge höherwertiger als die Futterleguminosen eingeschätzt werden (SCHUBERT & SCHMIDTKE 2007). Die folgende Übersicht stellt eine Übersicht der auf Basis von Betriebserhebungen in Sachsen ermittelten N-Fixierungsleistungen und N-Salden der verschiedenen angebauten Zwischenfrüchte dar.

Tabelle 121: Symbiotische N₂-Fixierleistung und N- Flächenbilanzsaldo von legumen Zwischenfrüchten

Kultur Untersuchungszeitraum: 2000-2005	Ertrag [dt/ha]	N-Entzug [kg N/ha]	Symbiotische N- Fixierleistung [kg N/ha]	N-Flächen- bilanzsaldo [kg N/ha]
Körnererbsen	22	76	90	14
Ackerbohnen zur Körnernutzung	34	143	199	56
Schmalblättrige Lupine	18	85	107	21
Grünspeiseerbse	22	20	122	102
Gemüsebohne	100	25	30	5
Luzerne Reinsaat	434	269	302	33
Luzernegras	270	135	72	-63
Rotklee Reinsaat	288	159	220	61
Kleegrasgemenge	524	262	262	0

Quelle: SCHUBERT & SCHMIDTKE (2007)

Bewertung Treibhausgasemissionen

Zwischenfruchtanbau: Im Sachsen kommen überwiegend die abfrierenden Zwischenfrüchte Senf und Phacelia zu Anbau. Eine Bewertung des Zwischenfruchtanbaus im Hinblick auf den Klimaschutzeffekt kann in Abhängigkeit von der Art des Zwischenfruchtanbaus unterschiedlich ausfallen. Dabei ist zwischen sommer-, winterharten oder abfrierenden Winterzwischenfrüchten als Gründüngung oder mit Verwertung zu unterscheiden. Auch Leguminosengemenge bedürfen einer eigenen Bewertung.

Aus Wasserschutzsicht sind **leguminosenfreie Winterzwischenfrüchte** mit Einarbeitung nahe dem Aussaattermin der folgenden Sommerung besonders interessant. Sie überbrücken die Schwarzbrachephase zwischen Winter- und Sommerhauptfrüchten und vermindern durch ihre N-Aufnahme und Fixierung über Winter die N-Auswaschung. Nach TONITTO et al. (2006) kann die Verringerung der Nitratauswaschung 40-60 % gegenüber Schwarzbrache betragen. Eine verminderte N-Auswaschung trägt auch zum Klimaschutz bei, weil indirekte N₂O-Emissionen durch den Austrag reaktiver Stickstoffbindungen verringert werden. Mit der Einarbeitung der Zwischenfrucht wird der in der Pflanzenmasse gebundene Stickstoff wieder mineralisiert. Entscheidend für die Beurteilung der Klimaschutzwirkung sind daher die Anrechnung der Düngewirkung in der Folgekultur und damit die Realisierung des N-Einsparpotenzials beim Einsatz von Mineräldüngern. Mit der Einsparung an mineralischem N werden Treibhausgase vermieden.

Der Winterzwischenfruchtanbau muss jedoch im Hinblick auf die Emissionen auch kritisch betrachtet werden. Risiken bestehen z. B. bei der Einarbeitung und den damit verbundenen N₂O-Emissionen. Die N-Freisetzung und die Effizienz der N-Verwertung sind abhängig vom Zeitpunkt der Einarbeitung, dem Witterungsverlauf sowie der Etablierung und N-Gabe zur Folgekultur. Handelt es sich um legume Zwischenfrüchte, so kommt ein weiterer Unsicherheitsfaktor hinzu (AULAKH et al. 2001; BAGGS et al. 2000; FLESSA et al. 2002a; VELTHOF et al. 2002; WAGNER-RIDDLE et al. 1997). Auch ist nach FLESSA et al. (2012) bislang unzureichend geklärt, ob die N₂O-Gesamtemissionen aus dem Zwischenfruchtanbau pro Kilogramm N-Eintrag denen aus der mineralischen Düngung gleichzusetzen sind. Nach dem Bewertungsansatz der nationalen Be-

richterstattung sind N-Einträge aus Zwischenfrüchten und Mineraldünger gleich bewertet und haben einen einheitlichen Emissionsfaktor. So würde eine legume N-Fixierung von 100 kg N/ha (FLESSA et al. 2012) durch die Substitution der gleichen Menge an Mineraldünger eine Treibhausgasmindering von rund 500 kg CO₂-Äquivalenten/ha und Jahr ermöglichen (bei dem gewählten Ansatz von 5 kg CO₂/kg N).

Handelt es sich bei den Zwischenfrüchten um **Leguminosen**, so sind stark schwankende N-Fixierungsleistungen zu berücksichtigen, wie sich aus einer Literaturstudie von TONITTO et al. (2006) ergibt. Er kommt zu dem Schluss, dass die Erträge der Folgefrüchte bei rein legumer N-Düngung gegenüber konventionell gedüngten Marktfrüchten um 10 % niedriger ausfallen, gegenüber niedrig mineralisch gedüngten Marktfrüchten aber auch gleiche oder bessere Erträge erzielen können. Konnten Zwischenfrüchte mindestens 110 kg N/ha und mehr an N binden, so waren die Erträge vergleichbar oder besser.

Auch im Hinblick auf eine mögliche **C-Sequestrierung** sind Zwischenfrüchte zu bewerten. Hier gilt die generelle Aussage, dass ein positiver Effekt auf die THG-Emissionen nur bei einem dauerhaften Anstieg des C-Bodenvorrates möglich ist. Dies erfordert einen regelmäßigen Anbau von Zwischenfrüchten (FLESSA et al. 2012). Literaturstudien von JAREKI & LAL (2003) zeigen für die Änderung des Bodenkohlenstoffvorrates durch verschiedene Zwischenfrüchte eine Spanne von -107 bis +5.413 kg C/ha/Jahr innerhalb der oberen 30 cm Boden auf, was die Unsicherheiten bei der Bewertung des C-Sequestrierungspotenzials verdeutlicht.

Mit Bezug auf die AuW Maßnahme S1 kann festgestellt werden, dass die Einarbeitung der Zwischenfrüchte beim Nachbau von Sommerungen erst nach dem 16.02. erfolgen darf und sowohl eine Nutzung durch Beweidung als auch der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln verboten ist. Damit wird sichergestellt, dass entweder eine N-Bindung über Winter erfolgt oder aber eine N-Aufnahme durch die Folgefrucht gewährleistet wird. Die Maßnahme entspricht somit dem derzeitigen Stand der Kenntnis zur Vermeidung von N-Auswaschung und Erosion. Es kann davon ausgegangen werden, dass in Sachsen überwiegend abfrierende Zwischenfrüchte zum Anbau kommen (mdl. Mittlg. KURZER 2013). Im Hinblick auf die Anforderungen an einen emissionsmindernden Anbau ist derzeit jedoch unklar, in welchem Umfang bei den Abbauprozessen im Frühjahr THG-Emissionen entstehen. Eine erste Berechnung der N₂O-Emissionsminderungen durch den Zwischenfruchtanbau auf Basis von N-Minderungspotenzialen erfolgte im Kapitel 2.3.2.

Untersaaten: Als Untersaaten kommen insbesondere Gräser und Leguminosen-Gräsergemenge in Frage. Dabei können einjährige oder mehrjährige Saaten angebaut werden. Die Aussaat von Untersaaten unter eine Deckfrucht erfolgt in erster Linie zur Minderung von Stoffausträgen sowie zur Reduktion von Erosionserscheinungen. Dieser Effekt kommt insbesondere bei Reihenkulturen wie Mais zu Tragen. Weiterhin kann durch Untersaaten die Vegetationszeit der Hauptfrucht genutzt werden, sodass nach der Ernte schon ein Bestand zur Verfügung steht. Die Untersaat eignet sich somit bei spät räumenden Kulturen, die einen Zwischenfruchtanbau nicht mehr immer ermöglichen (Mais), aber auch, wenn eine Nachnutzung noch im Anbaujahr geplant ist (VON BUTTLAR 2011). Dies kann z. B. bei Gräseruntersaaten mit dem Ziel der Futternutzung der Fall sein. Prinzipiell treffen die zum Zwischenfruchtanbau getroffenen Aussagen zum THG-Minderungspotenzial auch für den Anbau von Untersaaten zu. Spezielle Untersuchungsergebnisse liegen hierzu allerdings derzeit nicht vor. Entscheidend erscheint auch beim Anbau von Untersaaten, dass der in der Pflanzenmasse fixierte Stickstoff bei der Folgenutzung bei der Berechnung der mineralischen Düngung berücksichtigt wird. Wird die Untersaat als Übergang in eine mehrjährige Feldgrasnutzung angelegt, kann die N-Freisetzung aus der Einarbeitung vermieden und die N-Auswaschung auf ein Mindestmaß reduziert werden. Erfolgt noch im Herbst eine Einarbeitung der Untersaat zur Bestellung einer Hauptfrucht, so ist die N-Fixierungsleistung anhängig von Witterung, Düngung und Bodenbearbeitung stark schwankend. Dementsprechend ist auch das THG-Minderungspotenzial gegenüber einer Überwinterung der Untersaat tendenziell geringer und schwer kalkulierbar. Weil in diesem Fall jedoch der Vergleich zu einer Bestellung ohne Untersaaten zu erfolgen hat, ist auch hier ein relatives Vorteil gegenüber einer Herbstbestellung ohne vorherige Zwischenfrucht oder Untersaat, aber mit Bearbeitung zu erwarten. Ob im Hinblick auf N-Verluste und THG-Emissionen auch gegenüber einem Verzicht auf die wendende Bodenbearbeitung Vorteile bestehen, wäre zu prüfen. Herbst-N_{min}-Ergebnisse in niedersächsischen Wasserschutzgebieten weisen darauf hin, dass durch den Verzicht auf die wendende Bodenbearbeitung der gleiche positive Effekt auf den Herbst-Wert erzielt wird wie durch Untersaaten (VON BUTTLAR et al. 2010).

Grenzen des Untersaatenanbaus sind im Hinblick auf die Wasserverfügbarkeit des Anbaustandortes zu berücksichtigen. Bedingt durch die in weiten Teilen niedrigen Niederschläge bestehen in Sachsen Unsicherheiten bei der Bestandsetablierung von Untersaaten, weshalb die Maßnahme von der Praxis nur bedingt angenommen wird.

Mit Bezug auf die AuW Maßnahme S2 kann festgestellt werden, dass die Einarbeitung der Untersaaten beim Nachbau von Sommerungen erst nach dem 16.02. bzw. nach Mais vor dem Anbau einer nachfolgenden Winterung erfolgen darf. Damit wird sichergestellt, dass entweder eine N-Bindung über Winter erfolgt oder aber eine N-Aufnahme durch die Folgefrucht gewährleistet wird. Die Maßnahme entspricht somit dem derzeitigen Stand des Wissens zur Vermeidung von N-Auswaschung und Erosion und geht weitgehend mit den Anforderungen an einen emissionsmindernden Anbau konform. Eine erste Abschätzung der N₂O-Emissionsminderungen durch den Anbau von Untersaaten erfolgte im Kapitel 2.3.2. Unsicherheiten resultieren insbesondere daraus, dass der Leguminosenanteil in den Untersaaten derzeit nicht bekannt ist und auch im Hinblick auf die Nachnutzung keine Informationen vorliegen.

Ackerrandstreifen: Die Maßnahme Ackerrandstreifen dient wie oben erläutert in erste Linie dem Gewässerschutz durch Minderung von erosiven Boden- und Nährstoffabträgen in die Oberflächengewässer. Es ist zu prüfen, ob durch die Umnutzung von Acker in Grünland ein Beitrag zum Klimaschutz geleistet wird. Die Umwandlung von Acker in Grünland hat nur dann einen positiven Effekt als Kohlenstoffsenke, wenn die Maßnahme dauerhaft ist (C-Sequestrierung durch Grünlandetablierung siehe Kapitel 2.1.2). In der AuW ist die Maßnahme jedoch nur auf 5 Jahre Vertragslaufzeit angelegt. Durch die EU-Vorgabe, dass Ackerland nach 5 Jahren Grünlandnutzung den Ackerstatus verliert, ist davon auszugehen, dass auch in der Praxis nach Ablauf der AuW-Vertragszeit ein Umbruch vorgenommen wird. Die Maßnahme ist somit in der gegenwärtigen Ausgestaltung reversibel und ein langfristiger Klimaschutzvorteil durch C-Sequestrierung wäre dann nicht gegeben. Ein Vorteil gegenüber der Ackernutzung kann jedoch aus den Vorgaben zum Verzicht des Düngereinsatzes, zum Verzicht auf Pflanzenschutzmittelnanwendungen und durch eine geringere Bearbeitungsintensität resultieren. Gegenwärtig hat die Maßnahme mit 663 ha im Jahr 2010 und 842 ha im Jahr 2011 eine untergeordnete Flächenwirkung. Es wird davon ausgegangen, dass bei der Auswahl der Zielflächen nach standortbezogenen Kriterien wie der Lage zum Gewässer, zum Weg oder unter dem Aspekt der Teilung großer Schläge vorgegangen wird. Damit wäre bei einer Bewertung möglicher THG-Minderungsleistungen der Vergleich zu den mittleren THG-Emissionen einer Durchschnittsfruchtfolge anzustellen.

Bodenschonender Ackerfutterbau: Die Maßnahme Ackerfutterbau beinhaltet den Anbau von Feldgrasbeständen mit und ohne Leguminosen. Erste Auswertungen des LfULG zeigen, dass die Maßnahmen sehr gut angenommen und mit 9.579 ha die EPLR-Zielvorgabe 2010 nahezu erreicht wurde. 2011 wurde sie mit insgesamt 16.000 ha Antragsfläche schon um 6.000 ha überschritten. Allerdings scheinen in erste Linie Sommergetreide durch das Ackerfutter ersetzt worden zu sein und nicht, wie beabsichtigt, vorrangig Maisflächen (mdl. Mittlg. KURZER 2013). Diese Annahme begründet sich auf der Analyse der Entwicklung der sächsischen Flächennutzung, aus der hervorgeht, dass die Maisanbaufläche weiter gestiegen ist, Sommergetreideflächen aber rückläufig sind (siehe Kapitel 1.1.1). Ebenfalls unklar ist derzeit, ob es sich tatsächlich um eine Mehrung des Gräser-Ackerfutterbaus handelt oder ob lediglich bestehende Anbauflächen zur Förderung angemeldet wurden. Somit sind auch Aussagen zum tatsächlichen THG-Minderungspotenzial dieser Maßnahmen derzeit mit großen Unsicherheiten behaftet.

Emissionsminderung durch Leguminosen im Ackerfutterbau: Die Intensivierung der Landwirtschaft und der damit einhergehende zunehmende Einsatz von N-haltigen Düngemitteln betrifft auch den Bereich der Grundfuttererzeugung. Daher ist der Frage nachzugehen, wie sich ein leguminosenbasierter Futterbau gegenüber einem mineraldüngerbasierten Futterbau im Hinblick auf die THG-Emissionen auswirkt. Versuche dazu erfolgten von SCHMEER et al. (2011) auf schleswig-holsteinischen Versuchsstandorten. Im Ergebnis konnten leguminosenstickstoffbasierte Grünlandbestände das gleiche Ertragsniveau und gleiche Futterwerte erzielen wie die intensiv mineralisch gedüngten Grünlandbestände. Die Bodenverdichtung durch Befahrung führte in beiden Nutzungsvarianten zu 10-15 % Mindererträgen. Allerdings resultierte aus der Bodenbelastung bei der ungedüngten Leguminosenvariante kein Anstieg der bodenbürtigen N₂O-Emissionen, während bei der mineralisch gedüngten Variante unter feuchten Bedingungen ein Anstieg der N₂O-Emissionen zu verzeichnen war. Die bewirtschaftungsbedingte (Treibstoffverbrauch, Mineraldüngerherstellung) CO₂-Freisetzung der mineralisch gedüngten Variante überstieg, verursacht durch die Herstellung der N-Düngemittel, jene der ungedüngten Leguminosenvariante um 55 %. Die durch Einbeziehung der bodenbürtigen N₂O-Emissionen berechneten spezifischen CO₂-Äquivalente (wobei Umrechnungsfaktor N₂O zu CO₂-Äquivalenten = 300) überstieg je geernteter Energieeinheit in der gedüngten Variante

jene der ungedüngten um 67 %. Im Ergebnis stellen produktive Leguminosengrasbestände mit verringerten spezifischen Freisetzungsraten an CO₂-Äquivalenten eine gute Alternative zu hochgedüngten Grasbeständen dar.

Weitere Nebeneffekte und Wechselwirkungen

Alle Maßnahmen führen zu einer vollständigeren Bodenbedeckung und wirken somit erosionsmindernd. Weiterhin kommt dem stoffaustragsmindernde Effekt der Maßnahmen ein besonderer Stellenwert zu. Der durchgängige Bewuchs von Ackerflächen wirkt sich zudem positiv auf die Ackerfauna aus (GLEMNITZ et al. 2011). Der positive Umwelteffekt ist beim Ackerrandstreifen am höchsten zu bewerten, hier wird zudem die Ackerbegleitflora gefördert.

Weil Zwischenfrüchte und Untersaaten in die Fruchtfolge integriert werden, erfolgt üblicherweise keine Verdrängung der Hauptfrüchte und somit wird auch kein zusätzlicher Flächenanspruch erforderlich. Dies kann sich jedoch bei entstehender Wasserkonkurrenz mit der Folge von Ertragseinbußen für die Hauptfrucht anders darstellen. Allerdings ist bei ausreichender Wasserversorgung durch die verbesserte N-Nachlieferung eher von Mehrerträgen der Hauptfrucht auszugehen. In diesem Fall würde eine Flächenkonkurrenz sogar verringert werden.

Flächenkonkurrenz ist dagegen bei der Maßnahme S5 Ackerrandstreifen gegeben, wird hier aber nicht berücksichtigt. Die Maßnahme Ackerfutterbau würde dann zu Verdrängungseffekten führen, wenn die Ertragsleistungen bzw. der Futterwert gegenüber der Referenzkultur geringer ausfallen.

Ist-Situation der Klimaschutzleistung in Sachsen

N₂O-Emissionen

Das N-Minderungspotenzial der Maßnahmen und daraus resultierende verminderte N₂O-Emissionen wurden im Kapitel 2.3.2 berechnet. Nicht differenziert berücksichtigt wurde dabei der Effekt von Leguminosen-Grasgemengen im Hinblick auf eine reduzierte N-Düngegabe gegenüber Feldgras ohne Leguminosenanteil. Dieser Effekt ist bei der Maßnahme S6 Konservierender Ackerfutterbau relevant. Die Flächenanteile von Klee- und Luzernegrasgemenge an der Gesamtmaßnahmenfläche konnten auf Basis der InVeKoS-Codierung ermittelt werden (schrftl. Mittlg. KURZER 2013). Weiter wurde der Leguminosenanteil an den Gemengen und die daraus resultierende Reduktion der N-Gaben in der Düngeempfehlung auf Basis der Hinweise und Richtwerte für die Praxis zur Umsetzung der Düngeverordnung im Freistaat Sachsen (2007) entnommen. Auf dieser Basis konnte exemplarisch für Klee- und Luzernegras in der Maßnahmen S6 die zusätzliche Klimaschutzleistung durch Ersatz von Mineraldünger durch Leguminosen-N-Fixierung berechnet werden (Tabelle 122). Berücksichtigt wurden in Anlehnung an FLESSA (2012) die Emissionen aus der Düngemittelbereitstellung in Höhe von 5 kg CO₂/kg N.

Tabelle 122: Klimaschutzleistung durch Berücksichtigung des Leguminosenanteils bei der N- Düngung, Maßnahme S6

Aufteilung S6 nach Fruchtarten (Jahr 2010)	Ertragsniveau ¹⁾ [dt/ha FM]	N-Gabe gesamt ¹⁾ [kg N/ha]	N-Reduktion durch Legumi- nosenanteil ¹⁾ [kg N/ha]	anteilige Maß- nahmenfläche S6 ²⁾ [ha]	N- Einspa- rung/Jahr [t]	Klimaschutz- leistung durch Leguminosen [kt CO ₂ e/Jahr]
Feldgras	550	200		3449		0
Klee- gras bei 50 % Kleeanteil	500	100	100	2462	246	1,2
Luzerne- gras bei 50 % Luzerne- anteil	500	50	150	749	112	0,6
Sonstige Hauptfutterpflanzen				470		0,0
Summe aus S6						1,8

Quelle: ¹⁾ Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2007); ²⁾ die Gesamtantragsfläche nach Agrarantrag beträgt 9.579 ha im Jahr 2010

Der Anteil von 50 % Leguminosen im Grasgemenge führt zu einem reduzierten ergänzenden Düngerbedarf in Höhe von 100-150 kg N/ha. Wird unterstellt, dass es sich hierbei tatsächlich um eine Einsparung von Mineraldünger handelt, so resultiert bei der Maßnahme S6 durch Minderung von N₂O-Emissionen eine Klimaschutzleistung von **1,8 kt/CO₂**-

Äquivalent/Jahr. Diese kann zu den in Kapitel 2.3.2 berechneten NO₂-Minderungen aus den verminderten Stoffausträgen addiert werden.

Dass die berechnete N₂O-Klimaschutzleistung in Abhängigkeit von der Ausführung der jeweiligen Maßnahmen schwanken können, wurde erläutert. In der Gesamtübersicht (Ende dieses Kapitels) werden die N₂O-Emissionen aus dem N-Minderungspotenzial, die zusätzlichen N-Einsparungen bei Leguminosengemengen und die CO₂-Emissionen aus dem Kraftstoffverbrauch zusammenfassend bewertet.

CO₂-Emissionen

Die AuW-Maßnahmen haben Einfluss auf die Produktionsverfahren und somit auch die Treibstoffverbräuche pro Hektar. Diese sind jeweils im Vergleich zur Alternativnutzung ohne Abschluss der Maßnahmen zu betrachten. Werden Treibstoffverbräuche reduziert, so kommt es zu einer Einsparung an CO₂-Emissionen. Werden zusätzlich Verbräuche erforderlich, so steigen die Emissionen gegenüber der Referenznutzung an. Die Maßnahmen wurden im Hinblick auf ihren Treibstoffbedarf, wo erforderlich gegenüber einer Referenznutzung, untersucht und die CO₂-Emissionen abgeleitet:

S1 Zwischenfrüchte: Tabelle 123 stellt die aus dem Treibstoffbedarf für die Aussaat der Winterzwischenfrucht resultierenden CO₂-Emissionen im Vergleich zu einer Schwarzbrache nach Getreide vor einer Sommerhauptfrucht dar. Dabei wurde der Einsatz einer Saatbettkombination berücksichtigt. Bedingt durch die unkrautunterdrückende Wirkung der Zwischenfrucht kann im Gegensatz zur Schwarzbrache auf eine Pflanzenschutzmaßnahme zur Bekämpfung des Auflaufgetreides verzichtet werden. Im Frühjahr ist für beide Nutzungen gleichermaßen eine Grundbodenbearbeitung mit folgender Aussaat erforderlich, sodass hier keine Bearbeitungsunterschiede mehr anzusetzen sind.

Tabelle 123: CO₂-Emissionen aus dem Treibstoffbedarf für den Zwischenfruchtanbau im Vergleich zu Schwarzbrache

Maßnahme	Verfahrensschritt	Diesel	CO ₂ -Emissionen aus Dieselbedarf	
		[l/ha]	[kg CO ₂ /ha]	[t CO ₂ /a]
Zwischenfruchtanbau	Aussaat Zwischenfrucht mit Saatbettkombination mit Sämaschine, 6 m Arbeitsbreite	11,9	31,5	768
Referenz Schwarzbrache	Herbizidmaßnahme Bekämpfung Auflaufgetreide mit Anhängespritze 3.000 l; 300 l/ha, ab Hof	1,2	3,2	77
Mehremissionen Zwischenfruchtanbau gegenüber Schwarzbrache			28,3	690

Quelle: KTBL (2008)

Im Ergebnis werden durch den erhöhten Treibstoffbedarf zusätzlich 28 kg CO₂/ha emittiert. Über die Gesamtmaßnahmenfläche von 24.360 Hektar belaufen sich die Mehremissionen gegenüber Schwarzbrache auf 690 t CO₂ im Jahr 2010. Emissionen aus der Erzeugung von Pflanzenschutzmitteln wurden in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt, weil hierfür derzeit keine Emissionsfaktoren bereitstehen.

S2 Untersaaten: Tabelle 124 stellt die aus dem Treibstoffbedarf für die Aussaat von Untersaaten resultierenden CO₂-Emissionen dar. Dabei wurde das als zuverlässiger geltende Verfahren der Ausbringung mit Saatbettkombination alternativ zu einer Ausbringung mit dem Schleuderstreuer berechnet. Die Ausbringung mit dem Schleuderstreuer ist kostengünstiger, allerdings kann es durch die fehlende Einarbeitung der Untersaaten zu Auflaufproblemen insbesondere bei Trockenheit kommen. Der Treibstoffbedarf fällt zusätzlich zum jeweiligen Hauptfruchtanbau an.

Tabelle 124: CO₂-Emissionen aus dem Treibstoffbedarf für Untersaaten mit verschiedenen Ausbringungssystemen

Maßnahme	Verfahrensschritt	Diesel	CO ₂ -Emissionen aus Dieselbedarf	
		[l/ha]	[kg CO ₂ /ha]	[t CO ₂ /a]
Untersaaten in Drillsaat	Aussaat mit Saatbettkombination mit Sämaschine, 6 m Arbeitsbreite	11,9	31,5	8,7
Untersaaten mit Schleuderstreuer (Auflaufisiko)	Schleuderstreuer 1,5 m ³ , 24 m Arbeitsbreite	0,7	1,9	0,51

Quelle Treibstoffverbräuche: KTBL (2008)

Im Ergebnis werden durch den erhöhten Treibstoffbedarf beim Schleuderstreuer zusätzlich 1,9 kg CO₂/ha und bei der Saatbettkombination 31,5 kg CO₂/ha emittiert. Über die Gesamtmaßnahmenfläche von nur 275 Hektar belaufen sich die Mehremissionen gegenüber einem Anbau von Hauptkulturen „ohne Untersaaten“ je nach eingesetzter Technik auf 0,51-8,7 Tonnen CO₂ im Jahr 2010.

S5 Ackerrandstreifen: Tabelle 125 stellt die aus dem Treibstoffbedarf für die Anlage eines Ackerrandstreifens resultierenden CO₂-Emissionen im Vergleich zu den Referenznutzungen Sommergetreide sowie Silomais dar. Weil die Maßnahme die Anbaufläche der Hauptfrucht verdrängt, sind die Emissionen den Treibstoffverbräuchen des jeweils gesamten Anbauverfahrens der verdrängten Hauptfrüchte gegenüberzustellen. Für den Randstreifen wurde eine einmalige Aussaat für den 5-Jahres-Zeitraum und ein jährliches Mulchen vorgesehen. Dies entspricht 12,9 % aller für die Landwirtschaft ausgewiesenen THG-Emissionen (siehe Kapitel 1.5)

Tabelle 125: CO₂-Emissionen aus dem Treibstoffbedarf für Ackerrandstreifen im Vergleich zur Referenznutzung Sommergetreide und Silomais

Maßnahme	Verfahrensschritt	Diesel	CO ₂ -Emissionen aus Dieselbedarf	
		[l/ha]	[kg CO ₂ /ha]	[t CO ₂ /Jahr]
S 5 Ackerrandstreifen	Aussaat mit Saatbettkombination mit Sämaschine, 6 m Arbeitsbreite; einmalig für 5 Jahre	2,38	6,3	4,2
	Mähen mit Rotationsmähwerk ohne Aufbereiter, 2,8 m Arbeitsbreite	4,9	13,0	8,61
	Summe	7,28	19,3	12,8
Referenznutzungen				
Referenz 1: Sommergetreideanbau *1)	nach KTBL (2009)	175	464	307
Referenz 2: Silomaisanbau ¹⁾	nach KTBL (2009)	270	715	474
Einsparpotenzial Randstreifen gegenüber Sommergetreide		168	444	295
	Prozent		96	
Einsparpotenzial Randstreifen gegenüber Silomais		263	696	461
	Prozent		97	

¹⁾ jeweils nicht wendend bearbeitet

Quellen: Treibstoffverbräuche Ackerrandstreifen: KTBL (2008); für Sommergetreide und Silomaisanbau: KTBL (2009), Verbräuche siehe auch Tabelle 126

Im Ergebnis kann der Treibstoffbedarf je nach Referenzfrucht um 444 bis 696 kg CO₂/ha und somit um 96-97 % gegenüber einer Hauptfruchtnutzung vermindert werden. Für die Gesamtmaßnahmenfläche von nur 663 Hektar beträgt die

Emissionsminderung je nach Referenzfrucht 295-461 t CO₂ im Jahr 2010. Die aus dem Verdrängungseffekt resultierenden Auswirkungen u. a. auf Kosten, Flächenbedarf und THG-Emissionen werden hier nicht erfasst.

S6 Bodenschonender Ackerfutterbau: Tabelle 126 stellt eine Übersicht der Treibstoffverbräuche des Ackerfutterbaus den möglichen Referenznutzungen Sommergerste, Zuckerrüben und Silomais jeweils mit wendender und nicht wendender Bodenbearbeitung gegenüber. Dabei wurden die Verbräuche nach KTBL (2009) jeweils auf Schlaggrößen von 20 Hektar und vier Kilometer Hof-Feld-Entfernung bezogen. Für den Ackergrasanbau wurden 4 Schnitte, 12,6 t/ha Ertrag und der Einsatz eines konventionellen Feldhäckslers unterstellt (KTBL 2009).

Im Ergebnis zeigt sich, dass der Treibstoffverbrauch im Ackerfutterbau bedingt durch die vier Schnitte höher als in den Vergleichsverfahren ist. Die CO₂-Emissionen sind rund doppelt so hoch wie beim Anbau von Sommergerste und 43 % höher als konservierender Maisanbau. Der mögliche Einfluss der alternativen Futtererzeugung auf Ertragsleistung und Futterwerte und daraus resultierende produktbezogene Emissionen wurden nicht berücksichtigt.

Tabelle 126: Vergleich der THG Emissionen aus dem Treibstoffbedarf der AuW S6 zu verschiedenen Anbausystemen

Produktionsverfahren	Ackerfutter (4 Schnitte, 12,6 t, Feldhäcksler konventionell)	Sommergerste		Zuckerrüben		Silomais	
		wendend	nicht wendend	wendend	nicht wendend	wendend	nicht wendend
Liter Dieselverbrauch [l/ha]	146	70	66	92	87	103	102
CO ₂ -Emissionen aus Dieselbedarf [kg CO ₂ /ha]	387	185	175	244	230	273	270
für Anbaufläche 2010 [t CO ₂ /a]	3.705	1.776	1.675	2.334	2.208	2.614	2.588
Mehremissionen Ackerfutter gegenüber Referenzkultur [%]		209 %	221 %	159 %	168 %	142 %	143 %
Mehremissionen Ackerfutter gegenüber Referenzkultur [kt CO ₂ /a]		1.928	2.030	1.370	1.497	1.091	1.116

* EF: 2,649 kg CO₂/l Diesel;

Quelle Dieselverbräuche: KTBL (2009)

Gesamtübersicht THG-Emissionen aus N₂O und CO₂: Tabelle 127 führt die in Kapitel 2.3.2 berechneten THG-Emissionsminderungen aus dem N-Minderungspotenzial und die in diesem Kapitel berechneten THG-Minderungspotenziale aus den Treibstoffverbräuchen für die Maßnahmen S1, S2, S5 und S6 zusammen.

Tabelle 127: Klimaschutzleistung der AuW-Maßnahmen S1, S2, S5 und S6 aus dem N-Minderungspotenzial, dem Ersatz von Mineraldünger durch Leguminosen (nur S6) sowie dem Treibstoffbedarf

AuW-Maßnahmen	Anbaufläche 2010	Minderung CO ₂ e aus N-Minderung ¹⁾	Minderung CO ₂ e aus Dieselbedarf ²⁾	Klimaschutzleistung Summe	
	[ha]	[kg CO ₂ e/ha]	[kg CO ₂ e/ha]	[kg CO ₂ e/ha]	[kt CO ₂ e/a]
S1 Zwischenfruchtanbau	24.360	300	-31,5	269	6,5
S2 Untersaaten	275	300	-31,5	269	0,1
S5 Anlage von Grünstreifen ^{*3)}	663	525	444	969	0,6
S6 bodenschonender Ackerfutterbau ³⁾	9.579	300	-210	90	0,9
S6 anteilig für Flächen mit Leguminosenanteil	3.211	(558)			1,8
Summe	34.877				9,9

¹⁾ Berechnung siehe Kapitel 2.3.2

²⁾ Negative Vorzeichen bedeuten Mehremissionen gegenüber Referenznutzung;

³⁾ S5 und S6: als Referenz wurde jeweils der Wert für Sommergetreide nicht wendend angesetzt

Im Ergebnis kann festgestellt werden, dass alle Maßnahmen zwar bedingt durch ihr N-Minderungspotenzial N₂O-Emissionen reduzieren, beim Zwischenfruchtanbau, den Untersaaten und im Ackerfutterbau steigen aber die Dieselerbräuche im Vergleich zu den Referenznutzungen. Nur der Grünstreifen weist auch ein CO₂-Emissionsminderungspotenzial durch Treibstoffeinsparung auf. In der THG-Gesamtbilanz überwiegen jedoch bei allen Maßnahmen die Einspareffekte, sodass alle Maßnahmen auch eine positive Klimaschutzleistung erbringen können. Die auf den Hektar bezogene Klimaschutzleistung ist bei der Maßnahme Ackerfutterbau am geringsten und beim Randstreifen am höchsten. Auch Zwischenfrüchte und Untersaaten zeigen bei diesem Berechnungsansatz eine Klimaschutzleistung auf. Hier wurden leguminosensfreie Saaten unterstellt. Mögliche Einflüsse durch Leguminosenmischungen und durch die Einarbeitung wurden hier nicht berücksichtigt. In der Summe über alle vier AuW-Maßnahmen wird eine **Klimaschutzleistung von 9,9 kt CO₂-Äquivalenten** für das Jahr 2010 berechnet.

Fazit

Die stoffaustragsmindernden AuW-Maßnahmen S1 Zwischenfruchtanbau, S2 Untersaaten, S5 Anlage von Grünstreifen und S6 Bodenschonender Ackerfutterbau wurden im Hinblick auf ihre Klimaschutzleistungen untersucht. Flächenwirkung hat derzeit vor allem die Zwischenfruchtmaßnahme, gefolgt vom bodenschonenden Ackerfutterbau. Untersaaten und Ackerrandstreifen lagen 2010 jeweils deutlich unter 1.000 Hektar. Hauptziel der Maßnahmen ist jeweils der Erosionsschutz und die Stoffaustragsminderung. Eine Minderung der THG-Emissionen kann lediglich den Stellwert eines positiven Nebeneffektes einnehmen. Klimaschutzleistungen aus dem Treibstoffbedarf der Maßnahmen im Vergleich zu Referenznutzungen sind nur bei der Maßnahme S5 Grünstreifen zu erwarten. Klimaschutzleistungen aus dem N-Minderungspotenzial der Maßnahmen wurden in Kapitel 2.3.2 berechnet und werden bei allen Maßnahmen erbracht. Klimaschutzleistungen durch Düngereinsparungen aufgrund des Anbaus von Ackerfutter im Gemenge mit Leguminosen werden für Teile der Maßnahmenfläche S6 berechnet. Alle Maßnahmen zeigen einen THG-mindernden Effekt. In der Summe der vier Maßnahmen berechnet sich eine **Klimaschutzleistung von 9,9 kt CO₂ Äquivalent/Jahr**. Nicht berücksichtigt wurden THG-Emissionen durch mögliche Verdrängungs-, Ertrags- und Qualitätseffekte.

2.3.5 Breitreifen/Niederdruckreifen, Reifendruckregelanlagen und Gleisketten

Grundlagen

Bodenverdichtung durch maschinellen Einsatz in der Landwirtschaft führt in zweierlei Hinsicht zu vermehrten Treibhausgasemissionen. Verdichteter Ackerboden bedarf in seiner Bestellung eines höheren Energieaufwands, in Form von verstärktem Düngerbedarf und zusätzlichen bodenverarbeitenden Maßnahmen (NAWAZ 2013). Durch Verdichtungen wird aber auch die Gasfluktuation im Boden verändert. Ein verdichteter Ackerboden wird zunächst weniger CO₂ emittieren.

Dieser Emissionsrückgang wird jedoch durch verstärkten Pflugeinsatz wieder aufgehoben und ins Gegenteil verkehrt (SILVEIRA et al. 2010; VOORHEES & HENDRICK 1977). N₂O-Emissionen nehmen hingegen direkt zu. Bodenverdichtung führt zu einem gesteigerten Wassergehalt im Boden und einem verstärkt anaeroben Bodenmilieu, wodurch die Denitrifizierungsprozesse im Boden zunehmen (NAWAZ 2013). Eine Quantifizierung der langfristigen Emissionsbilanz pro Volumeneinheit verdichteten Bodens, ist jedoch gerade im Hinblick auf die N₂O-Emissionen nach aktuellem Kenntnisstand nicht möglich (BESSOU 2010).

Inwieweit ein Boden bei der Überfahrt verdichtet wird, ist abhängig von der Drucklast, ausgehend von den Landwirtschaftsmaschinen und der Tragfähigkeit des Bodens. Die Drucklast setzt sich zusammen aus der Radlast, den Abmaßen und Anzahl der Reifen, der Fahrgeschwindigkeit als auch Boden-Reifen-Interaktionen, wie z. B. Schlupf (NAWAZ 2013; Neue Landwirtschaft 2011). Die Bodentragfähigkeit wird bestimmt durch den Bodenwassergehalt, dem Anteil organischer Substanz sowie der Bodenart und -struktur. In wiederholt überfahrenen Bodenbereichen nimmt die Tiefenwirkung der Bodenverdichtung immer weiter zu (LUNG 2003). Die ersten Überfahrten machen jedoch den größten Anteil an der Bodenverdichtung aus (NAWAZ 2013). Zu einer plastischen, irreversiblen Verformung kommt es erst, wenn die Belastung die Eigenstabilität des Bodens überschreitet, andernfalls sind die entstehenden Verformungen reversibel (elastisches Verhalten) (MARSCHALL 2006). Als „Vorbelastung“ wird der Belastungswert bezeichnet, an dem „eine Drucksetzungskurve vom elastischen ... zum plastischen Verformungsbereich ... übergeht“ (MARSCHALL 2006). Die Vorbelastung hat mit kPa die gleiche Dimension wie der Kontaktflächendruck von Fahrzeugreifen. Für Sachsen wurde in MARSCHALL (2006) die durchschnittliche Bodentragfähigkeit mit 100 kPa veranschlagt, auf Grundlage der unterschiedlichen Vorbelastungen von Sand-, Lehm-, Schluff- und Tonböden:

Tabelle 128: Mittelwerte Vorbelastung von Ackerböden mit verschiedenen Bodenarten in Sachsen

Bodenarten-Hauptgruppe	Mittelwert Vorbelastung [kPa]
Sand	51-64
Lehm	73-93
Schluff	63-115
Ton	71

Quelle: MARSCHALL (2006)

Anders als bei Ton-, Schluff- und Lehmböden waren in Sandböden keine signifikanten Unterschiede zwischen den untersuchten Bearbeitungssystemen und Tiefen auszumachen (MARSCHALL 2006).

Technische Lösungen

Konkret technische Lösungsansätze beinhalten zumeist eine Anpassung der Bereifung, um die Kontaktfläche zu vergrößern und somit den Kontaktflächendruck auf den Boden zu verringern. MARSCHALL (2006) zeigt anhand einer Testreihe in Sachsen, dass Breit- und Terrareifen schon deutlich bessere Ergebnisse als Standardreifen erzielen. Aber nur Zwillingsbereifung und Bandlaufwerke gewährleisten eine ausreichend schonende Lastabstützung unter dem Schwellwert von 100 kPa bei einer Radlast über 5.000 kg. In diesem Radlastbereich sind vor allem Mähdrescher-, Kartoffel- und Rübenroder- sowie Güllefahrwerke zu finden. Allgemein gilt das für eine schonende Lastabstützung, die „Reifenaufstandsfläche der Fahrwerke generell überproportional vergrößert werden sollte“ (MARSCHALL 2006).

Eine weitere Lösungsstrategie besteht in Reifendruckanlagen, die es erlauben, den Reifendruck auf den Ackerflächen zu verringern. Dadurch wird die Bodenkontaktfläche abermals vergrößert und die Bodenhaftung verbessert, was zu einem geringeren Schlupfanteil führt (MKULNV 2010; LUNG 2003).

Neben technischen Einzelmaßnahmen, wie beispielsweise dem Einsatz einer bodenschonenden Bereifung oder der Installation einer Reifendruckregelanlage, kann auch eine Umstellung des gesamten ackerbaulichen Produktionsverfahrens zu einer Verringerung des Bodendrucks führen. Beispielhaft sei hier das „controlled traffic farming“ benannt. Durch die Fest-

legung des gesamten Fahrverkehrs auf den Flächen auf fest definierte und dauerhafte Fahrspuren, kann erreicht werden, dass über 60 % der gesamten Ackerfläche nicht mehr überfahren werden (DEMMELE 2011).

Reifenausstattung von Maschinen in sächsischen Betrieben

Im Zuge des Projekts „Risikomanagement Bodengefüge“ wurde unter anderem die Reifenausstattung in sächsischen Landwirtschaftsbetrieben untersucht (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft 2005). Der Untersuchung lag eine Stichprobe von 24 Betrieben zugrunde, deren technische Ausstattung – darunter auch die Bereifung diverser technischer Gerätschaften wie Schlepper und Mähdrescher – mittels einer Befragung erhoben wurde (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft 2005). Die Auswahl der Betriebe erfolgte repräsentativ für die in Sachsen vorherrschenden landwirtschaftlichen Standorte. Die befragten Betriebe wurden in den Kategorien kleine, mittlere und große zugeordnet. Die nachfolgende Tabelle gibt Überblick zu den jeweiligen Betriebsgrößen.

Tabelle 129: Größenklassen sächsischer Landwirtschaftsbetriebe

Betriebsgruppe	Anzahl Hektar
1	< 100
2	101-500
3	501-1.000
4	> 1.000

Quelle: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft 2005

Im Rahmen des Projekts konnte festgestellt werden, dass die Reifenausstattungen je nach Betriebsgröße variieren. In der kleinsten Betriebsgruppe, die eine landwirtschaftliche Nutzfläche von bis 100 Hektar umfasst, sind die vorhandenen Schlepper, die Kartoffelerntetechnik und auch die Transporteinheiten weitgehend mit Normalreifen ausgestattet, was sich aufgrund des hohen Kontaktflächendrucks – besonders auf der Vorderachse – negativ auf die Bodeneigenschaften auswirken kann. Breitreifen finden in dieser Betriebsgruppe ausschließlich auf der Vorderachse von Erntetechnik bzw. einachsigen Anhängern Anwendung.

In der zweiten Betriebsgruppe sind die leistungsschwachen Schlepper (50-100 kW) auf der Vorderachse bis zu 77 % und auf der Hinterachse bis zu 97 % mit Normalreifen ausgestattet. An leistungsstärkeren Schleppern (> 100 kW) finden hingegen Breitreifen auf beiden Achsen verstärkt Anwendung (jeweils bis zu 50 %). Auffällig ist in dieser Betriebsklasse der verstärkte Einsatz von Breitreifen an der Erntetechnik, besonders an der Vorderachse (82 %).

Auch in dieser Betriebsklasse kommen neben leistungsstarker Technik auch noch Schlepper mit einer Leistung von bis zu 100 kW zum Einsatz, die allerdings überwiegend mit Normalbereifung ausgestattet sind. Mit steigender Leistung der Schlepper nimmt ebenfalls Einsatz von Breitreifen zu. Bei Schleppern mit einer Leistung von über 150 kW sind Breitreifen Standard, bis zu 13 % (beide Achsen) finden auch Zwillingsreifen Anwendung. Auffällig in dieser Betriebsgruppe ist die gute Ausstattung selbstfahrender Pflanzenschutzmaschinen mit knapp 70 % Breit- bzw. Terrareifen. Die angehängten Pflanzenschutzmaschinen verfügen allerdings ausschließlich über Normalbereifung.

Auch in den Betrieben mit über 1.000 Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche sind Schlepper mit einer Leistung von unter 100 kW ausschließlich mit Normalreifen ausgestattet. Mit zunehmender Leistung der Schlepper verändert sich die Bereifung hin zu bodenschonenden Alternativen wie Zwillings-, Breit und Terrareifen. Bei der Erntetechnik finden Breitreifen bis zu 88 % an der Vorder- und bis zu 50 % an der Hinterachse Anwendung.

Es kann zusammengefasst werden, dass mit zunehmender Betriebsgröße – gemessen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche – die Anwendung bodenschonender Bereifung ebenfalls zunimmt. Dennoch sind leistungsschwächere Schlepper in allen Betriebsgruppen weitgehend mit Normalbereifung ausgestattet, obgleich auch eine bodenschonendere Bereifung in dieser Größenklasse technisch möglich wäre. Eine adäquate Begründung hierfür konnte im Zuge der Recherche nicht ermittelt werden. Bei kleineren Betrieben kann vermutet werden, dass aufgrund der geringen landwirtschaftlichen Nutzflä-

che die Amortisationszeit landwirtschaftlicher Technik infolge des geringeren Einsatzes/ der geringeren Auslastung dieser bedeutend höher ist als in großen Betrieben, die ihre Technik auslasten können. Außerdem bindet die Neuanschaffung von landwirtschaftlicher Technik Kapital, obgleich es sich um eine Teilausrüstung wie zum Beispiel die Neuanschaffung von Reifen oder dem Kauf einer kompletten Gerätschaft handelt. Auch in diesem Bereich lassen sich lediglich Spekulationen anstellen, da die Datenlage unzureichend ist. Gleiches gilt für die Anwendung von Gleisketten und Reifendruckregelungen im Bereich der technischen Einzelmaßnahmen in Sachsen. Ebenso wenig lassen sich Aussagen dazu treffen, in welchem Umfang innovative Ackerbausysteme wie das „controlled traffic farming“ (siehe oben) Anwendung finden und welche Auswirkung dies auf die aktuellen THG-Emissionen hat.

Die Statistik zeigt, dass im Jahr 2010 knapp 90 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche Sachsens weitgehend mit bodenschonender Bereifung befahren wurde (eigene Berechnungen nach Statistischem Landesamt des Freistaates Sachsens 2012, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft 2005). Defizite hinsichtlich der Bereifung bestehen vor allem in Betrieben, die weniger als 100 Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche bewirtschaften. Diese verfügen, wie oben bereits dargestellt, weitgehend über leistungsschwächere Technik (< 100 kW), die mit Normalbereifung ausgestattet ist. Auch die leistungsschwächeren Schlepper in den drei weiteren Betriebsgrößenklassen sind weitgehend mit Normalbereifung ausgestattet, was vor dem Hintergrund der Bodenverdichtung und der daraus resultierenden Lachgas-Emissionen als kritisch zu betrachten ist. Aufgrund der unzureichenden Datenlage kann jedoch keine quantitative Abschätzung dessen erfolgen, welche THG-Emissionen daraus resultieren.

2.4 Tierhaltung

Gemäß Aufgabenstellung sind die bereits erreichten Emissionsminderungen in der Tierhaltung gegenüber dem Basisjahr 2000 zu ermitteln. Dabei sind insbesondere folgende Punkte zu berücksichtigen:

- Mehr- und Multiphasenfütterung beim Schwein
- optimierte Rinderfütterungsverfahren
- aktuelle Stallhaltungsverfahren und Weidehaltung für Rinder
- aktuelle Lagerung von Wirtschaftsdüngern (insbesondere Gülle)

Weil im Hinblick auf THG-Emissionen aus der Tierhaltung neben der Nationalen Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012) keine weiteren belastbaren Datenquellen vorliegen, bauen die hier dargestellten Betrachtungen zu großen Teilen auf den ebd. veröffentlichten Werten auf, werden jedoch durch Auswertungen weiterer Literaturstellen und Statistiken untersetzt. Bei der Bewertung der in HAENEL et al. (2012) veröffentlichten Angaben zu den Emissionen aus der Tierhaltung (Wirtschaftsdüngermanagement und enterische Fermentation) ist zu berücksichtigen, dass diese die Verwertung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen und damit verbunden die Reduzierung von THG-Emissionen aus der Gülle- und Festmistlagerung in der Berichtssubmission 2012 noch nicht berücksichtigen. Entsprechende Effekte sind im Kapitel 2.2.2 beschrieben und hinsichtlich der THG-Minderungen bewertet. In vorliegendem Kapitel werden die Entwicklungen der THG-Emissionen zwischen 2000 und 2010 vorerst ohne Berücksichtigung der Vergärung von Wirtschaftsdüngern beschrieben (Zahlenbasis aus HAENEL et al. 2012), es erfolgt aber eine verbale und zahlenmäßige Bewertung der absoluten Minderungseffekte. Auf Basis der Definition des Wirtschaftsdüngermanagements, welches die gesamte Prozesskette des Wirtschaftsdüngeranfalls sowie dessen Lagerung und Ausbringung beinhaltet, werden die Emissionen aller Teilbereiche in diesem Kapitel dargestellt. Vertiefende Betrachtungen zur emissionsarmen Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sind im Kapitel 2.3.3 enthalten. Entsprechende Emissionen werden an dieser Stelle nicht im Detail diskutiert.

Das Verständnis der in HAENEL et al. (2012) ausgewiesenen Emissionen für den Bereich Tierhaltung und der strukturellen Untergliederung dieses Kapitel erleichtert die Darstellung zur Struktur des Inventar-Modells „GAS-EM“ mit Angabe der in den jeweiligen Stufen berechneten THG-Emissionen (siehe Abbildung 61). Bei den auf der Ebene der Landkreise verwendeten Berechnungsdaten für das Wirtschaftsdüngermanagement handelt es sich um bundeslandeinheitliche Datensätze (HAENEL et al. 2012).

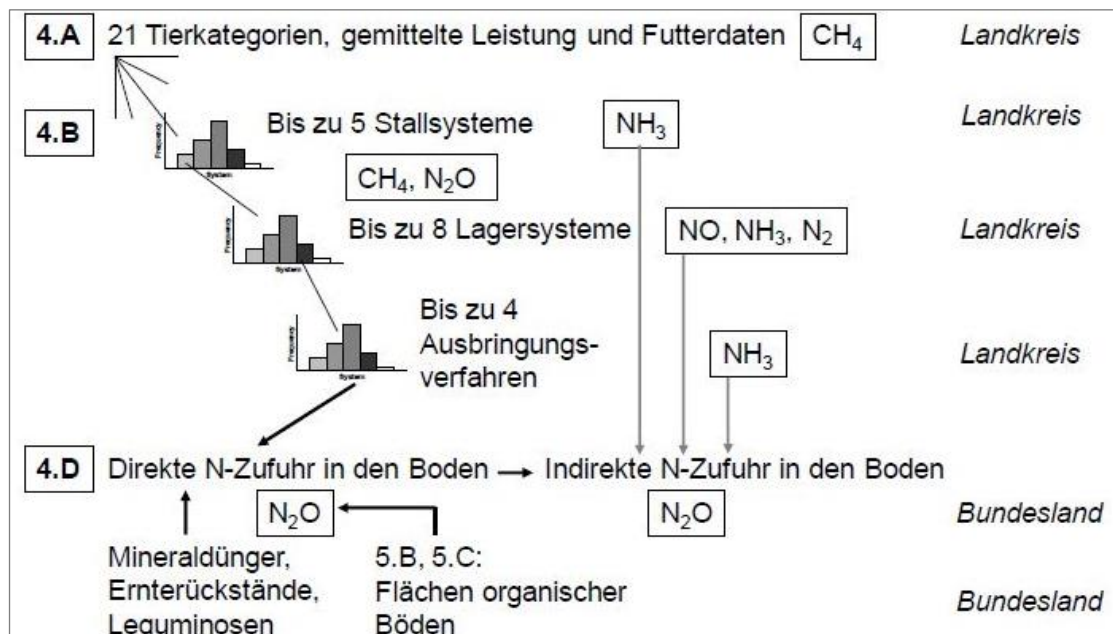


Abbildung 61: Konzept, thematische Inhalte und räumliche Auflösung des GAS-EM-Modells

Quelle: UBA (2012b)

Die Tierhaltung wird im GAS-EM-Modell mit den Quellgruppen 4.A. „Emissionen aus der Verdauung“ und 4.B. „Wirtschaftsdüngermanagement“ behandelt. Die Weidehaltung wird im Modell als „Lagerungsverfahren“ angesehen, die resultierenden Emissionen werden aber zum Teil separat ausgewiesen bzw. sind wie im Falle von Methan aus Exkrementen, die auf der Weide ausgeschieden werden, Bestandteil der CH_4 -Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (mdl. Mittlg. HAENEL & RÖSEMANN 2013a).

Um sämtliche Emissionen aus der Tierhaltung als CO_2 -Äquivalente abbilden zu können, werden NH_3 (und NO) in vergleichenden Betrachtungen auf Basis der Emissionsfaktoren nach HAENEL et al. (2012) als indirekt wirksam über die Bildung von N_2O nach atmosphärischer Deposition berechnet. Zusätzlich werden alle gasförmigen N-Verluste mit dem Referenzwert der THG-Emissionen für die Herstellung von mineralischen N-Düngern (5 kg CO_2 -Äquivalent/kg N) als Düngewertverlust berücksichtigt.

Status quo

Im Freistaat Sachsen wurde die landwirtschaftliche Produktion im Jahr 2010 in insgesamt 6.287 Unternehmen betrieben (Destatis 2012a). Mit 4.737 Unternehmen hatte die Tierproduktion einen Anteil von 75,4 % an der Zahl der landwirtschaftlichen Unternehmen (StaLa SN 2011f). Hinsichtlich der einzelnen Tierarten ergibt sich die in Abbildung 62 dargestellte Häufigkeitsverteilung (Mehrfachnennungen möglich). Es ist zu erkennen, dass die Rinderhaltung mit 74,6 % der viehhaltenden Betriebe den breitesten Raum einnimmt.

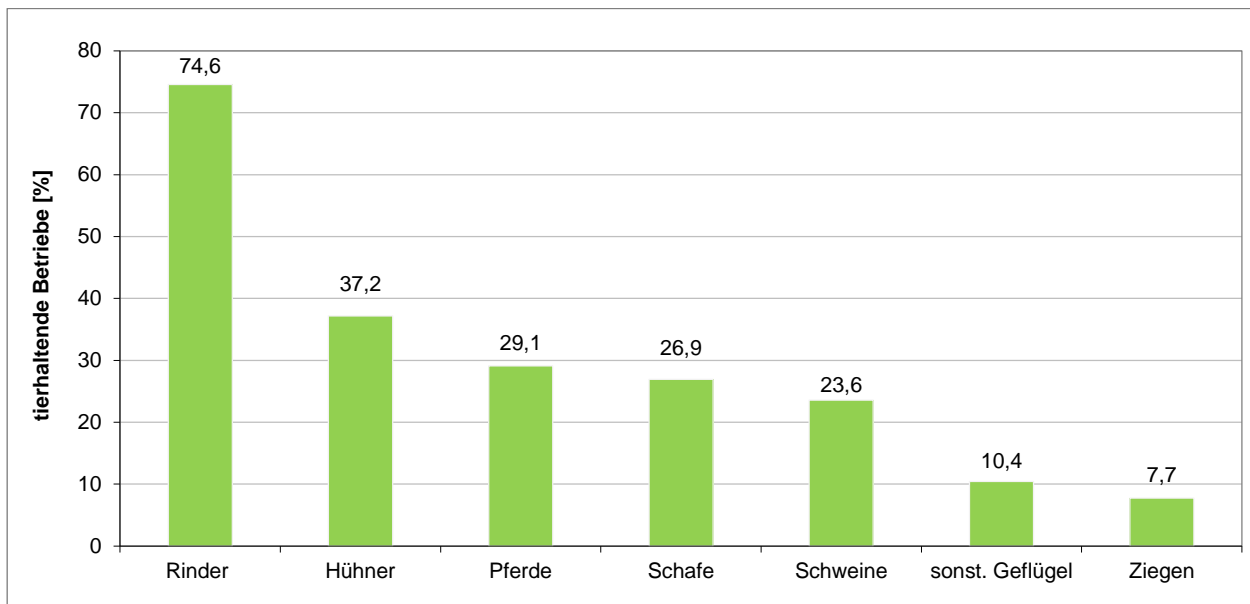


Abbildung 62: Anteil der viehhaltenden Betriebe nach Tierarten

Quelle: eigene Abbildung, Datenbasis StaLa SN (2011f)

Tierhaltung wird in allen Regionen in Sachsen betrieben, wobei regionale Schwerpunkte zu erkennen sind (siehe Abbildung 63).

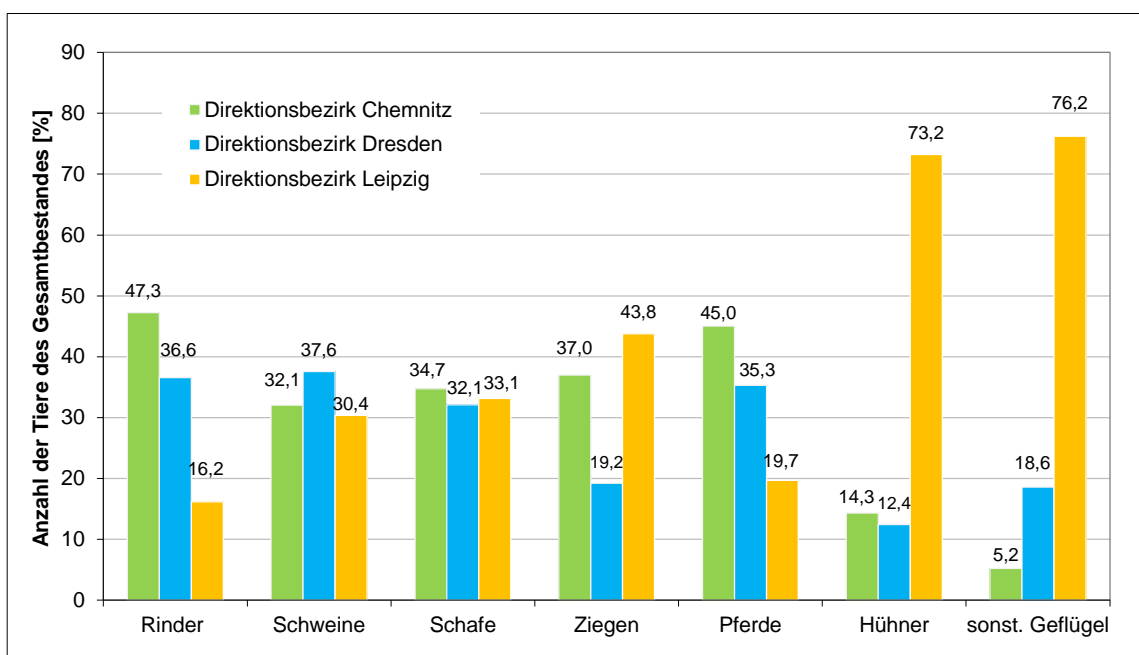


Abbildung 63: Räumliche Verteilung des sächsischen Tierbestandes

Quelle: eigene Abbildung, Datenbasis StaLa SN (2011f)

Der Gesamttierbestand belief sich im Jahr 2010 auf 485.902 Großvieheinheiten (GV) (StaLa SN 2011f). Bezieht man diese Zahl auf die landwirtschaftliche Nutzfläche von 912.742 ha, ergibt sich eine Tierbesatzdichte von 0,53 GV/ha. Damit liegt der sächsische Tierbesatz deutlich unter dem Durchschnittswert aller Bundesländer (0,78 GV/ha). Im Vergleich der neuen Bundesländer weist der Freistaat Sachsen jedoch den höchsten Tierbesatz auf (siehe Abbildung 64).

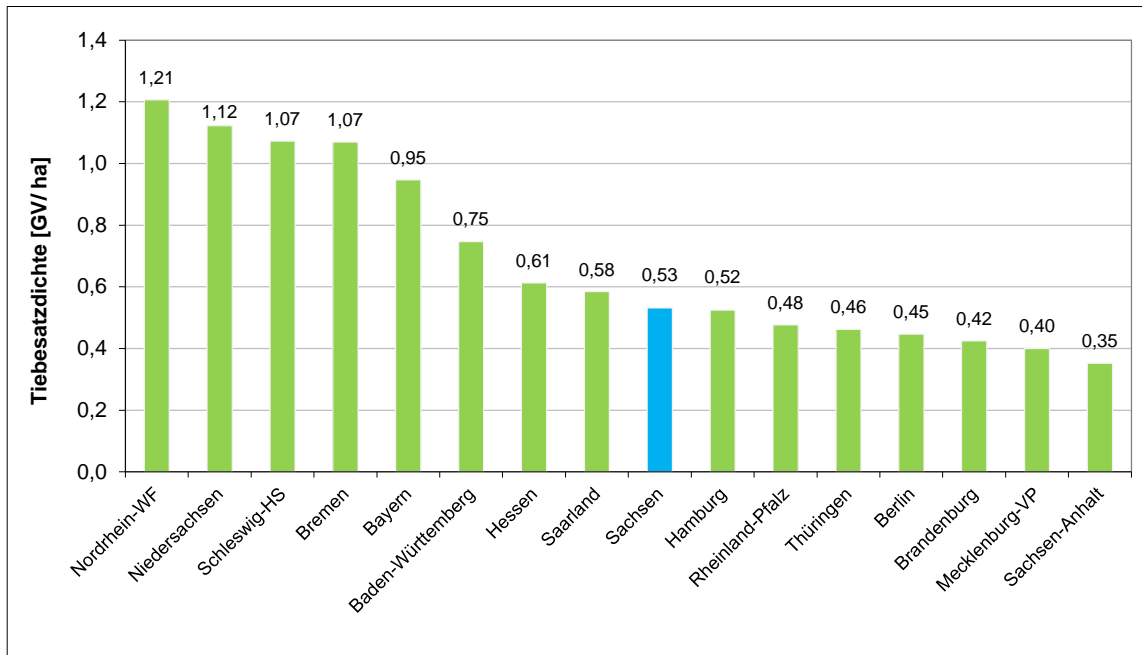


Abbildung 64: Tierbesatzdichte der Bundesländer im Vergleich

Quelle: eigene Abbildung, Datenbasis Destatis (2011b)

Entwicklung der Tierzahlen

Nach einem starken Rückgang der Tierbestände zu Beginn der 1990er-Jahre (siehe hierzu auch Kapitel 1.1) vollzog sich die Entwicklung im Untersuchungszeitraum von 2000 bis 2010 stärker tierartbezogen. Wie aus Abbildung 65 zu entnehmen ist, wurde der Tiefpunkt des Rinderbestandes mit 482.800 Tieren im Jahr 2007 erreicht. Im Zeitraum 2008-2010 stabilisierte sich der Rinderbestand auf einem Niveau um etwa 500.000 Tiere. Die erkennbare Stabilisierung der Bestandszahlen ab 2007 erklärt sich durch einen leichten Wiederanstieg der Anzahl sonstiger Rinder, während für die Milchkuhbestände ein durchgängig sinkender Trend zu erkennen ist. Diese ist im Wesentlichen auf Leistungssteigerung in der Milchproduktion und die Kontingentierung der Milchliefereien zurückzuführen.

Der Schweinebestand zeigt im Betrachtungszeitraum größere zyklische Schwankungen um ein Niveau von ca. 610.000 (Schweine gesamt) bzw. 510.000 Tieren (ohne Saugferkel) mit ggf. leicht nach oben gerichtetem Trend. Weil die Schweinebestände als Zahl ohne Saugferkel Basis der Berechnungen zum Nationalen Emissionsbericht sind (HAENEL et al. 2012), werden nachfolgend spezifische Emissionskennwerte auf Basis dieser Bestandsdefinition ermittelt.

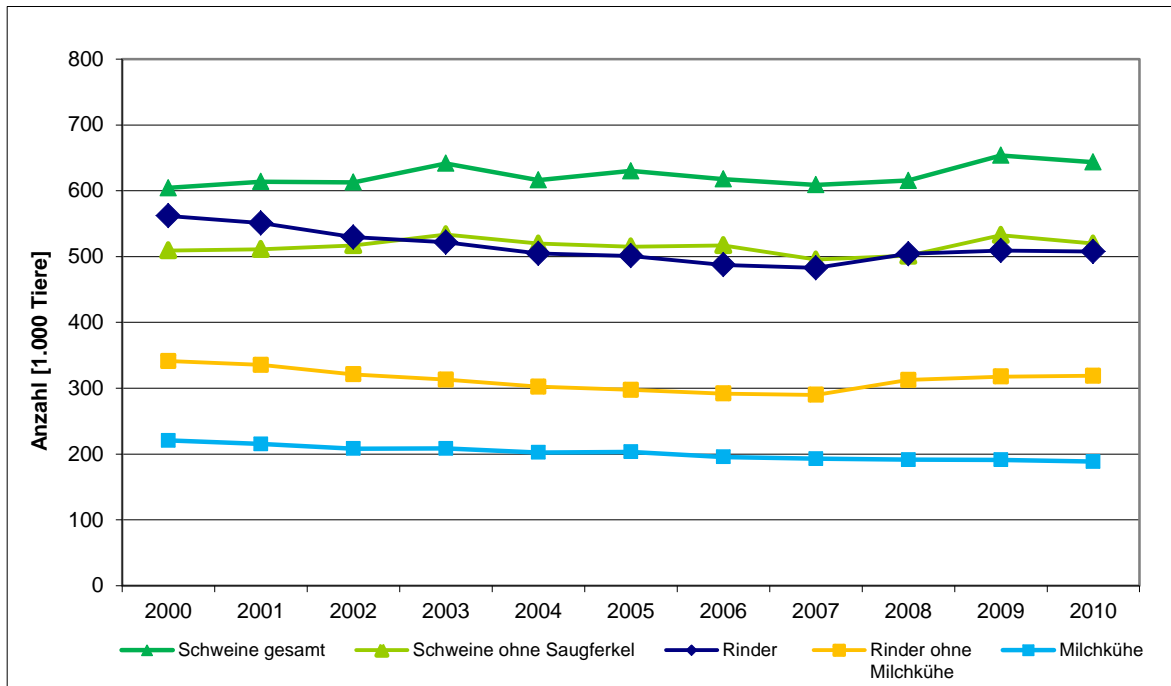


Abbildung 65: Entwicklung der Rinder- und Schweinebestände 2000-2010

Quelle: eigene Abbildung, Datenbasis HAENEL et al. (2012)

Nach UBA (2012b) werden die Bestandszahlen der Rinder seit dem Jahr 2008 aus der HIT-Datenbank (Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere) entnommen, in der jedes Tier registriert ist. „Als Folge der neuen Erhebungsmethode ergeben sich für die Jahre ab 2008 allerdings (*deutschlandweit*) systematisch höhere Tierzahlen als in den Jahren zuvor, in denen aufgrund von Erfassungsgrenzen nicht alle Tiere berücksichtigt wurden. Ein Vergleich des Statistischen Bundesamtes für das Jahr 2007 zeigt, dass die Rinderzahlen aus HIT 2,9 % höher als nach der herkömmlichen Erhebungsmethode sind (für Milchkühe allein 2,8 %). Da es laut Statistischem Bundesamt nicht möglich ist, diese Abweichung für die zurückliegenden Jahre zu schätzen, wurden die Rinder-Zeitreihen von 1990 bis 2007 nicht angepasst. Als Folge werden die Emissionen aus der Rinderhaltung in den Jahren 1990 bis 2007 leicht unterschätzt.“ (UBA 2012b).

Der Schafbestand wies im Zeitraum von 2000 bis 2005 ein stabiles Niveau von ca. 140.000 Tieren auf. In der zweiten Hälfte des Betrachtungszeitraumes sank die Tierzahl bis auf eine Größenordnung von 102.200 Tieren im Jahr 2010. Der Pferdebestand bewegt sich im gesamten Betrachtungszeitraum auf einem stabilen Bestandsniveau zwischen 12.000-13.500 Tieren. Zieht man den Zeitraum vor 2000 mit in die Betrachtung der Entwicklung des Pferdebestandes ein, so kann eine leicht abnehmende Bestandsentwicklung festgestellt werden¹².

Die Anzahl der im Freistaat Sachsen gehaltenen Hühner zeigt im Betrachtungszeitraum zwischen den Jahren 2000 und 2010 eine kontinuierlich steigende Tendenz. Ausgehend von 6,4 Millionen Hühnern im Jahr 2000 wurde der Bestand bis 2010 auf 8,2 Millionen Hühner gesteigert. Das bedeutet eine Bestandserhöhung von 28 % in zehn Jahren.

Haltungsverfahren

Rinderhaltung

Die güllebasierte und strohbasierte Haltung von Rindern stellen auch in Sachsen die beiden wichtigsten Haltungsverfahren in der Rinderproduktion dar. Es ist jedoch festzustellen, dass sich die Anteile zwischen diesen beiden Haltungsverfahren im Betrachtungszeitraum zwischen 2000 und 2010 erheblich verändert haben. Wie aus Abbildung 66 und Abbildung 67 zu entnehmen ist, gibt es hinsichtlich der Haltungsverfahren gegenläufige Trendentwicklungen zwischen Milchkühen und übrigen Rindern.

¹² Die Zahlen repräsentieren nur die Bestände landwirtschaftlicher Betriebe. Der Gesamtbestand an Pferden und Schafen (auch außerhalb der Landwirtschaft), der durch die Zahlen der Tierseuchenkasse beschrieben wird, liegt deutlich höher (LfULG 2011c).

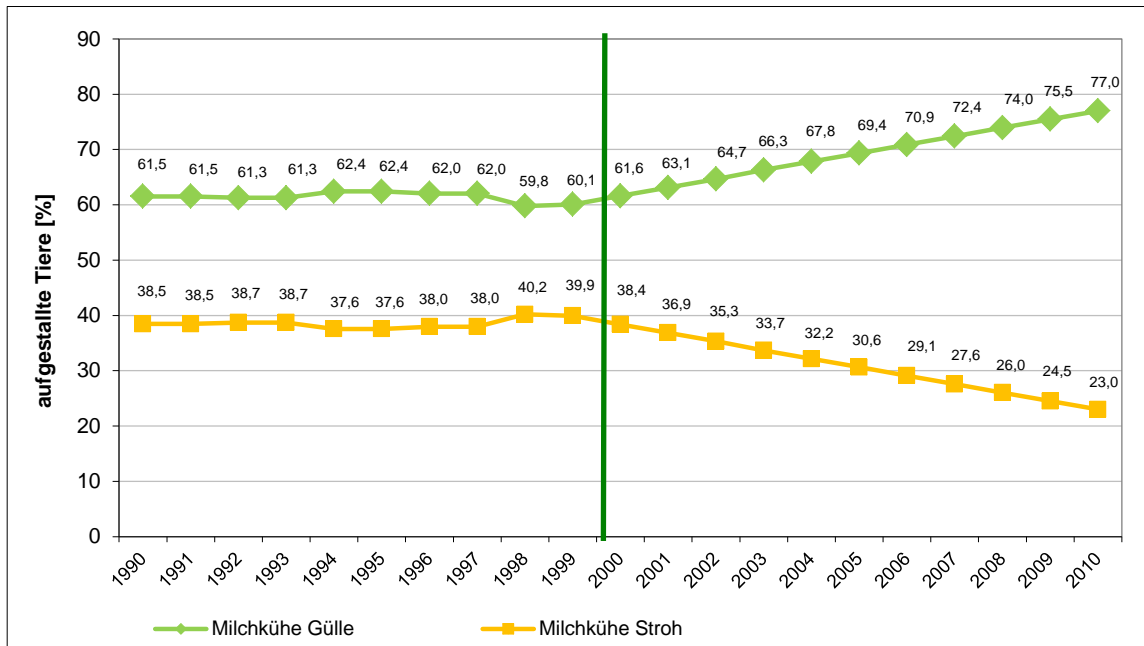


Abbildung 66: Entwicklung der Haltungsformen bei Milchkühen 1990-2010

Quelle: eigene Abbildung, Datenbasis HAENEL et al. (2012)

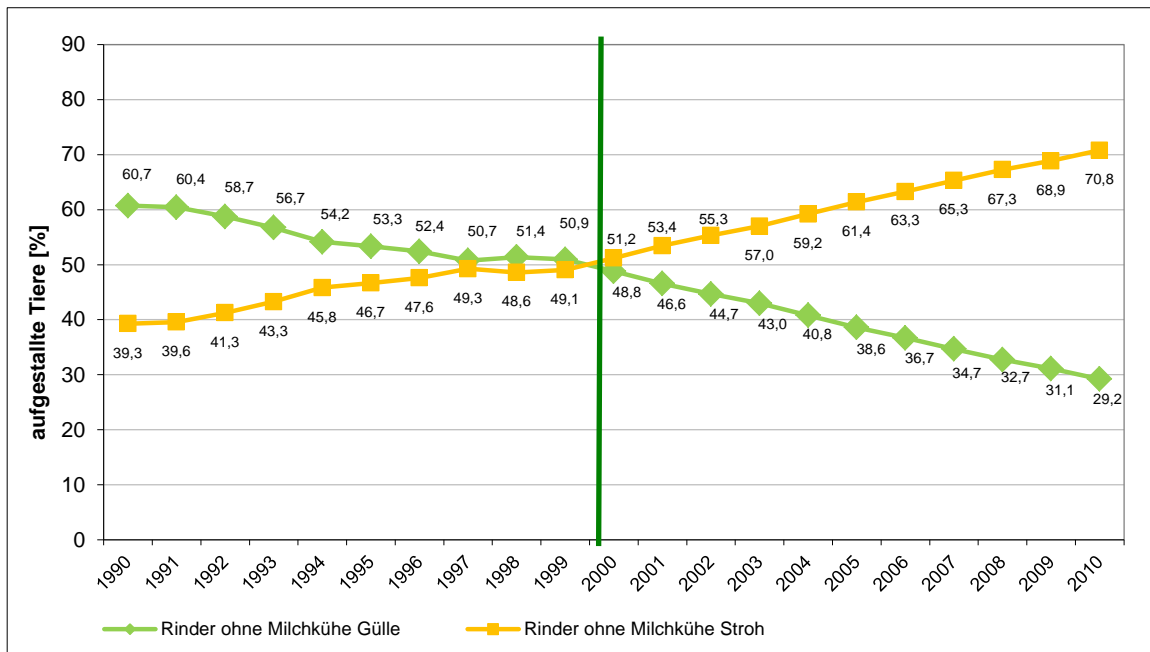


Abbildung 67: Entwicklung der Haltungsformen bei Rindern (ohne Milchkühe) 1990-2010

Quelle: eigene Abbildung, Datenbasis HAENEL et al. (2012)

Nachdem in den 1990er-Jahren bei den Milchkühen durchgängig ein Verhältnis von 60 % Güllehaltung zu 40 % Strohhaltung vorherrschte, ist ab dem Jahr 2000 eine starke Zunahme der Güllehaltung zu verzeichnen. Im Zeitraum bis 2010 stieg der Anteil der güllebasierten Rinderhaltung um 15,4 % auf insgesamt 77 %. Als entscheidende Ursache für diese Entwicklung sind arbeitswirtschaftliche Vorteile der güllebasierten Rinderhaltung zu sehen. Durch die damit verbundene Schaffung neuer Stallanlagen wurden tierartgerechtere Haltungssysteme installiert. Diese sind eine wesentliche Voraussetzung für die ebenfalls in diesem Zeitraum gestiegene Milchleistung (siehe nachfolgender Absatz). Neben Stallneubauten wurden auch Veränderungen in den bestehenden Stallanlagen erreicht, die ebenfalls für tierartgerechtere Haltungsformen bei den Milchkühen von Bedeutung sind. Dem gegenüber ist bei den übrigen Rindern bereits seit Beginn der 1990er-Jahre ein kontinuierlicher Rückgang der Güllehaltung nachzuweisen (Abbildung 67). Die Größenordnung des Rückgangs der güllebasierten Haltung bei dieser Tierkategorie beläuft sich zwischen 2000 und 2010 auf fast 20 %. Man kann also davon aus-

gehen, dass die bei den Milchkühen freigesetzten strohbasierten Stallkapazitäten teilweise weiter für die Haltung der übrigen Rinder genutzt wurden, wenn diese hierfür geeignet waren. Der Entwicklung der Weidehaltung von Rindern ist in der Abbildung 68 dargestellt.

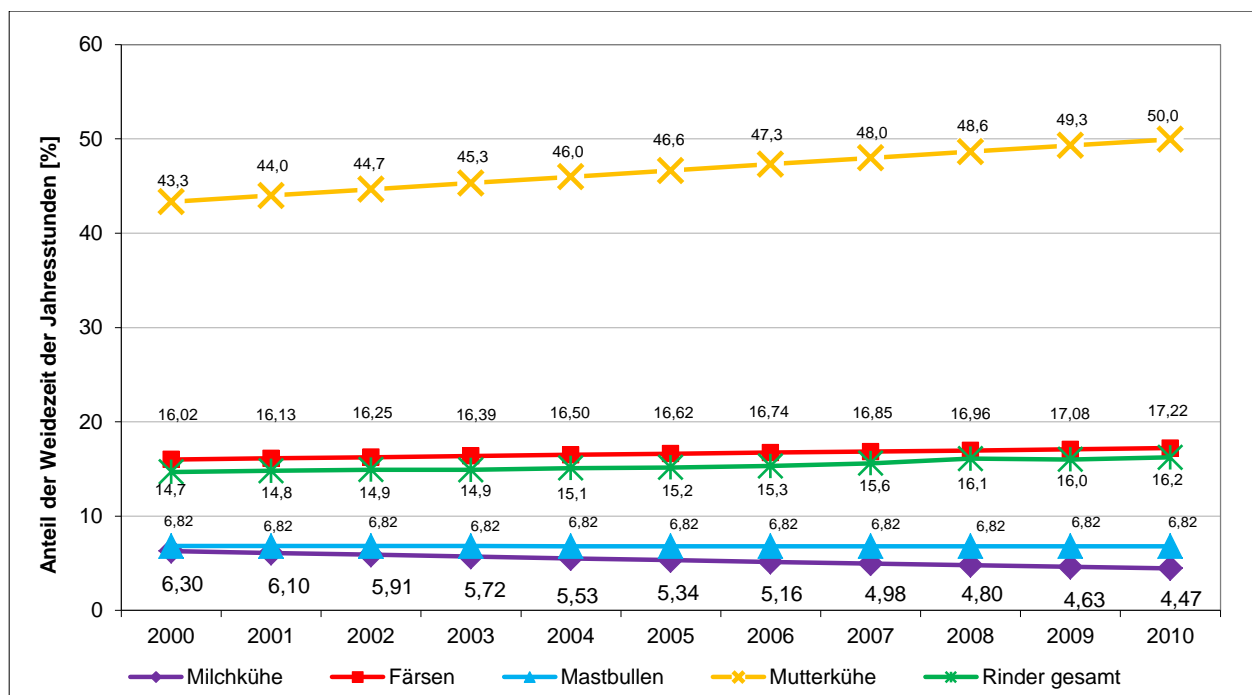


Abbildung 68: Entwicklung der Weidezeiten in der Rinderhaltung 2000-2010

Quelle: eigene Abbildung, Datenbasis HAENEL et al. (2012)

Es ist zu erkennen, dass die Weidehaltung bei Rindern insgesamt einen relativ geringen Umfang einnimmt. Im Mittel aller Rinder ist im Betrachtungszeitraum zwischen 2000 und 2010 jedoch eine leichte Zunahme der Weidezeit von 14,7 auf 16,2 % der Jahresstunden zu verzeichnen. Diese leicht steigende Entwicklung liegt im Wesentlichen in der Weidehaltung der Färsen und Mutterkühe begründet. Im gleichen Zeitraum ging die Weidehaltung bei Milchkühen von 6,3 % auf 4,5 % zurück. Dieser Rückgang steht mit der steigenden Milchleistung der Kühe im direkten Zusammenhang.

Schweinehaltung

Die Nationale Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012) geht bei Schweinen von einer vollständigen Stallhaltung mit einem sehr hohen Anteil güllebasierter Systeme aus. Zwischen 2000 und 2010 stieg der Anteil güllebasierter Haltungsformen bei Schweinen von 91 auf 93,6 % (ebd.). Der Einsatz von Abluftreinigungsanlagen zur Reduzierung von Ammoniakemissionen aus Schweineställen hat in Sachsen praktisch keine Relevanz. In den Berechnungen zur Nationalen Emissionsberichterstattung werden nur ca. 0,3 % der Ammoniak-N-Verluste aus Schweineställen durch den Einsatz von Abluftreinigungsanlagen verringert (mdl. Mittlg. HAENEL & RÖSEMANN 2013a).

Haltung anderer Tiere

Die Haltungsformen von Pferden, Schafen und Geflügel zeigen im Jahresvergleich 2000-2010 keine wesentlichen Änderungen. Die Tiere werden vollständig in (strohbasierten) Festmistsystemen gehalten. Ebenso unverändert blieb der Umfang der Weidehaltung bei Schafen und Pferden. Er erreichte bei Schafen 46,5 % und bei Pferden 49,3 % der Jahresstunden. Für Geflügel geht die Nationale Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012) von vollständiger Stallhaltung aus.

Fütterungsverfahren

Rinderfütterung

Fütterung von Milchkühen und Entwicklung der Milchleistung

Die in den Jahren 1990 bis dato durchgeführten Maßnahmen der Fütterung von Milchkühen zielten im Wesentlichen auf eine Erhöhung der spezifischen Milchleistung pro Kuh ab. So konnte zwischen 1990 und 2010 im sächsischen Durchschnitt die Milchleistung von 4.380 auf 8.448 kg Milch/Kuh und Jahr gesteigert werden. Die entspricht einer Steigerung von

92 %. Im Zeitraum von 2000 bis 2010 entspricht diese Entwicklung einer relativen Steigerung von ca. 19 %. Erreicht wurden diese Effekte im Wesentlichen durch steigende Futterrationen (ausgedrückt als tägliche Energieaufnahme), leicht verbesserte Verdaulichkeit des Futters und geringe Weidezeiten. Sachsen erreicht damit im Bundesvergleich die höchsten spezifischen Milchleistungen. Als Folge höherer Futterrationen stiegen die Ausscheidungen an Stickstoff und organischer Trockensubstanz in entsprechender Weise. Tabelle 130 stellt die Entwicklung wesentlicher Parameter für die Jahre 2000 und 2010 vergleichend gegenüber, die im Zusammenhang mit der Fütterung von Milchkühen stehen.

Tabelle 130: Entwicklung ausgewählter Parameter der Fütterung von Milchkühen 2000-2010

Parameter	Einheit	2000	2010	Relative Änderung in Bezug auf 2000
Anzahl Milchkühe (= Tierplätze)	Stück	220.600	188.530	-14,54 %
Jährliche Milchleistung	kg/Kuh und Jahr	7.104	8.448	18,92 %
tägliche Gesamtenergieaufnahme	MJ/Kuh und Tag	307,34	338,98	10,29 %
Verdaulichkeit der Energie im Futter	MJ/MJ	0,71	0,72	1,83 %
Verdaulichkeit der organischen Substanz im Futter	kg/kg	0,74	0,75	1,20 %
oTM-Ausscheidung	kg/Kuh und Jahr	1423	1516	6,55 %
N-Ausscheidung	kg/Kuh und Jahr	106,1	117,7	10,95 %

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Die Fütterung sonstiger Rinder (ohne Milchkühe) zeigt im Jahresvergleich 2000-2010 nur eine moderate Änderung bezüglich fütterungsrelevanter Parameter. So stieg die tägliche Gesamtenergieaufnahme dieser Rinder nur um ca. 2,5 % auf etwa 108 MJ/Tier und Tag.

Optimierte Rinderfütterung

Im Mittelpunkt der Betrachtungen zu Emissionsminderungen aus der Rinderhaltung steht u. a. die Fragestellung, ob durch eine stickstoffreduzierte Rinderfütterung die Stickstoffausscheidung mit den Exkrementen reduziert werden kann. Nach SÜDEKUM et al. (2012) setzt die Verwendung des Begriffs „stickstoffreduziert“ voraus, dass eine Absenkung der Aufnahme an Stickstoff bzw. Rohprotein bei Milchkühen ein erstrebenswertes Ziel ist und dass Futtermittel zur Erreichung dieses Ziels beitragen können. Weiterhin verweisen die Autoren darauf, dass trotz vieler komplexer Ansätze einer differenzierten Bewertung von Futtermitteln und Rationen, eine bessere Ressourcennutzungseffizienz zu erreichen, nach wie vor der Rohproteingehalt der Ration bzw. die tägliche Rohproteinaufnahme von wesentlichem Einfluss auf die erzielbare Milchproteingleistung ist. Vor diesem fachlichen Hintergrund ist bisher in der sächsischen Rinderfütterung eine solche Zielstellung noch nicht flächendeckend umgesetzt worden. Anwendungsmöglichkeiten, Einsatzgrenzen und der Stand der Forschung zu diesem Thema werden im Kapitel 3.4.1.1.2 näher beschrieben.

Schweinefütterung

Primäres Ziel der Minderung von THG-Emissionen bei der Schweinefütterung die Reduzierung der Ausscheidung an Stickstoff mit den Exkrementen. Zum einen besteht die Möglichkeit der Absenkung des Rohproteingehaltes in der aufgenommenen Futtration der Tiere von Mastbeginn bis Mastende, zum anderen der Einsatz einer Mehr oder- Multiphasenfütterung, um den Einsatz von Rohprotein zu jedem Zeitpunkt so genau wie möglich an den aktuellen Bedarf anzupassen und daher Verluste zu vermeiden (siehe hierzu auch Kapitel 3.4.1.2). Neben der Erreichung besserer Leistungsparameter können auf diesem Wege durch die Reduzierung von N-Ausscheidung mit den Exkrementen THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement gesenkt und Verluste an wertvollem Düngerwert des Stickstoffs reduziert werden.

Angaben des Statistischen Landesamtes Sachsen (KRAUSE 2013b) belegen für die Fütterung von Mastschweinen im Zeitraum 2010/11, dass in Sachsen 112 von 171 Betrieben mit ausgemästeten Schweinen das Prinzip der stickstoffreduzierten Fütterung anwenden. Im genannten Zeitraum waren 95,6 % der in sächsischen Betrieben ausgemästeten Schweine in

die stickstoffreduzierte Fütterung einbezogen (ebd.). Diese Kennzahl belegt eine gute Übereinstimmung mit dem Anteil der Mastschweine mit stickstoffreduzierter Fütterung aus dem Kreis Torgau-Oschatz, die einen Wert von 97 % der Mastschweine ausweist (ALERT 2010). Auch das vTI bestätigt, dass der Anteil N-reduzierten Futters für Schweine in Sachsen und auch in anderen neuen Bundesländern besonders hoch ist (> 80 %) (mdl. Mittlg. HAENEL UND RÖSEMANN 2013b). Die verwendeten Daten sind jedoch nicht zur Veröffentlichung freigegeben (ebd.). Bei der Fütterungstechnik wurde allerdings nur mit dem Einsatz einer Zweiphasenfütterung gerechnet (HAENEL et al. 2012). Der Einsatz der Multiphasenfütterung ist rechnerisch nicht berücksichtigt.

Die Betrachtung fütterungsrelevanter Parameter zeigt (hier am Beispiel von Mastschweinen) keine signifikanten Änderungen im Jahresvergleich 2000-2010. So lag die durchschnittliche tägliche Energieaufnahme bei ca. 30 MJ/Mastschwein und Tag, die Futtermitteldarstellungen zeigten keine Änderungen (HAENEL et al. 2012). Auch mittlere Tiergewichte liegen in diesem Zeitraum auf einem etwa gleich bleibenden Niveau (ebd.). Die tägliche Gewichtszunahme von Aufzuchtferkeln zeigt hingegen deutliche Steigerungen bis 2010, die im Wesentlichen auf eine gesteigerte Energiezufuhr zurückzuführen ist (ebd.).

Lagerung von Wirtschaftsdüngern

Alle Eingangsdaten zur Berechnung der THG-Emissionen bei der Stallhaltung, der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern im Rahmen der Nationalen Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012) basieren auf aktuellen Daten der Landwirtschaftszählung 2010. Diese werden dem vTI länderspezifisch durch das Statistische Bundesamt zur Verfügung gestellt, das vTI ist jedoch nicht zur Veröffentlichung dieser länderspezifischen Daten autorisiert (mdl. Mittlg. HAENEL 2013). Verallgemeinerte Angaben des Statistischen Bundesamtes zu Lagerungs- und Ausbringverfahren von Wirtschaftsdüngern sind öffentlich zugänglich (Destatis 2011c/d), jedoch nicht in der für eine belastbare Bewertung notwendigen Detailtiefe. Nach Aussage des Statistischen Bundesamtes (schrftl. Mittlg. REUTER 2013) basieren die länderspezifischen Eingangsdaten zu Stallhaltung, der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, die dem vTI als Berechnungsgrundlage für den Teil Landwirtschaft zur Verfügung gestellt werden, auf Schätzungen, aufbauend auf den Erhebungsmerkmalen und Ergebnissen der Landwirtschaftszählung 2010. Diese Daten sind nur zum internen Gebrauch für das vTI bestimmt, Grundlage hierfür ist eine Verwaltungsvereinbarung zwischen dem Statistischen Bundesamt, dem Umweltbundesamt und dem von Thünen-Institut (ebd.). Weil die frei zugänglichen statistischen Daten (Destatis 2011c/d) keine detaillierte Auswertung der sächsischen Bestandsdaten (insbesondere zur Lagerung von Wirtschaftsdüngern) zulassen, können entsprechende Angaben nur aus Berechnungsergebnissen indirekt abgeleitet werden (siehe nachfolgender Abschnitt).

Bewertung Treibhausgasemissionen

Haltungsverfahren

Stallhaltungsverfahren

Verallgemeinernde Aussagen zur Vorteilhaftigkeit einzelner Stallhaltungsverfahren im Hinblick auf die Emission treibhausrelevanter Gase lassen sich auf Grund der Vielzahl einzelner Haltungsverfahren und tierspezifischer Emissionsfaktoren nicht ableiten. Wesentliche THG-Emissionen aus dem Stall entstehen aus den ausgeschiedenen Exkrementen in Form von Ammoniak und (je nach Lagerdauer der Exkremente im Stall) als CH_4 bzw. N_2O . Die Nationale Emissionsberichterstattung bilanziert für die einzelnen Stallhaltungsverfahren nur NH_3 -Verluste. Andere gasförmige Emissionen, die auf längere Lagerzeiten der Wirtschaftsdünger im Stall zurückzuführen sind, werden als Lagerungsverluste bilanziert (siehe nachfolgender Abschnitt) (HAENEL et al. 2012).

Übliche Größenordnungen von Ammoniakverlusten liegen im Bereich von 0,066 bis 0,213 kg $\text{NH}_3\text{-N/kg}$ TAN für unterschiedliche Rinderhaltungsverfahren, 0,3 bis 0,4 kg $\text{NH}_3\text{-N/kg}$ TAN für die Schweinehaltung und 0,066 bis 0,1 kg $\text{NH}_3\text{-N/kg}$ Gesamt-N für die Hühnerhaltung (seit 2010, vorher teils deutlich höhere Emissionsfaktoren) (HAENEL et al. 2012). Damit zeigt sich, dass insbesondere im Bereich der Schweinehaltung durch Ammoniakemissionen bereits wesentliche N-Verluste und indirekte THG-Wirkungen verursacht werden.

Weidegang

Eine differenzierte Bewertung des Einflusses der Weidehaltung auf die Emissionen von Treibhausgasen im Vergleich zu einer alternativen Stallhaltung ist anhand der Daten der Nationalen Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012) nicht ableitbar, weil absolute oder spezifische Emissionen, die dem Weidegang zuzurechnen sind, nicht durchgängig separat

ausgewiesen bzw. teilweise übergreifend bilanziert werden. Grundsätzlich lassen sich durch eine Weidehaltung NH₃-Emissionen aus den Exkrementen verringern, Unsicherheiten ergeben sich jedoch bei verlängerten Weidezeiten standortabhängig u. a. durch die Gefahr der Nitratauswaschung in Abhängigkeit des N-Eintrags über Urin und Dung (FLESSA et al. 2012). Auf Grund der guten Belüftung der Exkremente ist mit vergleichsweise geringen CH₄-Emissionen aus den Ausscheidungen zu rechnen. Durch die teilweise sehr konzentrierte Ausscheidung der Exkremente können jedoch auch hohe N-Überschüsse und N₂O-Emissionen auftreten, besonders gefährdet sind nasse und durch Trittstellen verdichtete Weidebereiche (ebd.). Für die Nationale Emissionsberichterstattung wird ein Emissionsfaktor von 0,02 kg N₂O-N/kg Gesamt-N nach IPPC (2006) angesetzt, der Unsicherheitsbereich wird jedoch mit 0,007 bis 0,06 kg N₂O-N/kg Gesamt-N angegeben (HAENEL et al. 2012). Emissionsfaktoren für CH₄ und NH₃ sind Tabelle 135 zu entnehmen.

Gesamt-Effekte auf die THG-Bilanz von Systemen mit hohem Weideanteil können u. a. auch in eingesparten Emissionen aus dem Treibstoffverbrauch für Futterbergung und -konservierung liegen. Zusammenfassend kann nach FLESSA et al. (2012) festgestellt werden, „dass die Weidehaltung zu einer signifikanten Verringerung der NH₃-Emissionen führt. Die Wirkung der Haltungsform auf die produktbezogene Treibhausgasbilanz ist für die Milchproduktion nicht eindeutig. Mehrere Studien weisen auf ein geringeres Emissionsminderungspotenzial der Weideführung hin. Allerdings ist letztlich das betriebliche Management weitaus wichtiger für die Minderung der Emissionen als die Wahl der Haltungsform.“

Fütterungsverfahren

Rinderfütterung

Fütterung von Milchkühen und Entwicklung der Milchleistung

Wie bereits im Abschnitt „Status quo“ beschrieben, ist im Betrachtungszeitraum 2000-2010 eine Steigerung der Milchleistung um fast 20 % zu verzeichnen. Die hiermit verbundenen Effekte auf den Ausstoß von Methan aus der Verdauung und THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sind in Tabelle 131 vergleichend dargestellt.

Tabelle 131: Entwicklung ausgewählter Kennziffern der Milchviehhaltung 2000-2010

Parameter	Einheit	2000	2010	Relative Änderung in Bezug auf 2000
Anzahl Milchkühe (= Tierplätze)	Stück	220.600	188.530	-14,54 %
Jährliche Milchleistung	kg/Kuh und Jahr	7.104	8.448	18,92 %
Methan aus der Verdauung	g CO ₂ e/kg Milch	114	112	-1,37 %
Wirtschaftsdüngermanagement	g CO ₂ e/kg Milch	358	332	-7,25 %
Methan aus der Verdauung und THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement	g CO ₂ e/kg Milch	471	444	-5,83 %
	kg CO ₂ e/Kuh und Jahr	3.348	3.750	11,98 %

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Aus Tabelle 131 ist zu erkennen, dass die spezifische Steigerung der Milchleistung größer ist als die Erhöhung der tier-spezifischen THG-Emissionen. Hieraus erklären sich die produktspezifischen Einsparungen an THG-Emissionen. Betrachtet man die zeitliche Entwicklung insbesondere der Jahre 2005 bis 2010 (nicht dargestellt), ergeben sich nur noch sehr geringe Änderungen bei den produktspezifischen Kennwerten.

Schweinefütterung

Die Nationale Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012) weist insbesondere für Mastschweine im Jahresvergleich 2000-2010 eine deutliche Reduzierung der tierspezifischen N-Ausscheidungen von 12,6 auf 10,2 kg N/Tierplatz und Jahr aus. Angaben zur N-reduzierten Fütterung von Mastschweinen (Berücksichtigung als Zwei-Phasenfütterung mit festen Futtereigenschaften) sind Bestandteil der Berechnungen nach HAENEL et al. (2012), konkrete Eingangsdaten sind jedoch nicht zur Veröffentlichung freigegeben. Nach HAENEL & RÖSEMANN (2013b) wurde bei den Berechnungen der Submission 2012 für das Jahr 2010 eine N-reduzierte Fütterung für alle Mastschweine unterstellt, die in BlmSchG-genehmigungspflichtigen Anlagen gehalten werden (> 80 % der Mastschweine), im Jahr 2000 dagegen wurde noch von einem Anteil der

N-reduzierten Fütterung von 0 % ausgegangen. Inwieweit damit die tatsächliche zeitliche Entwicklung abgebildet wird bzw. ob damit der Anteil der Abwendung N-reduzierter Fütterungsverfahren im Jahr 2010 hinreichend erfasst ist, lässt sich aus diesen Angaben nicht bewerten. Im Jahresvergleich 2000-2010 lässt sich (bei geringfügiger Änderung der Tierzahlen) eine absolute Reduzierung der N-Ausscheidungen von ca. 1.000 t N/a in 2010 aus HAENEL et al. (2012) entnehmen. Weil gasförmige N-Emissionen in Relation zum Gehalt dieser Komponente in den tierischen Ausscheidungen stehen, lassen sich Minderungen gasförmiger N-Verluste (NH₃, N₂O) von ca. 15 % bezogen auf das Niveau des Jahres 2000 ableiten und erklären.

Lagerung von Wirtschaftsdüngern

Die Lagerung von Wirtschaftsdüngern in flüssiger und fester Form ist mit Emissionen von CH₄, N₂O und NH₃ verbunden. Die gasförmigen N-Verluste stellen neben der direkten und indirekten Treibhauswirkung einen Verlust an Düngewert der Wirtschaftsdünger dar, der durch den Zusatz mineralischer Dünger ausgeglichen werden muss, welche durch einen hohen Energieaufwand bei der Herstellung mit entsprechend hohen THG-Emissionen belastet sind (vgl. Kapitel 1.4.1). Basis für die Berechnung von Methanemissionen aus der Lagerung sind die stoffspezifischen maximalen Methanbildungskapazitäten (B₀), deren Berechnungsansätze für die Nationale Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012) in Tabelle 132 dargestellt sind. Formal gesehen stehen diese Werte in Abhängigkeit zur Tierfütterung und der Verdauung der Tiere, werden aber aus methodischen Gründen in diesem Abschnitt beschrieben, weil sie für die Bewertung der Methanemissionen von Bedeutung sind.

Tabelle 132: Maximale spezifische Methanbildungskapazität B₀ der Exkremente ausgewählter Tierarten

Tierart	Maximale spezifische Methanbildungskapazität B ₀ [l CH ₄ / kg oTM]	Quelle
Milchkühe	240	UBA (2012b) nach IPCC (2006)
Rinder ohne Milchkühe	180	UBA (2012b) nach IPCC (2006)
Schweine	450	UBA (2012b) nach IPCC (2006)
Geflügel, Werte für 2010 (2000)	373 (380)	HAENEL et al. (2012) nach IPCC (2006)

Die Werte für Pferde und Schafe wurden in Tabelle 132 auf Grund der vergleichsweise geringen (weitgehend beständigen) Tierzahlen und einer ca. 50 %igen Weidehaltung nicht ausgewiesen. Die für Schweine ausgewiesenen maximalen Methanabbeuten entsprechen nicht den unter deutschen Fütterungsbedingungen erreichbaren Zahlen (z. B. KTBL 2010). Nach HAENEL & RÖSEMANN (2013a) erfolgt in der Submission 2013 des deutschen Emissionsberichtes (RÖSEMANN et al. 2013) eine Anpassung dieser Zahl an deutsche Verhältnisse. Weil in diesem Zusammenhang die entsprechenden Methanumwandlungsfaktoren für Schweineexkremente angepasst werden, ergeben sich jedoch keine Veränderungen der spezifischen Methanemissionen aus Schweinegülle bzw. -festmist (ebd.).

Auf Basis der in Tabelle 132 benannten maximalen spezifischen Methanbildungskapazitäten lassen sich für die Exkremente der Haupttierarten spezifische Methanemissionen in Abhängigkeit der unterschiedlichen Lagerverfahren bzw. beim Weidegang berechnen (siehe Tabelle 133). Es wird angenommen, dass für Sachsen die niedrigeren mittleren Jahrestemperaturen zutreffend sind (laut UBA 2012b gelten nur in einem Prozent der deutschen Landkreise höhere Temperaturwerte).

Tabelle 133: Spezifische Methanemissionen der Exkremente ausgewählter Tierarten

Anfallform der Exkremente bzw. Weidehaltung	Ausführung Lagerungssystem*	MCF (<10°C) [% von B ₀] ¹	Spezifische Methanemissionen [l/kg oTM]					Δ zu Basis
			Milchkühe	Rinder o. Milchkühe	Schweine	Geflügel		
Flüssigmist	Außenlager ohne Abdeckung, keine Schwimmdecke (Basis)	17 %	40,8	30,6	76,5		0 %	
	feste Abdeckung	17 %	40,8	30,6	76,5		0 %	
	natürliche Schwimmdecke	10 %	24,0	18,0	45		-41 %	
	künstliche Schwimmdecke (Strohhäcksel)	17 %	40,8	30,6	76,5		0 %	
	schwimmende Abdeckfolie	17 %	40,8	30,6	76,5		0 %	
	Lager unter Spaltenboden > 1 Monat	17 %	40,8	30,6	76,5		0 %	
Festmist	Tiefstreusysteme	17 %	40,8	30,6	76,5		0 %	
	Tretmistssysteme	17 %	40,8	30,6	76,5		0 %	
	sonstige Festmistssysteme	2 %	4,8	3,6	9	7,5	-88 %	
Weidegang	Weidegang	1 %	2,4	1,8			-94 %	

Quelle: ¹ UBA (2012b) nach IPCC (2006), siehe auch dort zusätzliche Erläuterungen

Aus Tabelle 133 ist deutlich zu erkennen, dass insbesondere Schweineexkremente hohe oTM-spezifische Methanemissionen aufweisen. Durch die Eigenschaft natürlicher Schwimmschichten, einen erheblicher Teil des in der Gülle gebildeten Methans durch methanotrophe Bakterien zu oxidieren und zu CO₂ abzubauen (WEISKE 2006; PETERSEN et al. 2005 zitiert in FLESSA et al. 2012) zeigen sich für dieses Lagerungssystem signifikant geringere spezifische Methanemissionen (ca. 40 % Emissionsminderung in Bezug auf alternative Lagerverfahren). Aus festen Exkrementen in entsprechenden Lagern (Misthaufen) bzw. bei der Ausscheidung auf der Weide ergeben sich auf Grund der geringen Feuchtigkeitsgehalte (ungünstige Milieubedingungen für methanogene Mikroorganismen) bzw. durch eingeschränkte Möglichkeiten der Diffusion gebildeter Gase deutlich niedrige spezifische Methanemissionen. Nach HAENEL & RÖSEMANN (2013c) entspricht der MCF für Tretmistsystem der Wert für Tiefstreusysteme, weil IPCC keine Vorgabewerte für Tretmistssysteme definiert. Insofern besteht die Möglichkeit, dass Methanemissionen aus Tretmistssystemen ggf. überschätzt werden.

Weil die Methanbildung stark temperaturabhängig ist, sollte Gülle möglichst kühl gelagert werden (FLESSA et al. 2012) Temperaturabhängigkeiten der Methanbildung werden im nationalen Inventarbericht (HAENEL et al. 2012) nur über die Verwendung von Emissionsfaktoren (MCF) berücksichtigt, die in Abhängigkeit standortabhängiger mittlerer Jahrestemperaturen angesetzt werden.

Nach HAENEL & RÖSEMANN (mdl. Mittlg. 2013c) liegen vom IPCC keine konkreten Definitionen zu den im Nationalen Inventarbericht verwendeten Festmistssystemen vor. Die verwendeten Emissionsfaktoren bilden (insbesondere bei Haltungsverfahren mit längerem Verbleib von Festmist im Stall wie Tiefstreu- oder Tretmistmistssysteme) immer die Gesamtheit der THG-Emissionen ab, die bei diesen Haltungsverfahren sowohl im Stall als auch bei einer separaten Lagerung auf der Mistplatte etc. anfallen (ebd.).

Anhand gemittelter Werte realer Methanumwandlungsfaktoren für die einzelnen Tierarten aus HAENEL et al. (2012) lassen sich für Festmistssysteme die Verhältnisse der zwei betrachteten Verfahren und für Flüssigmistssysteme der Anteil von Güllelagern mit natürlicher Schwimmschicht im Jahresvergleich 2000-2010 ableiten (siehe Tabelle 134).

Tabelle 134: Anteilige Lagerverfahren für die Haupttierarten

Lagerverfahren	Milchkühe		Sonstige Rinder		Schweine	
	2000	2010	2000	2010	2000	2010
Güllelagerung						
Anteil Lager mit natürlicher Schwimmdecke	97,3 %	90,1 %	100,0 %	100,0 %	4,3 %	46,6 %
Anteil andere Lagerverfahren	2,7 %	9,9 %	0,0 %	0,0 %	95,7 %	53,4 %
Festmistlagerung						
Tiefstreu- oder Tretmistsysteme	0 %	0 %	19 %	32 %	7 %	43 %
sonstige Festmistsysteme	100 %	100 %	81 %	68 %	93 %	57 %

Quelle: eigene Berechnungen auf Basis der Daten in HAENEL et al. (2012)

Für die Lagerhaltung sind damit – unter Berücksichtigung der statistischen Eingangsdaten – folgende Entwicklungen für den Zeitvergleich 2000 zu 2010 aus den Berechnungen von HAENEL et al. (2012) erkennbar:

- sehr hoher Anteil von Güllelagern mit natürlicher Schwimmschicht bei Rindern (bedingt durch den hohen Fasergehalt der tierischen Ausscheidungen), leicht sinkende Tendenz bei Milchkühen
- deutliche Steigerung des Anteils von Lagern mit natürlicher Schwimmschicht bei Schweinegülle
- steigende Anteile von Tiefstreusystemen bei Rindern (ohne Milchkühe) und Schweinen

Eine objektive Bewertung dieser Entwicklungen gestaltet sich schwierig, weil die statistischen Eingangsdaten des NIR-Berichts (HAENEL et al. 2012) für den Freistaat Sachsen durch das statistische Bundesamt nicht zur Veröffentlichung freigegeben sind (schrftl. Mittlg. REUTER 2013). Auch von Seiten des LfULG liegen keine eigenen flächendeckenden Erhebungen zur Verteilung von Lagerverfahren vor. Ein Abgleich mit Erhebungsdaten der Landwirtschaftszählung 2010 (Destatis 2011a/c), die Grundlage für die Berechnungsdaten des NIR-Berichts sind, ist auf Grund fehlender Datentiefe dieser Datenerfassung auch nicht möglich. Empfehlungen zur Präzisierung von Bestandsdaten werden im Kapitel 3.4.4 untersetzt.

Die in Tabelle 134 dargestellten Angaben korrespondieren für Rindergülle gut mit den für die Landkreise Bautzen und Sächsische Schweiz-Osterzgebirge 2010 erhobenen Daten des LfULG (2012c). Für Schweinegülle sind diese Daten mit 5 % (LK Bautzen) bzw. 90 % Lagern mit natürlicher Schwimmschicht (LK Sächsische Schweiz-Osterzgebirge) nicht repräsentativ. Nach HEIDENREICH (2013a) ist davon auszugehen, dass die Angaben aus dem Landkreis Bautzen realistische Werte zeigen, die in etwa auf sächsische Verhältnisse übertragbar sind. Insofern erscheint es denkbar, dass die Eingangsdaten und Berechnungsergebnisse des NIR-Berichtes (HAENEL et al. 2012) die Emissionen aus der Lagerung von Schweinegülle unterschätzen. Es ist weiter zu berücksichtigen, dass sich die in Tabelle 134 angegebenen Zahlen auf eine 100 %ige Lagerung anfallender Wirtschaftsdünger beziehen, während bereits erhebliche Anteile dieser Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen behandelt und nachfolgend in Gärrestbehältern gelagert werden (siehe auch Kapitel 2.2.2).

Tabelle 135 zeigt die Emissionsfaktoren bzw. Methanumwandlungsfaktoren in Abhängigkeit der einzelnen Lagerverfahren für Wirtschaftsdünger, um Effekte dieser Lagerverfahren auf die gesamt betrachteten Treibhausgase darzustellen. Zu beachten sind die jeweils unterschiedlichen Bezugsgrößen für die einzelnen Gase (vgl. hierzu auch Tabelle 132). Bei den gasförmigen N-Verlusten beziehen sich die EF auf die Wirtschaftsdüngerzusammensetzungen nach Abzug der bereits im Stall auftretenden N-Verluste (i.W. NH₃).

Tabelle 135: Vergleichende Gegenüberstellung von Emissionsfaktoren (EF) nach IPCC in Abhängigkeit der Lagerverfahren

Lagerverfahren		EF für [kg NH ₃ -N/kg TAN]				
		MCF (< 10°C) [Bezug: B ₀]	EF für N ₂ O [kg N ₂ O-N/kg N]	Rinder	Schweine	Geflügel
Flüssigmist	Außenlager ohne Abdeckung, keine Schwimmdecke	0,17	0,000	0,150	0,150	-
	feste Abdeckung	0,17	(0,005)	0,015	0,015	-
	natürliche Schwimmdecke	0,10	0,005	0,045	0,105	-
	künstliche Schwimmdecke (Strohhäcksel)	0,17	0,000	0,030	0,030	-
	schwimmende Abdeckfolie	0,17	0,000	0,023	0,023	-
	Lager unter Spaltenboden >1 Monat	0,17	0,002	0,045	0,105	-
Festmist	Tiefstreu- und Tretmistsysteme	0,17	0,010	0,600	0,600	-
	sonstige Festmistsysteme (außer Geflügelkot)	0,02	0,005	0,468 ¹⁾	0,472 ¹⁾	-
	sonstige Festmistsysteme (Geflügelkot)	0,02	0,001	-	-	0,14-0,24
Weidegang²⁾	Weidegang	0,01	- ³⁾	(0,10) ⁴⁾	-	-

¹⁾ gewichteter Emissionsfaktor aus den EF für die Festmist- und Jauchelagerung. Nach HAENEL et al. (2012) werden nach Abzug gasförmiger NH₃-Verluste im Stall 25 % des N als Jauche (mit 90 % TAN-Gehalt) berechnet. Für die Jauchelagerung werden EF für abgedeckte Flüssigmistlager verwendet. Für die anderen Festmistsysteme wird kein Jaucheanfall bilanziert.

²⁾ Weidegang ist im Sinne der IPCC-Definition in HAENEL et al. (2012) ein Lagerverfahren

³⁾ N₂O-Emissionen auf der Weide werden in HAENEL et al. (2012) als bodenbürtige Emissionen bilanziert

⁴⁾ der Anfall von NH₃ beim Weidegang wird in HAENEL et al. (2012) als EF für den Bereich „Stall und Weide“ ausgewiesen und ist nur informativ dargestellt

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Aus Tabelle 135 lässt sich erkennen, dass die unterschiedlichen Lagerungsverfahren teilweise gegenläufige Effekte der einzelnen Treibhausgase bewirken. Lassen sich z. B. durch Etablierung und Erhalt einer natürlichen Schwimmschicht in Güllebehältern die Emissionsreduzierungen bei Methan von ca. 40 % und NH₃ von 30-70 % im Vergleich zu einer offenen Lagerung ohne Schwimmschicht darstellen, kommt es hierdurch zu signifikanten N₂O-Emissionen. Unsicherheiten bezüglich des Emissionsfaktors für N₂O werden in HAENEL et al. (2012) für Güllelager mit fester Abdeckung benannt. Weil nach HAENEL et al. (2012) keine Emissionsfaktoren für N₂O vorliegen, wurden die höchsten Vergleichswerte hierfür angesetzt. Insofern könnte die Berechnung gasförmiger THG-Emissionen theoretisch etwas überbewertet sein. Um Gesamteffekte der unterschiedlichen gasförmigen Emissionen darzustellen, wurden Vergleichsberechnungen für die wesentlichen Wirtschaftsdüngerarten angestellt. Die kumulativen THG-Emissionen enthalten dabei zusätzlich übliche NH₃-Verluste im Stall und alle rechnerischen THG-Emissionen gemäß o. g. Emissionsfaktoren. Zusätzlich wurden die gasförmigen N-Verluste mit dem Referenzwert der THG-Emissionen für die Herstellung von mineralischen N-Düngern (5 kg CO₂-Äquivalent/kg N) als Mineraldüngeräquivalent berücksichtigt. NH₃ wird in dieser Betrachtung auf Basis der Emissionsfaktoren nach HAENEL et al. (2012) als indirekt wirksam über die Bildung von N₂O nach atmosphärischer Deposition berechnet. Basis der stoffspezifischen Berechnung sind die Inhaltsstoffzusammensetzungen aus den Daten nach HAENEL et al. (2012) für angenommene TM-Gehalte von 8 % (Rindergülle), 6 % (Schweinegülle) und 25 % (Rinderfestmist). Die zu Grunde liegenden Emissionsfaktoren für die Freisetzung von NH₃ wurden iterativ aus den ebd. ausgewiesenen Emissionen ermittelt. Tabelle 136 zeigt die Berechnungsergebnisse. Für die Güllelagerung mit fester Abdeckung wurde ein Wertebereich mit bzw. ohne Berücksichtigung von N₂O-Emissionen angegeben, um die Unsicherheiten bzgl. des N₂O-Emissionsfaktors abzubilden. Als Referenzwert wurde die Güllelagerung mit natürlicher Schwimmdecke definiert. Die Bezugsgröße der organischen Trockenmasse (oTM) bezieht sich sowohl bei Gülle- als auch Festmistsystemen nur auf die tierische Ausscheidung. Die mit

der Einstreu in Festmistsysteme eingetragene oTM wird bei diesem Kennwert nicht berücksichtigt, um eine Vergleichbarkeit der spezifischen Zahlen zu ermöglichen. Die oTM-spezifische THG-Emissionen von Schweinegülle sind – auf Grund des deutlich höheren Anteils leicht verfügbarer und zu Methan konvertierbarer oTM – im Vergleich zu Rindergülle mehr als doppelt so hoch.

Tabelle 136: Absolute und relative THG-Emissionen aus Stall und Lager in Abhängigkeit des Lagerverfahrens

Lagerverfahren (Haltungsverfahren)		Kumulative THG-Emissionen aus Stall und Lagerung in kg CO ₂ e/t oTM der <u>ausgeschiedenen</u> Exkremente (bzw. relativ zum Vergleichswert)			
		Rindergülle/ -festmist		Schweinegülle	
Flüssigmist	Außenlager ohne Abdeckung, keine Schwimmdecke	663	+15 %	1.513	+24 %
	feste Abdeckung	794	+38 % (+5 % ¹⁾)	1.649	+35 (+18 % ¹⁾)
	natürliche Schwimmdecke (Vergleichswert)	577	-	1.221	-
	künstliche Schwimmdecke (Strohhäcksel)	614	+6 %	1.449	+19 %
	schwimmende Abdeckfolie	611	+6 %	1.445	+18 %
	Lager unter Spaltenboden > 1 Monat	694	+20 %	1.572	+29 %
Festmist	Tiefstreu- und Tretmistsysteme	1.915	+232 %	-	-

¹⁾ unter Annahme eines N₂O-EF von 0,000 kg N₂O-N/kg N, siehe Tabelle 135

Quelle: HAENEL et al. 2012

Es ist erkennbar, dass die Ausbildung einer natürlichen Schwimmschicht auf Güllelagern den größten Beitrag zur Minderung von THG-Emissionen leisten kann. Eine Lagerung von Rinderfestmist, der nicht aus Tiefstreu- oder Tretmistsystemen stammt, erreicht mit den Emissionsfaktoren und Berechnungsansätzen nach IPPC vergleichbare Werte wie eine Flüssigmistlagerung mit natürlicher Schwimmdecke. Die Lagerung von Gülle unter Spaltenböden bzw. Tiefstreu- bzw. Tretmistsysteme sollten aus Sicht des Klimaschutzes ebenfalls nicht bevorzugt werden. Einen wesentlichen Beitrag zur Freisetzung von THG-Emissionen liefern auch unabgedeckte Außenlager ohne natürliche Schwimmdecke, weil bei diesen Systemen durch intensiven Luftwechsel die Ausgasung begünstigt wird. Auf Grund der vergleichsweise geringen Abweichungen zwischen den einzelnen Güllelagerverfahren unterschiedlicher Abdeckung (außer natürlicher Schwimmschicht) lassen sich keine eindeutigen Empfehlungen für einzelne Technologien ableiten. Anteilige THG-Emissionen durch NH₃ aus dem Stallbereich liegen für die Referenzwerte bei ca. 8 % (Rindergülle), 23 % (Schweinegülle) und 7 % (Rinderfestmist).

Im Vergleich zu den abgeschätzten Verhältnissen im Bestand (siehe Tabelle 134) lässt sich für den Zeitvergleich 2000 zu 2010 feststellen, dass im Bereich der Rinderhaltung durch einen Anteil von ca. 95 % der Güllelager mit natürlicher Schwimmschicht die vergleichsweise geringsten THG-Emissionen freigesetzt werden. Im Bereich der Schweinehaltung geht der Trend rechnerisch (Datenbasis unsicher, siehe auch Tabelle 134) hin zu den emissionsärmeren Güllelagern mit natürlicher Schwimmschicht, im Gegenzug geht die Entwicklung der Lagerung von Schweinemist hin zu den emissionsintensiveren Tiefstreusystemen (hier nicht dargestellt). Weil Festmistsysteme in der Schweinehaltung mit ca. 6,4 % nur eine untergeordnete Rolle spielen, ist deren Einfluss als nachrangig zu bewerten. Ob in der Praxis gerade bei Schweinegülle dauerhaft stabile natürliche Schwimmschichten in der genannten Größenordnung erreicht werden können, wäre durch Kontrollen vor Ort an einer repräsentativen Anzahl von Güllelagern zu überprüfen.

Ist-Situation der Klimaschutzleistungen in Sachsen

Klimarelevante Entwicklungen bzw. bereits anzurechnende Minderungsleistungen lassen sich nur im Gesamtzusammenhang aller THG-Emissionen aus dem Bereich der Tierhaltung darstellen und diskutieren. Einzeleffekte aus Teilbereichen wie Stallhaltung, Fütterung oder Wirtschaftsdüngerlagerung können anhand der vorliegenden Datenbasis (HAENEL et al. 2012) nicht exakt ermittelt werden. Es lassen sich jedoch über spezifische Kennzahlen Teilbereiche identifizieren, die maßgeblichen Einfluss auf die Entwicklung der THG-Emissionen aus der Tierhaltung zwischen 2000 und 2010 haben.

Eine detaillierte Betrachtung zum Ist-Stand der Klimaschutzleistungen für die Wirtschaftsdüngerausbringung ist im Kapitel 2.3.3 enthalten.

In Abbildung 69 ist die Entwicklung der absoluten THG-Emissionen aus der Tierhaltung (Wirtschaftsdüngermanagement und Methan aus der Verdauung) für den Zeitraum von 2000 bis 2010 dargestellt.

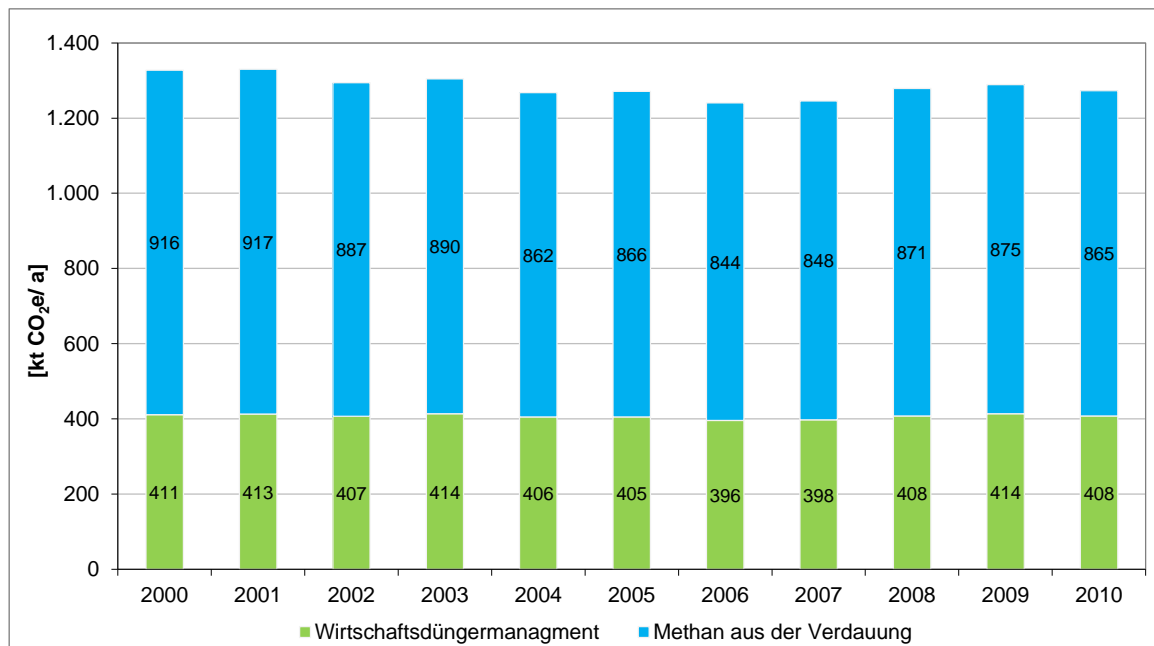


Abbildung 69: Entwicklung der THG-Emissionen aus der Tierhaltung (Wirtschaftsdüngermanagement und Methan aus der Verdauung) von 2000 bis 2010

Quelle: eigene Abbildung, Datenbasis HAENEL et al. (2012)

Das Emissionsniveau hat sich im Zeitraum von 2000 bis 2010 um 54.468 t CO₂-Äquivalent/Jahr auf ca. 1.273.126 t CO₂-Äquivalent/Jahr reduziert. Dies entspricht einer relativen Einsparung von 4,1 %. Der Bereich des Wirtschaftsdüngermanagements weist in diesem Zeitraum eine Reduzierung von ca. 0,8 % auf.

Aus Abbildung 69 ist deutlich zu erkennen, dass der größte Teil der THG-Emissionen auf Methan aus der Verdauung von Wiederkäuern (i. W. den Rinderbeständen) zurückzuführen ist. Der Anteil dieser Quellgruppe macht 67-68 % der Gesamtemissionen aus. Absolute Änderungen in diesem Bereich sind im Wesentlichen auf die Reduzierung des Rinderbestandes zurück zu führen.

Abbildung 70 stellt die Entwicklung der absoluten THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement mit den Anteilen der einzelnen Treibhausgase für die gesamte Tierhaltung im Zeitverlauf von 2000 bis 2010 dar.

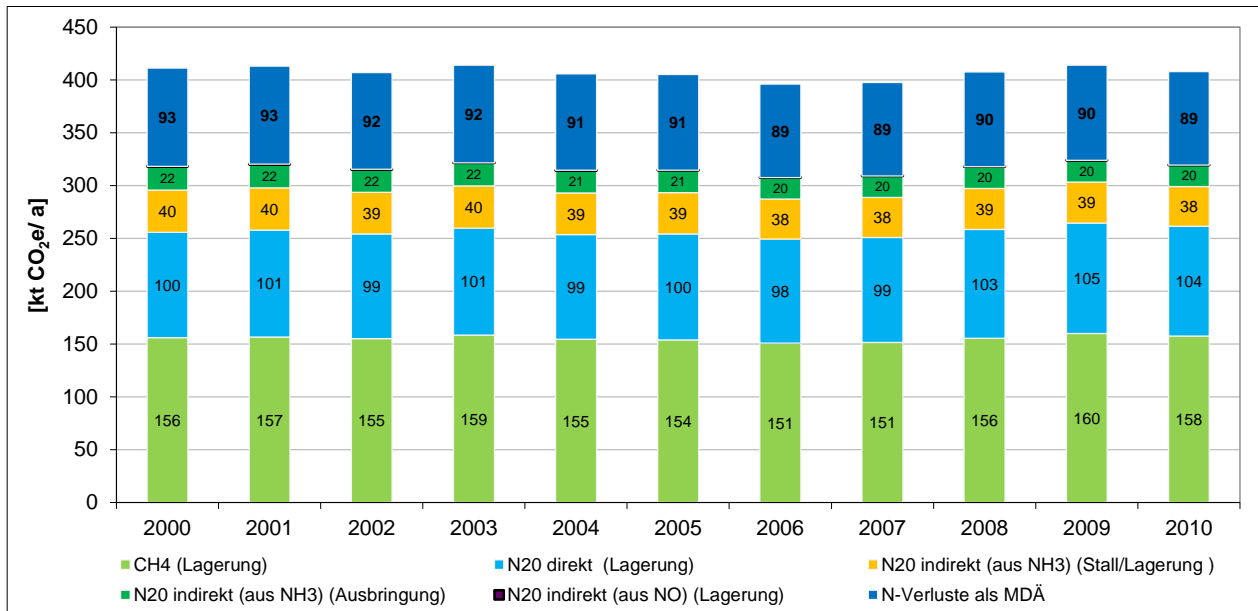


Abbildung 70: Entwicklung der THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement von 2000 bis 2010

Quelle: eigene Abbildung, Datenbasis HAENEL et al. (2012)

Aus Abbildung 70 ist erkennbar, dass Methanemissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung den größten Anteil der Gesamtemissionen des Wirtschaftsdüngermanagements ausmachen. Direkte N₂O-Emissionen stellen die zweite hauptsächliche Emissionsquelle dar. Ein wesentlicher Faktor für die Bewertung der Emissionen aus der Tierhaltung ist die Anrechnung gasförmiger N-Verluste (NH₃, N₂O, NO, N₂) als Mineraldüngeräquivalent (MDÄ), weil diese den N-Düngewert der Wirtschaftsdünger nachhaltig reduzieren und durch Einsatz mineralischer N-Düngemittel kompensiert werden müssen, um den Stickstoffzug der Futterpflanzen auszugleichen.

Weil sich die THG-Emissionen zwischen 2000 und 2010 nur geringfügig verringert haben (-0,8 %), können aus dieser Darstellung keine weiteren Ergebnisse abgeleitet werden.

Zur Beurteilung spezifischer Minderungsleistungen sind die absoluten Emissionen auf Tierplätze zu beziehen. In Tabelle 137 sind diese tierplatzspezifischen THG-Emissionen für die Jahre 2000 und 2010 vergleichend dargestellt.

Tabelle 137: Tierplatzspezifische THG-Gesamtemissionen im Vergleich 2000-2010

Tierart	Spez. THG-Emissionen [kg CO ₂ e/ Tier und Jahr]		Relative Änderung in Bezug auf 2000
	2000	2010	
Rinder gesamt	2.059,9	2.183,5	6,0 %
Milchkühe	3.348,4	3.749,7	12,0 %
Rinder ohne Milchkühe	1.227,0	1.257,8	2,5 %
Schweine	168,8	159,8	-5,3 %
Geflügel	3,5	3,4	-3,8 %

Aus Tabelle 137 ist zu erkennen, dass wesentliche Emissionsminderungen durch Maßnahmen im Bereich der Schweinehaltung (emissionsärmere Güllelagerung, reduzierte Stickstoffausscheidungen) erreicht wurden. Minderungsleistungen in der Milchviehhaltung sind aus diesen Kennwerten nicht erkennbar, erschließen sich jedoch bei der Betrachtung produkt-spezifischer Emissionen, die einen deutlichen Abwärtstrend aufweisen (vgl. Tabelle 131).

Weil reale Effekte spezifischer Emissionsminderungsleistungen teilweise durch Änderungen der Bestandszahlen überdeckt oder überlagert werden, erfolgt in Tabelle 138 eine Zusammenstellung theoretischer Emissionsminderungen in Bezug auf das Tierbestandsniveau des Jahres 2000. Weil sich bei der Milchviehhaltung deutliche Änderungen bezüglich der Milchleistung ergeben haben, werden für diese Tiergruppe nicht Tierzahlen als Vergleichsgröße zu Grunde gelegt, sondern die Gesamtmilcherzeugung des Jahres 2000. Diese lag mit 1.567.142 t Milch etwa 1,6 % niedriger als im Jahr 2010.

Tabelle 138: Theoretische THG-Minderungen im Vergleich 2000-2010 (Bezug Tierbestandszahlen bzw. Milcherzeugung im Jahr 2000)

Tierart	Reale Tierzahlen(1.000 Tiere)		Tierzahlen zum Vergleich [1.000 Tiere]	THG-Emissionen [t CO ₂ e/a]			Relative Änderung
	2000	2010	2010 ^{theoretisch}	2000	2010 ^{theoretisch}	Änderung	
Rinder gesamt	562	508	527	1.157.440	1.124.886	-32.554	-2,81 %
Milchkühe	221	189	186	738.659	695.585	-43.074	-5,83 %
Rinder ohne Milchkühe	341	319	341	418.781	429.301	10.520	2,51 %
Schweine	509	520	509	85.965	81.378	-4.588	-5,34 %
Geflügel	6.646	8.465	6.646	23.565	22.678	-886	-3,76 %

Aus Tabelle 138 lässt sich ableiten, dass die größten THG-Minderungsleistungen im Bereich der Tierhaltung durch die Leistungssteigerung bei den Milchkühen bei gleichzeitiger Reduzierung der Bestandszahlen erreicht wurden. Weitere, zum Teil nicht unerhebliche Minderungen können für die Tiergruppen Schweine und Geflügel festgestellt werden. Rinder (ohne Milchkühe) trugen absolut gesehen zu einer Erhöhung der THG-Emissionen bei und verschlechtern damit die Gesamtbilanz.

Die THG-Minderungsleistungen würden sich bei vergleichbaren Viehbesatzzahlen bzw. Erzeugungsmengen an Milch auf **ca. 38.028 t CO₂-Äquivalente** im Jahr 2010 (bezogen auf das Jahr 2000) belaufen. Hiervon sind noch Minderungsleistungen abzuziehen, die durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern in sächsischen Biogasanlagen erreicht wurden. Für das Jahr 2010 wurden diese Effekte vermiedener Emissionen nach eigener Berechnung und Methodik (siehe Vorbemerkungen) auf ca. 108.010 t CO₂-Äquivalente abgeschätzt. Hieraus ergeben sich für den Bereich Tierhaltung THG-Minderungsleistungen von insgesamt **146.038 t CO₂-Äquivalenten im Jahr 2010**. Damit wird aber erkennbar, dass die Minderungsmaßnahmen im Bereich der Tierhaltung deutlich geringer sind als Effekte, die durch die Vermeidung von Emissionen der Wirtschaftsdüngerlagerung im Zusammenhang mit der Biogastechnologie erreicht werden können.

Berechnungen des vTI, die aktuell mit der Submission 2013 des Nationalen Emissionsberichtes (RÖSEMANN et al. 2013) veröffentlicht wurden, gehen von der in Abbildung 71 dargestellten Zeitreihen der Emissionsminderungsleistungen durch Einsatz von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen aus. Auf Grund methodischer Unterschiede weichen diese Werte geringfügig von den eigenen Berechnungsergebnissen ab (siehe hierzu auch Vorbemerkungen).

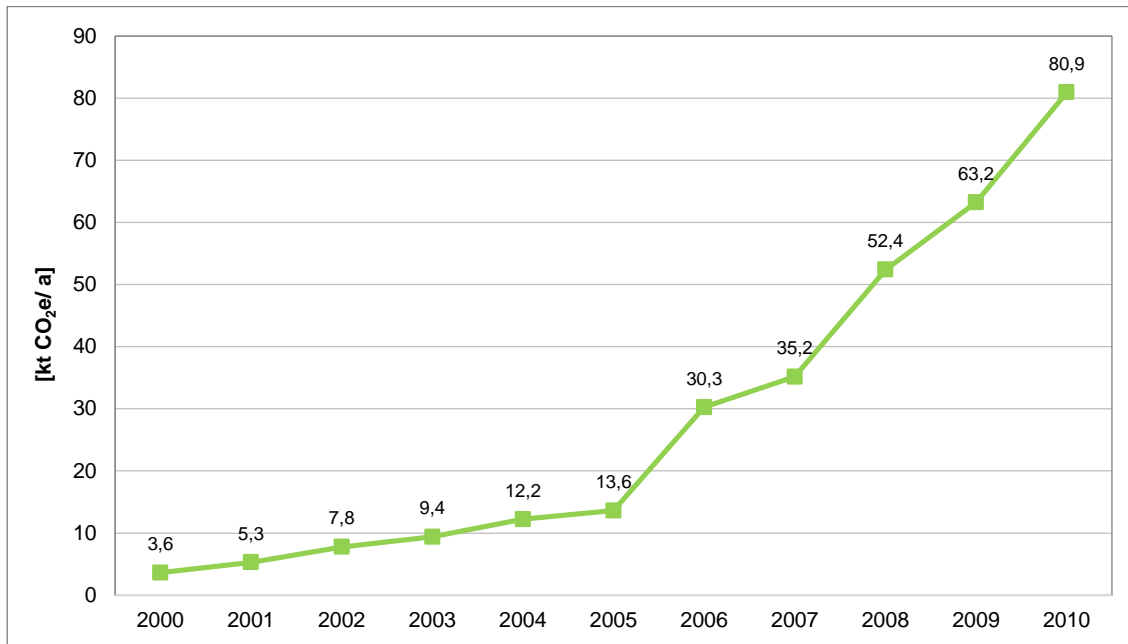


Abbildung 71: THG-Emissionsminderungsleistungen durch die Vergärung von Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen

Quelle: eigene Abbildung, Datenbasis mdl. Mittlg. HAENEL & RÖSEMANN (2013a)

Weitere Nebeneffekte

Emissionsmindernde Maßnahmen wie die Abdeckung von Güllelagern oder eine fütterungsbedingte Reduzierung tierspezifischer N-Ausscheidungen führen zu einer verminderten Freisetzung von Ammoniak, welches neben einer indirekten Klimawirkung weitere umweltbelastende Aspekte wie den unkontrollierten Eintrag von Stickstoff in Böden oder Oberflächengewässer („Eutrophierung“) oder die Verschiebung des natürlichen Säure-Base-Gleichgewichts („Versauerung“) aufweisen.

Die Leistungssteigerung bei den Milchkühen wird begleitet von parallelen Effekten wie einer geringeren Lebenserwartung der Tiere, hohen Anforderungen an die Tiergesundheit und steigenden Aufwendungen für Medikamente und tierärztliche Behandlungen (ANACKER 2003).

Positive Nebeneffekte emissionsarmer Tierhaltungsanlagen bzw. Wirtschaftsdüngerlager ergeben sich durch eine deutliche Reduzierung von Geruchsemissionen. Dies sollte die Akzeptanz landwirtschaftlicher Aktivitäten im nachbarschaftlichen Bereich erhöhen. Vorteile des Weidegangs von Rindern werden in FLESSA et al. (2012) auf Basis von Ergebnissen nach BARTUSSEK (1990) derart beschrieben, dass Milchkühe mit Weidehaltung weniger Schäden, Krankheiten und Verletzungen aufweisen und eine bessere Fruchtbarkeit zeigten.

Fazit

Im Bereich der Tierhaltung wurden durch Optimierungsmaßnahmen im Bereich der Milchproduktion und bei der Fütterung von Schweinen bzw. der Lagerung von Wirtschaftsdüngern dieser Tiergruppe Emissionsminderungen erreicht. Bezieht man diese auf gleiche Tierbestandszahlen bzw. Erzeugungsmengen an Milch, lässt sich eine absolute THG-Minderung von **ca. 38.028 t CO₂-Äquivalenten** im Jahr 2010 (bezogen auf das Jahr 2000) darstellen. Eine deutlich höhere Emissionsminderung von ca. 108.010 t CO₂-Äquivalenten lässt sich dem Einsatz von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen durch vermiedene Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung zuschreiben. Damit ergeben sich für den Bereich Tierhaltung im Jahr 2010 THG-Minderungsleistungen von insgesamt **146.038 t CO₂-Äquivalenten** bezogen auf das Jahr 2000. Weitere Emissionsminderungen – insbesondere durch produktspezifische Senkung der Methanausscheidung aus der Verdauung – sind durch Leistungssteigerung im Bereich der Milchproduktion möglich, die Minderungsleistung wird jedoch mit zunehmender Leistung geringer (FLACHOWSKY 2007) und nähert sich einem Grenzwert.

2.5 Sonstige

2.5.1 Bewirtschaftungsverfahren Ökologischer Landbau

Status quo

Der ökologische (biologische, organische, alternative) Landbau ist auf den Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen und die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft ausgerichtet. Im Vordergrund stehen umweltgerechte Verfahren zum Schutz von Boden, Luft, Wasser, Klima, Pflanze, Tier und Mensch. Das Grundprinzip des ökologischen/biologischen Landbaus beruht demzufolge auf dem Wirtschaften in einem weitgehend geschlossenen betrieblichen Nährstoffkreislauf, der sich am Vorbild der Natur orientiert. Ökologische Anbauverfahren zeichnen sich durch den Verzicht auf Pestizide und leicht lösliche mineralische Düngemittel aus. Sie setzen auf den Erhalt und Aufbau der Bodenfruchtbarkeit u. a. durch vielfältige Fruchtfolgen, den Anbau von Leguminosen und eine intensive Humuswirtschaft. Die Tierhaltung erfolgt artgerecht und flächengebunden, d. h. die Anzahl Tiere ist an die Größe der Stall- und Freilandflächen anzupassen. Umweltbelastungen wie Erosion und N-Austräge wird so vorgebeugt (LfULG 2009b). Der Begriff „ökologischer Landbau“ ist definiert nach Verordnung (EG) Nr. 834/2007.

Mögliche Klimaschutzleistungen des ökologischen Landbaus können aus dem Verzicht auf chemisch-synthetische Düngemittel, niedrigeren flächenbezogenen N-Einträgen, einer Humusanreicherung in Böden (C-Sequestrierung) und einem vergleichsweise niedrigeren Einsatz von Zukauffuttermitteln und Importfuttermitteln resultieren.

Anbaufläche im ökologischen Landbau

Die Zahl der ökologisch wirtschaftenden Betriebe nahm im Zeitraum 1999 bis 2010 stetig zu. Wurden 1999 nur 13.972 ha ökologisch bearbeitet (StaLa SN 2012a), waren es 2010 bereits 29.725 ha, die von 359 Betrieben bewirtschaftet wurden (ohne teilumgestellte Betriebe [SMUL 2012a]). Vornehmlich Unternehmen mit einem hohen Grünlandanteil haben sich für eine Umstellung auf Ökolandbau entschieden (LfULG 2012g).

In Sachsen ist der ökologische Landbau längst keine Domäne mehr nur von kleineren Betrieben bzw. Einzelunternehmen. 91 Betriebe bzw. 23,4 % bewirtschaften 100 und mehr Hektar LF. Der Anteil der ökologisch bewirtschafteten bzw. in Umstellung befindlichen Fläche an der gesamten LF betrug 2010 in Sachsen 3,4 %. Im Vergleich dazu lag dieser Wert für Deutschland insgesamt bereits bei 5,6 %.¹³

Tabelle 139: Entwicklung der Anbaufläche des ökologischen Landbaus in Sachsen, Zeitraum 1999 bis 2010

Daten Freistaat Sachsen	2007	2008	2009	2010	2011
Gesamte LF [ha]	911.843			911.580	
LF ökologischer Landbau [ha]	21.283	24.294	25.310	31.223	32.418
davon mit AuW Förderung [ha]	21.154	22.988	27.259	28.765	29.725
Anteil des ökologischen Landbaus an Gesamt LF [%]	2,3			3,4	

Quelle: SMUL (2012a)

Die ökologisch bewirtschaftete Anbaufläche unterteilt sich in 37 % Dauergrünland und 60,3 % Ackerfläche. Baumschul-, Obstbau- und Gartenbauflächen nehmen mit 2,7 % eine untergeordnete Bedeutung ein. Die Anbauflächen der Ackerbaukulturen an der Gesamt Öko-Ackerbaufläche stellt Tabelle 140 dar. Der Getreideanbau dominiert die ökologische Ackerbaufläche mit 54 %, gefolgt vom Ackerfutterbau mit 27,9 % der Öko-AF. Der Leguminosenanteil beträgt 6,8 % der Öko-AF

¹³ Das Statistische Landesamt des Freistaates Sachsen (2012, Jahrgang 18-1, S. 21) gibt davon abweichend etwas höhere Flächenanteile für den Ökolandbau an. So wird für 2010 eine Anbaufläche von 37.937 ha bzw. ein Anteil von 4,2 % an der Gesamt-AF ausgewiesen. Wahrscheinlich ist die Differenz von 8.212 ha den teilumgestellten Betrieben zuzuordnen. Im Folgenden wird jedoch auf die Angaben des Agrarberichtes 2011 Bezug genommen, weil dieser differenziertere Auswertungen zulässt.

und ist damit fast fünfmal so hoch wie der Leguminosenanteil im Mittel aller sächsischen Betriebe an der Gesamt-AF. Der Anteil der Ölfrüchte ist mit nur 3,4 % der Öko-AF dagegen deutlich geringer als im Landesdurchschnitt, an dem Ölfrüchte einen Anteil von 19,5 % einnehmen.

Tabelle 140: Anbaufläche der Ökobetriebe in Sachsen ohne teilumgestellte Betriebe (2010)

Anbaufläche	[ha]	[%] der AF Ökolandbau
LF gesamt Ökolandbau	31.223	100
Dauergrünland	11.626	37,2
Ackerfläche	18.836	60,3
anteilig von Ackerfläche:		
Getreide	10.199	54,1 %
Leguminosen	1.283	6,8 %
Ölfrüchte	634	3,4 %
Hackfrüchte	424	2,3 %
dar. Kartoffeln	339	1,8 %
dar. Zuckerrüben	81	0,4 %
Ackerfutter	5.263	27,9 %
Gartenbau-Freiland	3	0,0 %
Gartenbau unter Glas	2	0,0 %
Heil- und Gewürzpflanzen	163	0,9 %
Stilllegung	77	0,4 %
Baumschulfläche	71	0,4 %
Obst	439	2,3 %

Quelle Flächenangaben: SMUL (2011)

Tabelle 141 gibt die Ertragsleistung im ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Anbau für drei repräsentative Standorttypen Sachsens an (KOLBE 2009). Im Mittel der sandigen Lehm-Standorte (Lö und V) liegen die Erträge des ökologischen Landbaus bei 71 % des konventionellen Anbaus und auf den anlehmigen Sandböden (D) bei 68 % des konventionellen Anbaus. Über alle Standorte kann somit von rund 30 % Mindererträgen gesprochen werden. Kulturartenspezifische Unterschiede sind vorhanden. So zeigen auf sandigen Lehmen Kartoffeln und Wintergerste mit 54 und 53 % vom konventionellen Ertragsniveau die größten Mindererträge. Winterweizen und Winterroggen weisen 59 % des konventionellen Ertrages auf und Raps sowie Silomais zeigen mit 78 % die geringsten Minderungen vom konventionellen Ertrag. Dem entsprechend ist das Verhältnis Hauptprodukt : Nebenprodukt (z. B. Korn : Stroh) im ökologischen Landbau zugunsten des Nebenproduktes verschoben.

Tabelle 141: Standortspezifische Erträge und Umrechnungsfaktoren verschiedener Fruchtarten

Kultur	Ertrag konventionell [dt FM/ha]	Ertrag ökologisch [dt FM/ha]			Faktor			HP/NP- Verhältnis ²⁾			
		¹⁾ D	Lö	V	D	Lö	V	D	Lö	V	konv./ökol.
Winterweizen (WW)	60	72	62	34	43	37	0,56	0,59	0,59	0,8	1,1
Winterroggen (WR)	44	63	51	25	37	30	0,56	0,59	0,59	0,8	1,3
Triticale (TR)	43	59	53	29	42	38	0,68	0,71	0,71	0,9	1,2
Wintergerste (WG)	54	68	57	27	36	30	0,5	0,53	0,53	0,7	1,1
Sommergerste (SG)	42	50	47	24	30	28	0,56	0,6	0,6	0,8	1
Silomais (SM)	375	450	415	281	351	324	0,75	0,78	0,78	-	-
Erbsen (ER)	24	35	28	18	26	21	0,73	0,75	0,75	1	1
Winterraps (RA)	29	34	33	22	27	26	0,74	0,78	0,78	1,7	2
Kartoffeln (KA)	380	388	390	205	210	211	0,54	0,54	0,54	0,2	0,3
Zuckerrübe (ZR)	528	568	-	475	540	-	0,9	0,95	0,95	0,7	0,7
Kleegras (KG)	333	472	494	316	472	494	0,95	1	1	-	-

¹⁾ D = anlehmiger Sand 503 mm Niederschlag; Lö = Lehm 594 mm Niederschlag; V = sandiger Lehm 688 mm Niederschlag; ²⁾ HP/NP-Verhältnis = Hauptprodukt/Nebenprodukt-Masseverhältnis
Quelle: KOLBE (2009)

Viehhaltung

Rund 80 % aller sächsischen Öko-Landwirtschaftsbetriebe halten Vieh. Bedeutsam ist vor allem die ökologische Rindfleischherzeugung. Die Milchherzeugung spielt eine untergeordnete Rolle (SMUL, 2009b).

Tabelle 142: Tierbestände der Ökobetriebe in Sachsen (ohne teilumgestellte Betriebe)

Tierbestände	Öko-Betriebe 2010 [Stück]	[Stück/ 100 ha]	Betriebe Gesamt 2010 ¹⁾ [Stück]	[Stück/100 ha]	Öko	Betriebe nur konventionell [Stück]
			[% von Gesamt]			
Rinder gesamt	12.231	39,2	483.174	54,2	2,5 %	470.943
dar. Rinder ohne Milchkühe	10.763	35	296.079	33	3,6 %	285.316
dar. Milchkühe	1.468	4,7	187.174	21		185.627
Schweine gesamt	2.345	7,5	431.996	48,4	0,5 %	429.651
Schafe	8.152	26,1	102.116	11,4	8,0 %	93.964
Ziegen	554	1,8	5.896	0,7	9,4 %	5.342
Pferde	644	2,1	11.605	1,3	5,5 %	10.961
Geflügel gesamt	68.436	219,2	725.855	81,4	9,4 %	657.419
dar. Masthähnchen	4.061	13	128.246	14,4		124.185
dar. Legehennen	18.362	58,8	389.899	43,7		371.537

Quelle: ¹⁾ nach SMUL (2010), (abweichend von Teil 1, dort aufgrund Vergleichbarkeit Tierzahlen nach HAENEL et al. 2012)

Tabelle 143: Entwicklung der Tierbestände (Großvieheinheiten) der Öko-Betriebe in Sachsen (ohne teilumgestellte Betriebe)

		2000	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Großvieheinheiten (GV)	je 100 ha LF	54	33	34,1	39,3	36,5	37	37,2

Die Großvieheinheiten je 100 ha LF (Öko) sind im Vergleich zum Jahr 2000 von 54 auf 37,2 gesunken. Im Zeitraum 2006 bis 2011 zeigt sich aber eine recht stabile GV/100 ha zwischen 33 und 37 im Mittel der Tierbestände. Der Rückgang lässt sich insbesondere auf den Anteil rückläufiger Milchviehbestände zwischen 2000 und 2006 von 13 auf 5 bis 7 Stück je 100 ha zurückführen. Parallel ist eine Zunahme der Geflügel GV von 200 auf 219 Stück/100 ha zwischen 2000 und 2010 festzustellen.

Stickstoffüberschüsse im ökologischen Landbau

Anhand der Herbst- N_{\min} -Werte kann eine Einschätzung der potenziellen Stickstoffüberschüsse durch die Landnutzung und damit der potenziellen Nitratverlagerung erfolgen. Im ökologischen Landbau werden keine mineralischen Stickstoffdünger eingesetzt, sondern nur organische bzw. es erfolgt eine Fixierung des Luftstickstoffs durch den Anbau von Leguminosen. Aber auch im ökologischen Landbau ist der Herbst- N_{\min} -Wert ein Indikator für die Bestimmung von N-Überhängen vor dem Winter zu einer Stellschraube zur Vermeidung des Auswaschungsrisikos bzw. des mit zunehmenden N-Überhängen auch steigenden N-Emissionsrisikos. Tabelle 144 stellt die Herbst- N_{\min} -Werte in den konventionellen Anbauverfahren denen des ökologischen Landbaus der sächsischen Landwirtschaft gegenüber.

Tabelle 144: Herbst-Nitratstickstoffgehalte und N-Minderungspotenzial, Vergleich konventioneller und ökologischer Ackerbau in Sachsen [kg/ha]

	Konventioneller Ackerbau ¹⁾	Ökologischer Ackerbau
Herbst N_{\min} -Werte	[kg N/ha]	[kg N/ha]
Mittelwert und Stabw. (Zeitraum 1993 bis 2009) ¹⁾	83 (±18)	52 (±13)
N-Minderung Ökol. gegenüber konv. Landbau ²⁾		-20

Quelle: ¹⁾ keine Anwendung stoffaustragsmindernder Fördermaßnahmen (SMUL 2011); ²⁾ GEBEL (2013)

Die Herbst- N_{\min} -Werte von im Mittel 52 kg N/ha im ökologischen Landbau sind um 30 kg N/ha niedriger als im konventionellen Ackerbau. Die Berücksichtigung der Standardabweichung zeigt, dass der Herbst- N_{\min} im ökologischen Landbau etwas weniger schwankt als im konventionellen Landbau. Dies deutet auf eine höhere N-Effizienz und eine höhere Systemstabilität in ökologischen Anbauverfahren hin. Nährstoffminderungen durch den ökologischen Landbau in Sachsen hat auch GEBEL (2013) im Rahmen der Bewertung der Nährstoffminderungsmaßnahmen der AuW berechnet und gibt diese pauschal mit -20 kg N gegenüber konventionellen Anbausystemen an.

Auch Ergebnisse von HÜLSBERGEN & SCHMID (2013) bestätigen niedrigere N-Überschüsse im Ökologischen Landbau. Sie geben ein mittleres Bilanzsaldo von < 20 kg N/ha für ökologische und > 50 kg N/ha für konventionelle Betriebe an. Der Stickstoff darf im Ökolandbau nicht aus mineralischen Quellen und nur begrenzt als Futtermittel zugekauft werden und stellt somit einen knappen Produktionsfaktor dar. Die effiziente Ausnutzung von N ist daher systemimmanent. Um im ökologischen Ackerbau eine hohe Wasserschutzleistung zu erzielen, ist jedoch der richtige Umgang im Leguminosenanbau erforderlich.

Bewertung Treibhausgasemissionen

Der ökologische Landbau verzichtet auf den Zukauf mineralischer Stickstoffdünger und synthetische Pflanzenschutzmittel und ist daher stark auf die innerbetriebliche Kreislaufwirtschaft sowie die Vernetzung von Ackerbau und Viehhaltung angewiesen. Der Anbau unterscheidet sich insofern schon im System vom konventionellen Anbau. Systemvergleiche erfordern daher komplexe Betrachtungen, bevorzugt auf Gesamtbetriebsebene. Literaturrecherchen zeigen, dass häufig aber nur Betriebszweige oder einzelne Produktionsverfahren im Hinblick auf die THG-Bilanzierung untersucht wurden, sodass

die Vergleichbarkeit der Studien nur eingeschränkt möglich ist (FLESSA et al. 2012). Im Folgenden wird auf die flächenbezogenen Wirkungen des ökologischen Landbaus, THG-Emissionen, die Pflanzen- und Tierproduktion sowie den Aspekt der Humusanreicherung eingegangen.

Flächenertrags- und produktbezogene Emissionen: Die Intensität der ökologischen Anbauverfahren ist in der Regel geringer als im konventionellen Anbau. Die **flächenbezogenen** THG-Emissionen fallen, je nach Literaturstudie, zwischen 10-80 % niedriger aus. Folgende Faktoren werden hierfür in FLESSA et al (2012) angegeben:

- Verzicht auf chemisch-synthetische Düngemittel, deren Herstellung sehr energie- und emissionsintensiv ist
- niedrigere N-Einträge und N-Bilanzüberschüsse auf der Fläche
- eine geringere Viehbesatzdichte
- höherer Anteil von Stallhaltungssystemen mit Festmist
- höhere Humusgehalte in Ackerböden (C-Sequestrierung)
- geringerer Zukauf von (Import)-Futtermitteln

Dabei sind trotz der starken Streuungen kulturartenbezogene Unterschiede festzustellen. So werden folgende mittlere flächenbezogene Reduktionspotenziale gegenüber konventioneller Nutzung angegeben (jeweils Median): Getreide 55 %; Futterbau -68 %; Kartoffeln 29 %. Auch für die Viehhaltung werden im Schnitt der von FLESSA et al. (2012) bewerteten Literaturstellen (>37 Quellen) Reduktionspotenziale für die Milcherzeugung ca. 25 %¹⁴ und Rindfleischerzeugung um 30 % festgestellt. Für Gesamtbetriebe wird ein Median 62 % TKG Reduktionspotenzial gegenüber konventionell festgestellt.

Unter deutschen und auch unter sächsischen Bedingungen werden im ökologischen Landbau niedrigere Erträge je Hektar Anbaufläche als im konventionellen Landbau erzielt und auch der Tierbesatz ist geringer. Die Berechnung von **ertragsbezogenen THG-Emissionen** wird dagegen maßgeblich vom Ertragsniveau beeinflusst, das im ökologischen Landbau geringer als im konventionellen Anbau ist. Für Deutschland werden z. B. im Mittel der Jahre 2007 bis 2010 ökologische Getreideerträge von 47 %, Raps erträge von 64 und Kartoffelerträge von 54 % des konventionellen Ertragsniveaus angegeben (nach FLESSA et al. 2012). In Sachsen liegt das ökologische Ertragsniveau von Getreide zwischen 5 und 60 % und von Raps und Mais bei über 70 % des konventionellen Ertragsniveaus (siehe Tabelle 141). Die Ertragsdifferenzen fallen in der tierischen Produktion nach FLESSA et al. (2007) eher geringer als in der Pflanzenproduktion aus. Geringere Erträge im ökologischen Landbau führen dazu, dass die produktbezogenen THG-Emissionen in der Regel schlechter ausfallen als im konventionellen Anbau (HÜLSBERGEN & SCHMID 2010/2013).

WOITZOWITZ et al. (2007) konkretisieren für Deutschland, dass die Erzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft durch die schlechtere Effizienz der Futtermittelverwertung durch die Tiere im Vergleich zur Marktfrüchterezeugung generell einen vergleichsweise großen **Flächenbedarf** hat. Die Autoren geben an, dass die ökologische Erzeugung von Rindfleisch (+52 %) mit der größten produktspezifischen Flächeninanspruchnahme verbunden ist, gefolgt von der ökologischen Schweinefleisch- und Geflügelfleischerzeugung. Der deutlich höhere Flächenbedarf bei der Erzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft nach den Prinzipien des ökologischen Landbaus spiegelt die Richtlinien des ökologischen Landbaus hinsichtlich des tiergerechten Flächenangebots pro Tier wider. Darüber hinaus tragen auch die geringeren Erträge beim ökologischen Anbau von Futterpflanzen und die in der Regel geringere Futtermittelverwertung ökologisch gehaltener Tiere zum höheren Flächenbedarf bei. Exemplarisch werden in Tabelle 145 Flächenbedarfszahlen nach WOITZOWITZ et al. (2007) dargestellt. Weiterhin können bei Betrachtung des höheren Flächenbedarfes Verdrängungseffekte (u. a. Futtermittelimporte aus dem Ausland) bei niedrigeren Ertragsleistungen auftreten.

¹⁴ Mittel aus zwei Werten, gleiche Quelle

Tabelle 145: Flächenbedarf für die Erzeugung tierischer Lebensmittel bei konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise

Produkt	Flächenbedarf [m ² /kg]		
	konventionell	ökologisch	Rel. ökologisch zu konventionell [%]
Kuhmilch	1,6	2,1	131
Rindfleisch	13,6	20,7	152
Schweinefleisch	7,1	10,1	142
Geflügelfleisch	4,5	8,1	180
Hühnerei (Eimasse)	4,8	7,2	150

Quelle: WOITOWITZ et al. (2007)

Die literaturbasierte Bewertung der produktbezogenen Emissionen der ökologischen Tierhaltung durch FLESSA et al (2012) kommt zu dem Ergebnis, dass potenzielle Minderungen stark von der ökologischen Produktionsleistung und dem betrieblichen Management abhängen. Eine generelle Überlegenheit des ökologischen Landbaus kann nicht festgestellt werden. Für die Milchproduktion wird bei großer Schwankungsbreite ein mittleres THG-Minderungspotenzial von 1 % (Median) gegenüber konventioneller Erzeugung angegeben, für die ökologische Rindfleischerzeugung von 7 % und für ökologisches Schweinefleisch von 12 %. Für Geflügelfleisch und Milch lagen zu wenige Werte vor. Auch die Bewertung von Futtermittelimporten kann die tendenzielle Vorzüglichkeit der ökologischen Erzeugung in Frage stellen. Untersuchungen von WOITOWITZ et al. (2007) für Deutschland kommen zu dem Ergebnis, dass die ökologische Wirtschaftsweise in Bezug auf die Emissionen treibhauswirksamer Gase mit Ausnahme der Eierzeugung schlechter abschneidet als die konventionellen Wirtschaftswesen, woran maßgeblich die geringeren Leistungen bei der Erzeugung tierischer Produkte teilhaben.

Der Beitrag der Transport- und Verarbeitungsschritte zu den Gesamtemissionen spielt dabei eine relativ geringe Bedeutung. Er liegt nach WOITOWITZ et al. (2007) bei der Erzeugung von Geflügelfleisch mit etwa 30 % am höchsten. Bei der Bereitstellung von Rindfleisch beträgt er weniger als 10 %. Aus den Ergebnissen wird auch deutlich, dass zur Gesamtheit der treibhauswirksamen Gase bei der Wiederkäuerhaltung (Milchkühe, Mastriinder) die Emissionen von Methan dominieren, während diese bei der Schweine- und der Geflügelhaltung weniger als ein Drittel der Gesamtemissionen verursachen. Hingegen steigt bei den Monogastriern (Schweine, Geflügel) die Bedeutung der Lachgas- und der Kohlendioxidemissionen. FLESSA (2012) weist auch auf Literaturquellen hin, die den ökologischen Landbau im Hinblick auf die produktbezogenen Emissionen als günstiger einstufen (z. B. NEMECK et al. 2005: Reduktionspotenziale von 16-20 %; HÜLSBERGEN & KÜSTERMANN (2007/2008): THG-Minderungen von 26-28 %; WILLIAMS et al. (2006): im ökologischen Futterbau liegen die THG-Minderungen sogar bei 55-79 %; NEMECK et al. (2005); TAYLOR (2000) und BOCKISCH (2000): 16-32 % THG-Einsparungen bei ökologischer Weidehaltung und 41 % THG-Einsparungen bei ökologischer Maiserzeugung). Auch Untersuchungen auf sächsischen Standorten kommen sowohl für Marktfrucht- als auch für Futterbausysteme zu einer positiven Bewertung der Umweltleistung im Bereich der Spurengasflüsse (MODEL 2004). Weil aber neueste Untersuchungsergebnisse von HÜLSBERGEN & SCHMID (2013) auf Basis von 80 Pilotbetrieben in Deutschland (je 40 ökologisch und 40 konventionell) zu der Aussage gelangen, dass der Ökolandbau keine systemimmanenten Vorteile auf die produktbezogenen THG-Emissionen hat, wird dieser Erkenntnis die größere Aussagekraft zugeordnet. Es wird darauf verwiesen, dass der im konventionellen Anbau höhere Energieinput durch hohe Ertragsleistungen kompensiert wird, während in Ökobetrieben die geringeren Ertragsleistungen zu höheren produktbezogenen THG-Emissionen führen können. Im Mittel stellen sich die untersuchten Ökobetriebe allerdings auch bei HÜLSBERGEN leicht positiv dar (Ökologische Bewirtschaftung: 25 kg CO₂-Äquivalent/GE; konventionelle Betriebe 32 kg CO₂-Äquivalent/GE).

C-Sequestrierung in ökologisch bewirtschafteten Ackerböden: Nach LEITHOLD (2004) besteht gerade im Ökolandbau ein enger Zusammenhang zwischen dem Humusgehalt im Boden und dem Flächenertrag, weil auf chemisch-synthetische Düngemittel verzichtet wird. Im Anbausystem Ökolandbau wird durch den regelmäßigen Einsatz von Wirtschaftsdüngern die Einschränkung des Anteils an humuszehrenden Kulturen in der Fruchtfolge sowie den vermehrten Anbau humusmehrender Kulturen eine gezielte Anreicherung von Humus im Boden gefördert. FLESSA et al. (2012) haben im Rahmen einer

Literaturrecherche festgestellt, dass überwiegend über eine Humusanreicherung in Ackerböden unter ökologischer Bewirtschaftung berichtet wird (CAPRIEL 2010; MÜLLER-LINDENLAUF 2009; FLIEßBACH et al. 2007; MUNROE et al. 2002; IPCC 2003; KÜSTERMANN et al. 2007; RÜHLING et al. 2005; FOERED & HOGH-JENSEN 2004; PIMENTEL et al. 2005; LEITHOLD 2004; MARIOTT & WANDER 2006; WELLS et al. 2000; GLOVER et al. 2000; LIEBIG et al. 1999; BLAKEMORE 2000). Allerdings zeigen deutsche Untersuchungsergebnisse, dass der Effekt bei tierhaltenden Betrieben größer als bei Ackerbaubetrieben und nicht für alle Bodenarten gleich ist (CAPRIEL 2010). Es wurde zudem festgestellt, dass der Effekt der Tierhaltung größer als der des ökologischen Landbaus sein kann. Auch HÜLSBERGEN & SCHMID (2010) geben für den ökologischen Landbau eine nicht vorhandene bis geringe C-Bindungsleistung von 0 bis 0,5 t C/ha*Jahr in Anhängigkeit vom Tierbesatz sowie dem Leguminosen- und Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge an. FLESSA et al. (2012) kommen auf Basis der untersuchten Quellen zu dem Schluss, dass verallgemeinernde Annahmen, der Humusgehalt stiege bei Umstellung auf ökologischen Landbau signifikant an, nur für konventionelle Betriebe mit typischen Marktfruchtfolgen und geringer und mittlerer Rückführung organischer Substanz (keine langjährige Wirtschaftsdüngung) hinreichend belegt ist. Konventionelle Veredelungsbetriebe, in denen erhebliche Mengen organischer Wirtschaftsdünger anfallen und zur Düngung verwendet werden, haben dagegen meist ähnlich hohe Humusgehalte wie ökologisch wirtschaftende Gemischtbetriebe. Von entscheidender Bedeutung ist somit das jeweilige konventionelle Referenzsystem.

Untersuchungen von KOLBE (2009) zur C-Sequestrierung durch die landwirtschaftliche Landbewirtschaftung an drei sächsischen Leitstandorten zeigen ebenfalls, dass das C-Sequestrierungspotenzial abhängig vom Standort ist. KOLBE (2009) stellt weiterhin eine leichte bis deutliche Anhebung der Humusgehalte durch eine Umstellung auf Ökologischen Landbau fest, konstatiert aber ebenfalls eine Erhöhung der Humusgehalte in ähnlicher Größenordnung durch eine Ausdehnung der Schweinehaltung auf Güllebasis auf 2 GV/ha, eine hohe organische Düngung mit Stalldung, Hühnerkot oder Kompost sowie durch Ausdehnung des Leguminosengemengeanbaus (Futterbau) auf 20-50 % der Fruchtfolgen im konventionellen Landbau. Auch hier wird deutlich, dass nicht der ökologische Landbau als System eine höhere C-Sequestrierung sichert, sondern das jeweilige Produktionsverfahren entscheidend ist. Eine Orientierung gibt die Übersicht der C-Bindungspotenziale nach HÜLSBERGEN & SCHMID (2008):

Tabelle 146: Potenziale der C-Bindung/Freisetzung

Maßnahme	C-Bindung/Freisetzung [t/ha/Jahr]	Erläuterungen
Umwandlung von Grünland in Ackerland, Umbruch begrünter Dauerbrache	>-1,0	Mineralisation organischer Bodensubstanz nach Grünlandumbruch durch Bodenbearbeitung, geringere Zufuhr organischer Substanz
Umwandlung von Ackerland in Grünland, begrünte Dauerbrache	>1,0	Dauerhafte Bodenbedeckung und Zufuhr organischer Substanz, fehlende Bodenbearbeitung
Anbau mehrjähriger Leguminosen und deren Gemenge mit Gräsern	0,6 bis >1,0	Abhängig vom Ertrag, der Nutzungsdauer und der Bestandszusammensetzung
Anbau von Silomais	-0,4 bis -0,8	Abhängig vom Referenzsystem, dem Anbauverfahren (z. B. Mulchsaat, Bodenbearbeitung mit/ohne Pflug), der Düngung, der Ertragshöhe
Düngung mit Stalldung, Gülle, Kompost	>0,5	Abhängig von der Menge und der Qualität der org. Substanz
Reduzierte Bodenbearbeitung (pfluglos, Direktsaat)	0 bis 0,25	Abhängig vom Standort (Boden, Klima), der Fruchtfolge und Düngung
Ökologischer Landbau	0 bis 0,50	Abhängig vom Tierbesatz, dem Leguminosen- und Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge

Quelle: HÜLSBERGEN & SCHMID (2008); SMITH (2004) zitiert in HÜLSBERGEN (2010)

Die C-Sequestrierung in Böden ist generell ein zeitlich begrenzter Klimaschutzbeitrag, weil sich die Humusgehalte nach Nutzungsumstellung auf ein höheres Niveau einpendeln (SMITH 2004; HÜLSBERGEN & SCHMID 2013). Auch im Ökolandbau ist dieser Beitrag zeitlich und mengenmäßig begrenzt, bis sich ein neues Humusgleichgewicht einstellt. Wird die Nutzungsform wieder geändert, so kann der zuvor festgelegte Kohlenstoff wieder mineralisiert werden. Die C-Sequestrierung wird

daher bei der Bewertung des Emissionsminderungspotenzials des Ökolandbaus in dieser Studie nicht berücksichtigt (analog dem Vorgehen bei der Bewertung des Grünlanderhalts sowie der konservierenden Bodenbearbeitung).

Stickstoffkreislauf und N₂O Emissionen: Zur Bewertung der betrieblichen Stickstoffkreisläufe im Hinblick auf die THG-Emissionen sind folgenden Aspekte zu berücksichtigen:

- Symbiotische N₂-Fixierung durch den Anbau von Leguminosen. Dabei wird unterstellt, dass die N-Fixierungsleistung mit steigendem Ertrag ebenfalls steigt.
- N-Umsatz in der Tierhaltung. Hierbei sind Tierarten und Produktionssysteme in Hinblick auf die Input- und Outputgrößen in der Bilanz zu unterscheiden

Die Berechnung der N₂O-Emissionen kann nach dem IPCC-Ansatz (1996) berechnet werden. Dieser unterstellt, dass 1,25 % des den Böden durch organische und mineralische Düngung, N₂-Fixierung und N-Deposition zugeführten Stickstoffs als N₂O emittiert werden. HÜLSBERGEN (2010) weist auf eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität der N₂O-Flüsse hin. Eine ausreichende Datengrundlage zur Bewertung der Einflüsse von Fruchtfolge, Zwischenfruchtanbau, Düngung, Bodenbearbeitung und den Standortfaktoren im ökologischen Landbau sieht er als derzeit nicht gegeben an. Allgemein wird jedoch von einer um rund 50 % niedrigeren N-Zufuhr und somit auch niedrigeren N₂O-Emissionen im ökologischen Landbau gegenüber dem konventionellen Landbau ausgegangen (PETER et al. 2011).

Ist-Situation der Klimaschutzleistung in Sachsen

THG-Emissionen aus dem ökologischen Ackerbau

Eine Abschätzung der THG-Emissionen des sächsischen ökologischen Ackerbaus vergleichend zum konventionellen Ackerbau wird auf Basis der oben beschriebenen Literaturstudie von FLESSA et al. (2012) vorgenommen. Dieser Ansatz berücksichtigt für Marktfrüchte und Futterbauflächen jeweils mittlere Emissionswerte (Mediane) auf Basis der Literaturauswertungen.

Tabelle 147: Prozentuale Reduzierung flächen- und produktbezogener THG-Emissionen im Pflanzenbau durch ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau

Bezug [%]	Gesamtbetrieb/ Betriebszweig	Getreide	Futterbau (Grassilage/Heu)	Kartoffeln	Raps/ Zuckerrüben	Eiweiß/ Futterpflanzen	Gemüse/ Obst
Flächenbezogene Reduzierung durch Ökolandbau (Mediane)	62	55	68	29	k. A.	k. A.	k. A.
Produktbezogene Reduzierung durch Ökolandbau (Mediane)	23	21	41	2	34	30	12
Box-Plotanalyse 0,5-Quantil	(20-26)	(0-30)	(20-60)	(-18-9)	(20-46)	(23-40)	(10-15)
n (Anzahl eingegangener Studien)	4	9	7	8	4	5	12

Quelle: FLESSA et al. 2012

Wie in Tabelle 147 ersichtlich, sind die flächenbezogenen Emissionen des ökologischen Ackerbaus i. d. R. deutlich niedriger als im konventionellen Anbau. Auch die produktbezogenen Emissionen sind, wenn auch weniger ausgeprägt, meist niedriger als im konventionellen Anbau. Generell wird die Höhe der ertragsbezogenen Emissionen aber stark vom einzelbetrieblichen Management beeinflusst, das auch den Effekt der ökologischen Wirtschaftsweise überprägen kann.

Als Hauptemittenten des Ackerbaus sind N₂O-Emissionen aus der Düngung und CO₂-Emissionen aus dem Treibstoffeinsatz zu benennen. Weiter kommen N₂O und CH₄-Emissionen aus dem Einsatz von Wirtschaftsdüngern in Betracht (siehe Kapitel 1.1.4). Die berechneten flächenbezogenen THG-Emissionen berücksichtigen nicht die mit 3,4 % (2010) noch geringen Flächenanteile des ökologischen Landbaus. Um das THG-Einsparpotenzial für den Anteil an ökologisch bewirtschafteten Ackerflächen abschätzen zu können, wurden auf Basis der Auswertungen von FLESSA et al. (2012) die flächen-

bezogenen CO₂-Minderungspotenziale des ökologischen Anbaus nach Kulturarten berechnet und zur Abschätzung des sachsenweiten Einsparpotenzials mit den ökologischen Anbauflächen 2010 multipliziert (Tabelle 148).

Tabelle 148: Flächenbezogene Klimaschutzleistung des ökologischen Ackerbaus in Sachsen

	Anbau- fläche [ha]	Flächenbezogene THG-Emissionen		Klimaschutzleistung Ökologisch		Klimaschutzleistung Ökologisch Gesamt [kt CO ₂ e/a]
		konventionell	ökologisch	[t CO ₂ e/ha]	[%]	
		[t CO ₂ e/ha]	[t CO ₂ e/ha]	[t CO ₂ e/ha]	[%]	
Getreide	10.199	1,47	0,54	0,9	63 %	9,5
Ackerfutter und Leguminosen	6.547	2,13	0,71	1,4	67 %	9,3
Kartoffeln	339	1,67	0,97	0,7	42 %	0,2
Sonstige (Ölfrüchte, Zuckerrübe, Gartenbau, Obst) ¹⁾	1.151	1,47	0,54	0,9	63 %	1,1
Summe	18.236					20,1

¹⁾ wie Getreide bewertet, weil keine kulturspezifischen Werte vorliegen

Quelle für CO₂-Äquivalent: FLESSA et al. (2012), für Flächenangaben: siehe Tabelle 140

Die Auswertungen zeigen in der Summe der ökologisch bewirtschafteten LN im Jahr 2010 eine **flächenbezogene Klimaschutzleistung von 20 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** gegenüber einer konventionellen Nutzung. Das entspricht einer mittleren Minderung von 1,1 t CO₂-Äquivalent/ha ökologischer Anbaufläche. Mit Bezug auf die THG-Emissionen aus dem konventionellen Anbau auf der sächsischen Gesamtackerfläche (siehe Kapitel 1.1.4, nur N₂O und CH₄ berücksichtigt) werden diese durch den ökologischen Ackerbau um rund 0,7 % gemindert. Eine Berechnung der produktbezogenen Emissionen kann aufgrund fehlender Datengrundlagen nicht vorgenommen werden. Wie aber aus Tabelle 147 ersichtlich, wird bei einer produktbezogenen Betrachtung ein THG-Minderungspotenzial des ökologischen Landbaus wesentlich geringer ausfallen und bei einzelnen Kulturen wie der Kartoffel nicht immer gegeben sein.

THG-Emissionen der ökologischen Tierhaltung

Eine Abschätzung der Emissionen aus der ökologischen Tierhaltung Sachsens erfolgt auf Basis der tierbezogenen THG-Emissionen von WOITOWITZ et al. (2007) sowie auf Basis sachsenspezifischer Tierhaltungszahlen nach Tabelle 142. WOITOWITZ et al. (2007) haben den Einfluss der ökologischen Tierhaltung im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung in Deutschland im Hinblick auf die THG-Emissionen untersucht. Sie differenzieren dabei eine klassische konventionelle Bewirtschaftung, eine im Hinblick auf die Flächeneffizienz optimierte konventionelle Bewirtschaftung (RS = Ressourcenschutz) und eine ökologische Tierhaltung. Emissionsfaktoren wurden nach dem IPCC-Ansatz gewählt. Es wurde jeweils der Bereich der Erzeugung ohne Transport- und Verarbeitungsschritte bei Berechnung der Gesamtemissionen betrachtet (z. B. bei Milchviehhaltung: Betriebsmitteleinsatz, Emissionen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen, Stallhaltung und Weidebetrieb, Lagerung). Die Werte können derzeit als erste Näherungswerte betrachtet werden, die es nach Schaffung einer besseren Kenntnis- und Datenlage weiter zu vertiefen gilt. Die Datenlage ermöglicht eine Betrachtung der Kategorien Milchvieh, Rinder, Schweine und Geflügel (bei Geflügel vereinfachend ohne weitere Unterteilung in Legehennen und Mastgeflügel nach Emissionswerten für Mastgeflügel). Die Umrechnung der spezifischen Emissionswerte in CO₂-Äquivalente erfolgte über die Äquivalenzfaktoren nach LfULG (2012a) bzw. nach UBA (2003).

Exemplarisch werden in der folgenden Tabelle die tierbezogenen CO₂-Äquivalente je Tier*Jahr, unterteilt nach CO₂, N₂O und CH₄, dargestellt.

Tabelle 149: Tierbezogene CH₄-, N₂O- und CO₂-Emissionen

tierbezogen [kg CO ₂ e/(Tier*a)]	konventionell				konventionell (ressourcenschonend)				ökologisch			
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CO ₂ e	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CO ₂ e	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CO ₂ e
Milchkuh	2.728	1.063	1.250	5.041	2.728	778	1.040	4.546	2.363	834	1.020	4.216
Rind	1.674	972	640	3.286	1.674	708	451	2.833	1.473	805	458	2.736
Schwein	84	203	91	378	84	191	80	355	59	242	133	434
Mastgeflügel	0,2	0,6	1,3	2	2,0	0,5	1	2	0,4	0,8	4,4	6

Quelle: WOITOWITZ et al. (2007)

Der Emissionsschwerpunkt ist bei Kühen und Rindern den CH₄-Ausgasungen zuzuschreiben, bei Geflügel und Schweinen dagegen den N₂O-Ausgasungen. Insgesamt zeigt sich bei Vergleich der Pro-Kopf-Emissionen ein Vorteil der ökologischen Produktionsweise. Dieser relativiert sich jedoch, wenn die Emissionen produktbezogen berechnet werden. Die folgenden Tabellen geben jeweils auf Basis der CO₂-Äquivalente vergleichend die tierbezogenen und produktbezogenen Emissionen je Einheit und mit Bezug auf den sächsischen Viehbestand, unterteilt in ökologisch und konventionell, wieder:

Tabelle 150: Tierbezogene CO₂-Äquivalente pro Tier und für den sächsischen Viehbestand, Vergleich ökologisch – konventionell und konventionell ressourcenschonend optimiert

Tierbezogen	tierbezogene CO ₂ e [kg CO ₂ e/(Tier*a)]			für sächsischen Tierbestand [t CO ₂ eTierbestand*a)]		
	konventionell	konventionell (RS)	ökologisch	konventionell	konventionell (RS)	ökologisch
Milchkuh	5.041	4.546	4.216	935.746	843.860	6.191
Rind	3.286	2.833	2.736	937.548	808.300	29.448
Schwein	378	355	434	162.408	152.526	1.018
Mastgeflügel	2	2	6	1.381	2.301	383

RS = ressourcenschonende Produktion

Quelle: WOITOWITZ et al. (2007), Tierbestand nach SMUL (2011)

Die ökologische Milchkuh- und Rinderhaltung ermöglicht tierbezogenen THG-Minderungen von 16 bzw. 17 % gegenüber konventioneller Haltung. Im Vergleich zu einer ressourcenschonenden konventionellen Wirtschaftsweise nehmen die Vorteile der Milchkuh- und Rinderhaltung auf 7 bzw. 3 % an THG-Minderungspotenzial ab. Die Schweinemast weist dagegen im ökologischen Landbau 15 % höhere Emissionen auf und die Mastgeflügelhaltung führt sogar zu einer Verdreifachung der THG-Emissionen.

Tabelle 151: Produktbezogene CO₂-Äquivalente pro Produkt und für die sächsischen Tierprodukte, Vergleich ökologisch – konventionell und konventionell-ressourcenschonend optimiert

Produktbezogen	produktbezogene CO ₂ -Äquivalente [kg CO ₂ e/kg erzeugtes Produkt]		
	konventionell	konventionell (RS)	ökologisch
Milchkuh	826	745	843
Rind	10.066	8.679	10.233
Schwein	4.109	3.860	4.965
Mastgeflügel	1.978	1.798	2.846

RS = ressourcenschonende Produktion; Quelle: WOITOWITZ et al. (2007), Tierbestand nach SMUL (2011)

Deutlich wird in Tabelle 151, dass sich auf Basis des Rechenansatzes von WORTOWITZ (2007) die relativen Vorteile der ökologischen Tierhaltung relativieren, sobald die Emissionen je Kilogramm Produkt berechnet werden. Hier führt die geringere Leistung bei Kühen und Rindern zu einer Gleichstellung der Emissionen mit dem konventionellen Anbau. Bei Schweinen und Geflügel schneiden konventionelle Verfahren sogar besser ab. Die ökologische Schweinehaltung zeigt rund 21 % und die ökologische Geflügelhaltung rund 44 % höhere THG-Emissionen. Wird mit dem konventionell-ressourcenschonenden Verfahren verglichen, so stellt sich dieses für alle Tiergruppen klimaschonender dar als der ökologische Landbau. Allerdings wäre zu prüfen, ob nicht auch in der ökologischen Tierhaltung noch Optimierungspotenziale zu realisieren sind. Die Berechnungen für den sächsischen Tierbestand spiegeln wider, dass die ökologische Tierhaltung noch eine untergeordnete Bedeutung einnimmt.

Fazit

Im Ergebnis kann davon ausgegangen werden, dass durch eine ökologische **Pflanzenproduktion** die flächenbezogenen THG-Emissionen aufgrund des geringeren Betriebsmitteleinsatzes deutlich gesenkt werden können. Die produktbezogenen THG-Emissionen sind dagegen stark ertragsabhängig und das produktbezogene THG-Minderungspotenzial fällt in den meisten Fällen nur gering aus bzw. kann bei einzelnen Kulturen auch Mehremissionen bedingen. Für das Jahr 2010 wird für die 3,4 % ökologisch bewirtschaftete Anbaufläche überschlägig eine flächenbezogene Klimaschutzleistung von **20 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** gegenüber konventioneller Nutzung berechnet. Werden produktbezogene THG-Emissionen betrachtet oder auch aufgrund niedrigerer Erträge Verdrängungseffekte mit in die Bilanz einbezogen, so wird sich der mögliche Klimaschutz-Vorteil der ökologischen Pflanzenproduktion reduzieren bzw. muss ggf. im Hinblick auf eine THG-Minderungsleistung in Frage gestellt werden.

Für die ökologische **Tierhaltung** berechnen sich beim Vergleich der Pro-Kopf-Emissionen Vorteile der ökologischen Milchvieh- und Rinderhaltung. Werden die Emissionen produktbezogen berechnet, so zeigen der konventionelle und der ökologische Anbau nahezu gleiche THG-Emissionen. Die Schweine- und Mastgeflügelhaltung zeigt im ökologischen Anbau sowohl pro Kopf als auch pro Produkteinheit höhere Emissionen als die konventionelle Erzeugung.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass durch den ökologischen Ackerbau eine, wenn auch geringe, klimaschonende Wirkung erzielt werden kann, die ökologische Tierhaltung zeigt dagegen nach aktuellem Kenntnisstand keine Vorteile und kann auch höhere Emissionen als der konventionelle Anbau aufzeigen. Das THG-Minderungspotenzial ist weniger vom System des ökologischen Landbaus als vielmehr dem jeweiligen Betriebsmanagement abhängig und somit steuerbar. Daraus resultiert die Folgerung, dass sowohl konventionelle als auch ökologische Anbausysteme klimaschonend zu optimieren sind. Neueste Untersuchungen von HÜLSBERGEN & SCHMID (2013) unterstreichen diese Aussage, lassen aber im Vergleich gut optimierter Betriebe auch einen leichten Vorteil für Ökobetriebe erkennen.

2.5.2 Stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe

Status quo

Es gibt viele Möglichkeiten, Biomasse stofflich zu nutzen, die zum Teil schon seit langer Zeit Bestandteil menschlicher Stoffkreisläufe sind. Nachwachsende Rohstoffe werden in folgender Weise stofflich (d. h. nicht zur Energieträgerbereitstellung bzw. als Nahrungsmittel) genutzt:

- Biokunststoffe (Biopolymere)
- Baufasern, Baustoffe
- Dämmstoffe
- Pharmazeutische Produkte (Medikamente)
- Schmierstoffe
- Farbstoffe

Der Anbau nachwachsender Rohstoffe für die stoffliche Nutzung ist in Deutschland im Vergleich zu anderen Nutzungsarten relativ gering (SRU 2007). Im Jahr 2011 wurden deutschlandweit ca. 311.000 ha für den Anbau zur stofflichen Weiter-

verwendung genutzt, während ca. 2.056.000 ha für den Anbau von Energiepflanzen eingesetzt wurden (FNR 2012b). Landesspezifische Daten für Sachsen liegen nicht vor.

Die folgenden Stoffe werden auf Basis pflanzlicher Rohstoffe aus landwirtschaftlicher Produktion in Sachsen erzeugt:

- Flachs und Hanf-Produkte (Fasern, Öle)
- Pflanzenöle
- Glycerin aus der Biodiesel-Produktion
- Zucker, Stärke, Lignocellulose
- Heil-, Gewürz- und Färbepflanzen

Die Herstellung von Biopolymeren und Biokunststoffen erfolgt derzeit noch nicht in nennenswerten Mengen, weil die Technologie vor allem in der Forschungs- und Entwicklungsphase betrieben wird (DABELER 2012), jedoch werden in diesem Bereich zukünftig große Potenziale für den Ersatz von erdölbasierter Kunststoffe erwartet.

Flachs und Hanf

Zum Anbau von Flachs und Hanf liegen kaum aktuelle Daten vor. Im Jahr 2006 war der Anbau von Faserpflanzen in Sachsen mit 27 ha Flachs und 43 ha Hanf vergleichsweise gering (FREITAG et al. 2006).

Der Flachs- und Hanfanbau in Sachsen konzentriert sich gegenwärtig fast ausschließlich auf die Belieferung einer einzigen Flachsfaseraufbereitungsanlage. Der geringe und stark schwankende sächsische Hanfanbau resultiert maßgeblich aus dem Fehlen von Erstverarbeitungskapazitäten für Hanf im Freistaat Sachsen und den angrenzenden Gebieten (RÖHRICHT et al. 2000).

Die aus Flachs und Hanf herstellbaren Produkte sind vielfältig. Die Nutzung der Flachs- und Hanf-Fasern für eine Verwendung im Textilbereich sowie im technischen Bereich ist möglich. Die Samen der Pflanzen können zur Ölgewinnung eingesetzt werden, Stängel-Bestandteile (Schäben) sind als Einstreu- und Brennmaterial nutzbar.

Pflanzenöle

Die stoffliche Nutzung von Pflanzenölen aus dezentralen Ölmühlen in Sachsen lässt sich aus den Angaben von GRUNERT (2010) nicht exakt bestimmen. Öle, die für technische Zwecke verwendet werden, nehmen nur einen untergeordneten Anteil ein. Ca. 30 % erzeugter Pflanzenöle werden an Händler abgegeben, die Verwertungswege hierfür sind nicht bekannt.

Glycerin aus der Biodiesel-Produktion

Sämtliche Mengen an Glycerin aus der Biodiesel-Produktion (siehe auch Kapitel 2.2.2.3), die im Jahr 2008 angefallen sind, wurden in Deutschland (und daher auch in Sachsen) stofflich verwertet, vor allem als Additiva sowie Basis- und Feinchemikalien (RASCHKA & CARUS 2012).

Zucker, Stärke, Lignocellulose

In der chemischen Industrie findet Stärke neben Zucker Anwendung als Grundstoff. Cellulose dient der Herstellung von Chemiezellstoff und von Naturfasern. Die Menge der eingesetzten Kohlenhydrate (ohne Papierzellstoff und Holz), d. h. landwirtschaftlich gewonnene Kohlenhydrate zur stofflichen Nutzung, beliefen sich 2009 in Deutschland auf ca. 1,48 Mio t. (SCHÜTTE 2010). Darunter ist jedoch auch ein nicht unerheblicher Importanteil von ca. 35 % erfasst. Für Sachsen sind keine detaillierten Zahlen zu den erzeugten und verarbeiteten Mengen bekannt.

Heil- und Gewürzpflanzen

Heil- und Gewürzpflanzen sind Pflanzenarten, die aufgrund ihrer sekundären Inhaltsstoffe Krankheiten bei Menschen und Tieren heilen oder lindern können oder die Geschmackseigenschaften von Speisen und Getränken positiv beeinflussen und deren Verdaulichkeit verbessern.

In Sachsen haben aufgrund der klimatischen und geologischen Bedingungen insbesondere die Heil-, Gewürz- und Färbepflanzen Echte Kamille (*Matricaria chamomilla*), Kümmel (*Carum carvi*), Weißer Senf (*Sinapis alba* ssp. *alba*) und Salbei (*Salvia officinalis*) Bedeutung (LfULG 2010a). Die Anbauflächen in Sachsen sind derzeit nicht bekannt, werden aber als marginal in Bezug auf die gesamte landwirtschaftliche Fläche abgeschätzt.

2.5.3 Konsum vor allem tierischer Lebensmittel

Die menschliche Ernährung ist (bei Betrachtung der gesamten Prozesskette von der Erzeugung bis zum Verbraucher) für etwa 20 % des gesamten THG-Ausstoßes in Deutschland verantwortlich. Nach GRÜNBERG et al. (2010) liegen publizierte Werte hierzu in einem Bereich zwischen 16 und 22 % der gesamten THG-Emissionen. Dabei fallen auf die eigentliche landwirtschaftliche Erzeugung zwischen ca. 50 % bis 80 % der Emissionen (Literatur in GRÜNBERG et al. 2010). Trotz vergleichsweise geringer Anteile an der menschlichen Ernährung trägt der Verzehr tierischer Lebensmittel wesentlich zur THG-Bilanz der menschlichen Ernährung bei, weil die Erzeugung tierischer Lebensmittel – im Gegensatz zum direkten Verzehr pflanzlicher Nahrungsmittel durch den Menschen – eine sehr ineffektive und ressourcenintensive Form der Veredlung pflanzlicher Produkte darstellt. Wesentlicher Grund hierfür ist, dass die dem Tier zugeführte Futterenergie im Wesentlichen für den Erhaltungsstoffwechsel benötigt wird und nur geringe Anteile hiervon in die „Produktbildung“ gehen (Lebendmassezuwachs, Milch, Eier), außerdem sind tierische Ausscheidungen (Methan aus der Verdauung von Wiederkäuern und die Exkrememente) wesentliche Quellen für THG-Emissionen (siehe u. a. Kapitel 2.4).

Nachfolgend soll im Überblick aufgezeigt werden, in welchem Rahmen der Verzehr tierischer Lebensmittel durch die sächsische Produktion im Jahr 2010 abgedeckt werden konnte und somit in den im Kapitel 1 dargestellten THG-Bilanzzahlen enthalten ist.

Status quo

Lebensmittelverzehr

Hinsichtlich des Verzehrs pflanzlicher und tierischer Lebensmittel in Sachsen liegen keine statistischen Daten vor. Die vom SMUL bzw. Staatsministerium für Soziales und Verbraucherschutz (SMS) in den Jahren 1999 und 2004/2005 durchgeführten Erhebungen zum Sächsischen Verzehrverhalten (SMUL 2001a; SMS 2006) stellen nur eine punktuelle Erfassung dar und sind für eine Trendbewertung deshalb nur eingeschränkt nutzbar. Bundesweite Zahlen zur Entwicklung des Lebensmittelverzehrs für die Jahre 2000 bis 2010 können den statistischen Veröffentlichungen des BMELV (schriftl. Mittlg. PFEIFFER 2013) entnommen werden und dienen ersatzweise zur Bewertung der Effekte des sächsischen Fleisch- und sonstigen Lebensmittelverzehrs. Abbildung 72 stellt die Entwicklung des bundesdeutschen Nahrungsmittelverzehrs zwischen 2000 und 2010 dar.

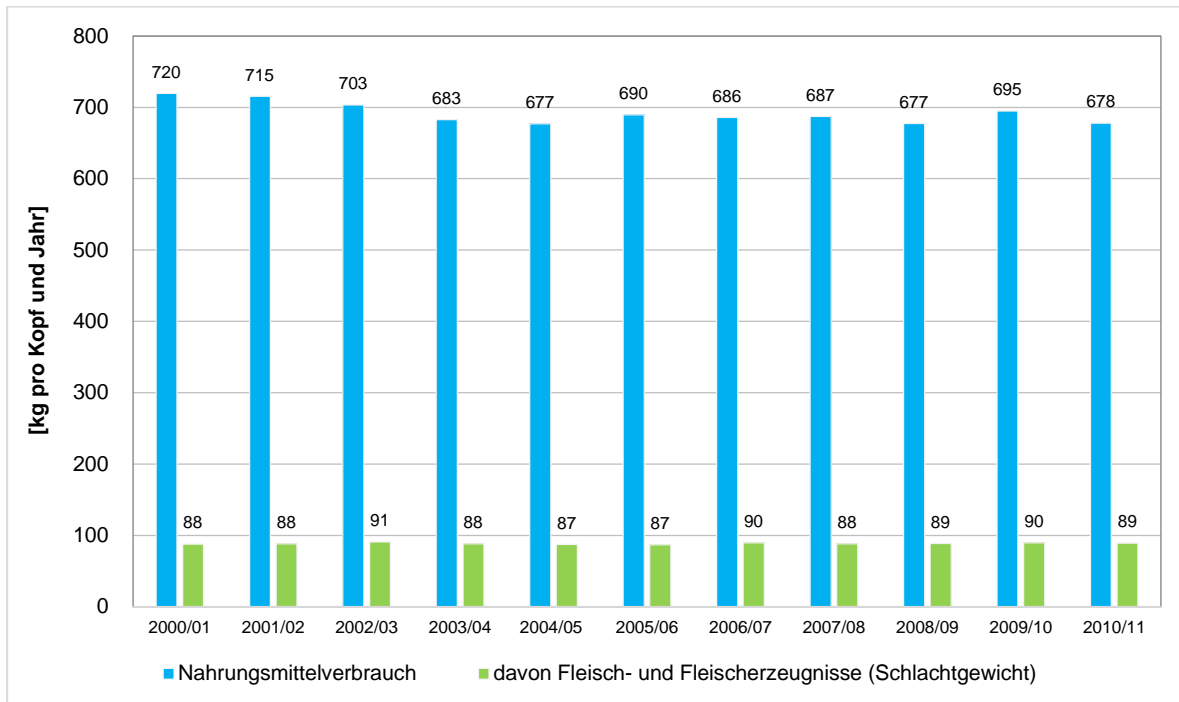


Abbildung 72: Entwicklung des bundesdeutschen Pro-Kopf-Lebensmittelverzehrs zwischen 2000 und 2010

Quelle: Schriftl. Mittlg. PFEIFFER (2013), Daten des BMELV

Es ist zu erkennen, dass sich der spezifische Lebensmittelverzehr in Deutschland zwischen 2000/01 und 2010/11 nicht wesentlich verändert hat. Der Anteil von Fleisch und Fleischerzeugnissen (Schlachtgewicht; ohne Fisch) liegt bei etwa 13 Ma- %. Nach PFEIFFER (schriftl. Mittlg. 2013) umfasst die angegebene Menge dieser Produkte sowohl den eigentlichen Nahrungsverbrauch (ca. 68 %) als auch die Verwertung zu Tierfutter, industriellen Produkten und beinhaltet weitere Verluste.

Repräsentative Erhebungen von SMUL und SMS für die Jahre 1999 und 2004/05 zeigen im Gegensatz hierzu tendenziell steigende Verzehrsmengen (je nach Produktgruppe 4–12% mehr), wobei insbesondere beim Fleisch- und Wurstkonsum ein ca. 10 % höherer Wert für 2004/05 ausgewiesen wird (SMUL 2001a; SMS 2006). Auf Grund unterschiedlicher Erhebungssystematiken sind die Zahlen nach PFEIFFER (schriftl. Mittlg. 2013) und SMUL (2001a) sowie SMS (2006) nicht direkt vergleichbar, es lassen sich jedoch für die sächsischen Erhebungen nach SMUL tendenziell höhere Pro-Kopf-Verzehrmengen nachweisen als nach PFEIFFER (2013, schriftl. Mittlg.) für den bundesdeutschen Durchschnitt angegeben. Damit wird der Trend aus der „Nationalen Verzehrsstudie II“ (MRI 2008) bestätigt, dass die Bevölkerung von Thüringen, Sachsen und Sachsen-Anhalt bundesweit den höchsten Verzehr von Fleisch, Wurstwaren und Fleischerzeugnissen aufweist.

Die vom BMELV (PFEIFFER 2013, schriftl. Mittlg.) für 2010 ausgewiesenen Verzehrdaten liegen für Fleisch beim Vierfachen der unteren bzw. beim Doppelten der oberen Verzehrempfehlungen der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (DGE 2004). Der Konsum von Milchprodukten liegt nur leicht über dem oberen Empfehlungswert der DGE, der Verzehr von Eiern überschreitet den oberen Richtwert um etwa 30 %. Der eher noch höhere sächsische Fleischverzehr liegt damit sehr deutlich über den aus ernährungsphysiologischer und gesundheitlicher Sicht empfohlenen Werten.

Im Ergebnis der zweiten Sächsischen Verzehrstudie (SMS 2006) sind folgende Entwicklungen und Fakten zu benennen, die für eine Reduzierung des Verzehrs tierischer Lebensmittel sowie insgesamt der Verzehrmenge an Nahrungs- und Genussmitteln sprechen:

- Die Mehrheit der erwachsenden Bevölkerung ist übergewichtig. Mehr als 40 % der Männer und 31 % der Frauen werden als übergewichtig eingestuft, weitere 14,6 % der Männer und 18,1 % der Frauen gelten als adipös. Auch bei den Kindern bis zu 16 Jahren sind fast 30 % übergewichtig oder adipös.
- Übergewichtigkeit bei Erwachsenen hat im Vergleich zur ersten Verzehrstudie (SMUL 2001a) zugenommen und bestätigt damit auch einen deutschlandweiten Trend.

- Der Anteil verzehrter Mengen an Fleisch, Wurst und Eiern liegt deutlich über den von der Deutschen Gesellschaft für Ernährung e. V. benannten, empfohlenen Werten.
- Der Verzehr von Gemüse ist zu niedrig und sollte unbedingt angehoben werden.

Erzeugung tierischer Lebensmittel in Sachsen und bilanzieller Selbstversorgungsgrad

Die sächsische Fleischproduktion und Erzeugung tierischer Lebensmittel ist weitgehend unabhängig vom Bedarf der sächsischen Bevölkerung und eingebettet in nationale und internationale Strukturen des Handels und der Verarbeitung. So lassen sich aus statistischen Angaben zu gewerblichen Schlachtungen, die in Sachsen erfolgen, keine Aussagen zur Herkunft der geschlachteten Tiere ableiten, weil in den Schlachthöfen eine erhebliche Zahl von Tieren zur Schlachtung kommt, die in anderen (Bundes-)Ländern gehalten wurden. In gleicher Weise werden in Sachsen produzierte Lebedtiere exportiert und gehen somit nicht in die Schlachtgewichtsbilanz des Freistaates ein.

Für das Jahr 2010 wurden auf Basis der mittleren Verzehrsmengen (Bundesdurchschnitt) nach BMELV (PFEIFFER 2013, schriftl. Mitteilg.) der Bevölkerungszahl (StaLa SN 2013a) und den Tierbeständen (HAENEL et al. 2012) eigene Berechnungen zum bilanziellen Selbstversorgungsgrad der sächsischen Landwirtschaft mit Fleisch, Milch und Eiern durchgeführt, die in Tabelle 152 zusammenfasst sind. Die detaillierten Berechnungsansätze hierzu sind im Anhang 11 dokumentiert. Zur Deckung des angenommenen Bedarfs an tierischen Lebensmitteln durch die sächsische Bevölkerung im Jahr 2010 war eine Gesamtmenge von ca. 360.000 t Fleisch (Schlachtgewicht) erforderlich, wobei Schweinefleisch mit 62 % den höchsten Anteil an der Verzehrmenge ausmacht, gefolgt von Geflügelfleisch mit ca. 22 % und Rind- bzw. Kalbfleisch mit ca. 15 %.

Tabelle 152: Bilanzieller Selbstversorgungsgrad für tierische Lebensmittel in Sachsen 2010

Produkt	Pro-Kopf-Verbrauch in kg/pro EW und Jahr (Bundesdurchschnitt), Bezug: Schlachtgewicht ¹⁾	Bilanzieller Selbstversorgungsgrad für Sachsen im Jahr 2010
Rind- und Kalbfleisch	13,1	74 %
Schweinefleisch	54,0	37 %
Schaf- und Ziegenfleisch	1,0	25 %
Geflügelfleisch	18,9	73 %
Milch- und Milchprodukte ²⁾	349,0	110 %
Eier	13,1 (212 Stück)	94 %

Quelle: ¹⁾ PFEIFFER (2013, Daten des BMELV), ergänzt durch eigene Berechnungen; ²⁾ Umrechnung in Vollwertmilchäquivalente

Aus Tabelle 152 ist deutlich zu erkennen, dass eine (bilanzielle) Deckung des Bedarfs der sächsischen Bevölkerung nur für Milch und Milchprodukte gegeben war und alle weiteren tierischen Lebensmittel zum Teil deutliche Differenzen aufweisen. Das bedeutet, dass erhebliche THG-Emissionen, die mit der Erzeugung tierischer Lebensmittel verbunden sind, welche in Sachsen konsumiert werden, nicht in der räumlichen THG-Bilanz des Freistaates Sachsen enthalten sind. Damit werden die absoluten THG-Emissionen des Freistaates Sachsen im Vergleich zu Ländern mit deutlich höherem flächenbezogenem Tierbesatz bzw. höheren Selbstversorgungsgraden unterbewertet.

Weil den eigenen Abschätzungen in Tabelle 152 die mittleren Verzehrsmengen als Bundesdurchschnitt zu Grunde liegen, in Sachsen aber überdurchschnittlich viele tierische Lebensmittel konsumiert werden, sind die Werte zum Selbstversorgungsgrad tendenziell über- und die THG-Emissionen in Bezug auf den Verbrauch unterbewertet. Für die Berechnungen zum Selbstversorgungsgrad mit tierischen Lebensmitteln ist zu berücksichtigen, dass die Bevölkerungszahlen in Sachsen rückläufig sind. Bei einer gleichbleibenden Tierproduktion und sinkender Bevölkerungszahl steigt somit der bilanzielle Selbstversorgungsgrad. Im Zeitraum zwischen 2000 und 2010 sank die Einwohnerzahl um ca. 6 % auf etwa 4,15 Mio Einwohner, bis 2025 wird eine weiter rückläufige Entwicklung auf ca. 3,6 bis 3,8 Mio. prognostiziert (StaLa SN 2010).

Bewertung der Treibhausgasemissionen

Die Bewertung der THG-Emissionen der Erzeugung tierischer Lebensmittel ist sehr stark vom betrachteten Bilanzrahmen, dem räumlichen Bilanzraum, verwendeten Emissionsfaktoren und dem Bezugswert absoluter Emissionen (z. B. Schlachtgewicht oder Gewicht des verzehrten Produktes beim Konsumenten) abhängig. Weitere wesentliche Einflussgrößen sind die Nutzungsintensität der Tiere (ausgedrückt als tierbezogene Milchleistung, Lebendmassezuwachs oder Legeleistung), Anteile von Weide- und Stallhaltung, die Zusammensetzung der Futtermitteln und die Herkunft verwendeter Futtermittel, die Haltungsverfahren (konventionell, ökologisch), die Berücksichtigung von Prozessvorketten bei der Futtermittelerzeugung oder die Betrachtung von Nebenprodukten (z. B. Altkuh- und Mastbullenfleisch bei der Milchproduktion) (FLACHOWSKY 2008a; GRÜNBERG et al. 2010; TEUFEL et al. 2011). Hohe Unsicherheiten bei einer produktbezogenen THG-Bilanzierung ergeben sich zusätzlich durch jahres-, standort- und managementbedingte Ertragsschwankungen. Die landwirtschaftliche Produktion unterliegt per se biologischen Prozessen, die unterschiedliche Emissionen bewirken, wodurch ähnliche landwirtschaftliche Produktionssysteme je nach Standort unterschiedlich klimabelastend sind. Werden Effekte indirekter Landnutzungsänderungen durch die Verwendung von importierten Futtermitteln wie Sojaschrot mit in die Betrachtungen einbezogen, erhöhen sich die spezifischen Emissionsfaktoren weiter (GRÜNBERG et al. 2010).

Abbildung 73 verdeutlicht den Schwankungsbereich publizierter Emissionsfaktoren (teilweise auch als Carbon Footprints, CF bezeichnet) für tierische Lebensmittel aus konventioneller Landwirtschaft. Vergleichende Effekte zwischen ökologischer und konventioneller Tierhaltung wurden (auf Grund des im Jahr 2010 vergleichsweise geringen Anteils ökologischer Tierhaltung in Sachsen) in diese Zusammenstellung nicht aufgenommen. Die ausgewerteten Literaturquellen beschreiben nicht in jedem Fall exakt die verwendeten Systemgrenzen, teilweise ist auch nicht eindeutig erkennbar, welche Bezugsgröße als Basis verwendet wird (Schlachtgewicht oder Verarbeitungsprodukt). Die Daten zeigen, dass veröffentlichte Werte so stark streuen, dass z. B. Ergebnisse mit enger Bilanzgrenzendefinition höher liegen als Zahlen, die die gesamte Prozesskette bis zum Verbraucher abbilden. Auch TEUFEL et al. (2011), die Studien mit über 600 bilanzierten Produkten auswerten, kommen zusammenfassend zu dem Schluss, dass mehr als 50 % der untersuchten Studien keine klare Beschreibung der zugrunde liegenden Methodik und Bilanzgrenzen enthalten. Aus allen wesentlichen, inhaltlich weitgehend belastbaren Studien lassen sich aber Verhältnisse produktbezogener THG-Emissionen für typische Produkte und mittlere Absolutwerte ableiten, die für abschätzende Berechnungen als Vergleichsgrößen herangezogen werden können.

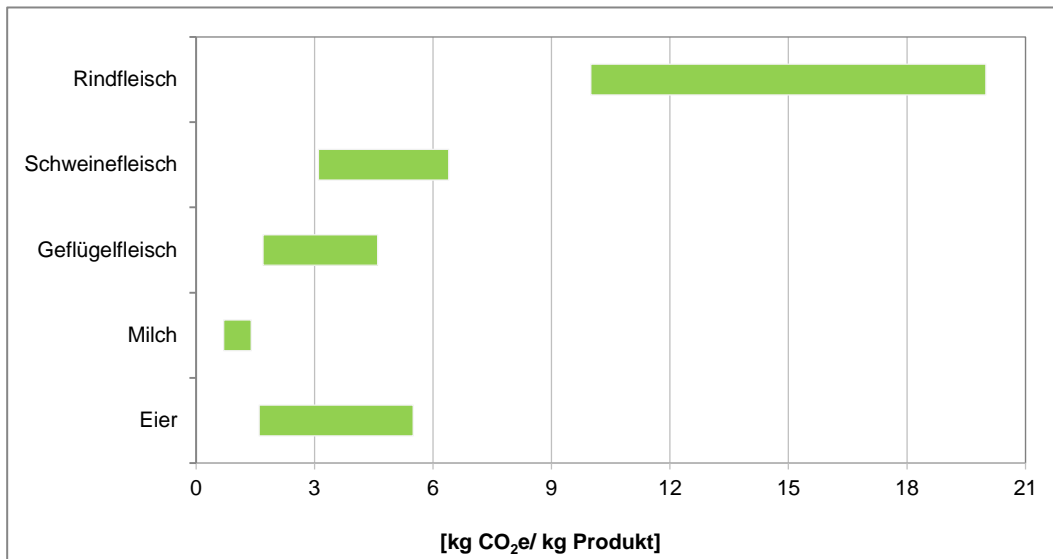


Abbildung 73: Schwankungsbereich publizierter THG-Emissionsfaktoren tierischer Lebensmittel (konventionelle Tierhaltung)

Quelle: eigene Grafik auf Basis der Daten von ALIG et al. (2012); BERNERS-LEE et al. (2012); FRITSCH & EBERLE (2007), GRÜNBERG et al. (2010); HAMERSCHLAG (2011); HIRSCHFELD et al. (2008); HÖRTENHUBER et al. (2010); REINHARDT et al. (2009); WILLIAMS et al. (2006); WOITOWITZ (2007)

Zur Wahrung der Vergleichbarkeit von Zahlen in vorliegender Studie (Bezug zu Kapitel 1) werden für eigene Berechnungen folgende Emissionen im Zusammenhang mit der Erzeugung tierischer Lebensmittel berücksichtigt:

- THG-Emissionen aus dem direkten Energieeinsatz für die eigentliche Tierhaltung (siehe Abschnitt 2.2.1)
- THG-Emissionen, die mit dem Anbau und der Bereitstellung von Grund- und Kraftfuttermitteln verbunden sind (abweichend zum Kapitel 1 sind hier auch für die in Sachsen erzeugten Futtermittel Emissionen für die Aufbereitung mit abgeschätzt), Emissionsfaktoren siehe Anhang 12
- THG-Emissionen aus der Verdauung der Tiere und dem gesamten Wirtschaftsdüngermanagement (nach HAENEL et al. 2012) mit nur teilweiser Berücksichtigung des Weidegangs (nur Methan aus den ausgeschiedenen Exkrementen)

THG-Emissionen aus weiteren Prozessschritten wie der Schlachtung von Tieren, Weiterverarbeitung tierischer Produkte sowie Transporte, Kühlung oder der Energieverbrauch beim Kochen oder Backen beim Konsumenten werden nicht berücksichtigt, weil diese Schritte nicht in der für dieses Projekt definierte Systemgrenze der „landwirtschaftlichen Urproduktion“ liegen. Das bedeutet aber, dass nicht alle THG-Emissionen, die direkt oder indirekt mit dem Verzehr tierischer Lebensmittel verbunden sind, in der nachfolgenden Berechnung enthalten sind. In den Emissionsfaktoren nicht berücksichtigt sind z. B. anteilige Positiveffekte auf die THG-Bilanz durch Einsatz der Biogastechnologie (siehe hierzu auch Kapitel 2.2.2.2 und 2.4).

Tabelle 153: Verwendete Emissionsfaktoren zur Ermittlung der THG-Emissionen aus dem Verzehr tierischer Lebensmittel

Produkt	Emissionsfaktor [kg CO ₂ e/kg Produkt]	Erläuterung
Rind- und Kalbfleisch (Bezug: Schlachtgewicht)	13,3	eigene Berechnungen für Sachsen 2010
Schweinefleisch (Bezug: Schlachtgewicht)	4,6	eigene Berechnungen für Sachsen 2010
Schaf- und Ziegenfleisch (Bezug: Schlachtgewicht)	17,5	WILLIAMS et al. (2006), vereinfachend für Schaf- und Ziegenfleisch angesetzt
Geflügelfleisch (Bezug: Schlachtgewicht)	2,2	eigene Berechnungen für Sachsen 2010
Milch (natürlicher Fettgehalt)	1,0	eigene Berechnungen für Sachsen 2010
Eier	2,2	eigene Berechnungen für Sachsen 2010

Quelle: siehe Tabelle

Im Vergleich zur Wertespanne anderer publizierter Zahlen (Abbildung 73) liegen die eigenen Emissionsfaktoren im mittleren Bereich und sind damit als grundsätzlich plausibel einzuschätzen.

THG-Bilanz des sächsischen Verzehrs tierischer Lebensmittel

Auf Basis der Schätzungen zu den absoluten Verzehrsmengen der sächsischen Bevölkerung und den ermittelten Selbstversorgungsgraden mit tierischen Lebensmitteln können auf Basis der definierten Emissionsfaktoren die in Tabelle 154 dargestellten Gesamtemissionen ermittelt werden. Weil für das Produkt Milch eine bilanzielle Überversorgung in Sachsen besteht, werden THG-Emissionen für nicht in Sachsen konsumierte Milch der Bilanz gutgeschrieben.

Tabelle 154: THG-Bilanz des sächsischen Verzehrs tierischer Lebensmittel im Jahr 2010

Produkt	THG-Emissionen aus der Tierproduktion (<u>Bedarfsmenge</u>) [t CO ₂ e/a]	THG-Emissionen aus der Tierproduktion <u>in</u> Sachsen [t CO ₂ e/a]	THG-Emissionen aus der Tierproduktion <u>außerhalb</u> Sachsens [t CO ₂ e/a]
Rind- und Kalbfleisch	721.793	536.841	184.952
Schweinefleisch	1.032.360	381.781	650.579
Schaf- und Ziegenfleisch	72.616	17.881	54.735
Geflügelfleisch	176.337	129.548	46.789
Milch- und Milchprodukte	1.420.423	1.562.179	-141.756
Eier	120.329	112.667	7.661
Summe THG-Emissionen	3.543.858	2.740.897 (77,3 %)	802.961 (22,7 %)

Für die betrachteten Prozesse der Erzeugung tierischer Lebensmittel ergibt sich somit eine „Belastung“ des Verzehrs tierischer Produkte mit THG-Emissionen von ca. 854 kg CO₂-Äquivalenten/Jahr und Einwohner (Sachsen für 2010). Hinzu kommen die Emissionen für die Erzeugung pflanzlicher Nahrungsmittel sowie sämtliche Prozessschritte der Verarbeitung, des Transports, Handels und der Speisenzubereitung (auf Grund der hier verwendeten Bilanzgrenzdefinition werden diese Zahlen aber nicht berücksichtigt).

Aus Tabelle 154 ist ersichtlich, dass mehr als 20 % der mit dem sächsischen Verzehr tierischer Lebensmittel in Verbindung stehenden THG-Emissionen nicht in der sächsischen THG-Bilanz (siehe Kapitel 1) berücksichtigt sind. Bei einer Erweiterung der Bilanzbetrachtungen um den Verzehr der Bevölkerung müssten THG-Emissionen, die mit zugekauften tierischen Produkten nach Sachsen „importiert“ werden, **in Höhe von ca. 800.000 t CO₂-Äquivalenten/Jahr** der sächsischen THG-Bilanz hinzugerechnet werden. Weil THG-Emissionen immer am Ort der Erzeugung anfallen und somit das „Erzeugerprinzip“ gilt, ist eine räumliche Abgrenzung des Bilanzrahmens (Basis dieser Studie) trotz allem sinnvoll.

Weitere Nebeneffekte

Die für Sachsen ausgewiesenen Pro-Kopf-Verzehrmengen tierischer Lebensmittel sind aus gesundheitlicher Sicht als deutlich zu hoch zu bewerten (dies betrifft auch weitere, hier nicht weiter betrachtete Bestandteile der Nahrung wie Zucker, Weißmehlprodukte, Fette oder stark verarbeitete Lebensmittel). Die Folge eines übermäßigen Fett- und Proteinverzehrs mit den tierischen Lebensmitteln sind Effekte der Überernährung mit ihren Folgekrankheiten wie Übergewicht/Fettsucht, Bluthochdruck und Typ-II-Diabetes sowie einem erhöhten Risiko für Herz-Kreislauf- und Tumorerkrankungen (KOERBER et al. 2000; DGE 2013). Der Konsum von tierischen Lebensmitteln ist außerdem mit einem deutlich höheren Flächenbedarf (auch im Ausland) verbunden als im Vergleich die Ernährung auf pflanzlicher Basis (siehe auch hierzu Kapitel 3.5.3) und ist damit eine der Ursachen für den weitweit steigenden Druck auf landwirtschaftliche Flächen mit den im Kapitel 2.2.2.1 beschriebenen Folgen hoher THG-Emissionen durch indirekte Landnutzungsänderungen.

2.6 Zusammenfassung

Gesamtbewertung der bisher erbrachten Klimaschutzleistungen

Die Summe aller in diesem Kapitel betrachteten und bereits geleisteten THG-Minderungen beträgt **etwa 206 kt CO₂-Äquivalente**¹⁵. Die THG-Emissionen konnten durch die bereits umgesetzten Minderungsmaßnahmen um ca. 5 % auf den in Kapitel 1 dargestellten IST-Stand des Jahres 2010 reduziert werden. Der Betrachtungszeitraum liegt schwerpunktmäßig auf den Jahren 2000 bis 2010, wobei eine zeitbezogene Herleitung von THG-Minderungsleistung nicht in allen Fällen möglich ist und damit teilweise nur eine momentane Minderungsleistung abbildet. Die Summe der bis 2010 bereits umgesetzten THG-Minderungsmaßnahmen entspricht einer Reduktion von rund 5 % im Betrachtungszeitraum.

Zusätzlich können vermiedene THG-Emissionen durch eine energetische Biomassenutzung in Höhe von etwa **520 kt CO₂-Äquivalenten** als Minderungsleistung dargestellt werden. Weil sich diese Minderungsleistungen auf abweichende (größere) Bilanzgrenzdefinitionen beziehen, können diese Werte nicht ohne weiteres in die summative Betrachtung aufgenommen werden. THG-Minderungsleistungen können auf Grund fehlender Datenverfügbarkeit für den Bereich des direkten Energieeinsatzes, der stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe sowie den Einsatz von Breit-/Niederdruckreifen, Reifendruckregelanlagen und Gleisketten nicht quantitativ ausgewiesen werden. Aufgrund unzureichender Bewertungsmaßstäbe bzw. Datengrundlagen wurde außerdem auf die Abschätzung von Effekten indirekter Landnutzungsänderungen (iLUC) infolge des Anbaus von Energiepflanzen zur Biokraftstoffproduktion oder dem Anbau von (Zukauf)-Futtermitteln für die Tierproduktion verzichtet. Entsprechende Effekte wurden jedoch qualitativ diskutiert. In der nachfolgenden Abbildung sind die Klimaschutzleistungen der einzelnen Bereiche zusammenfassend dargestellt.

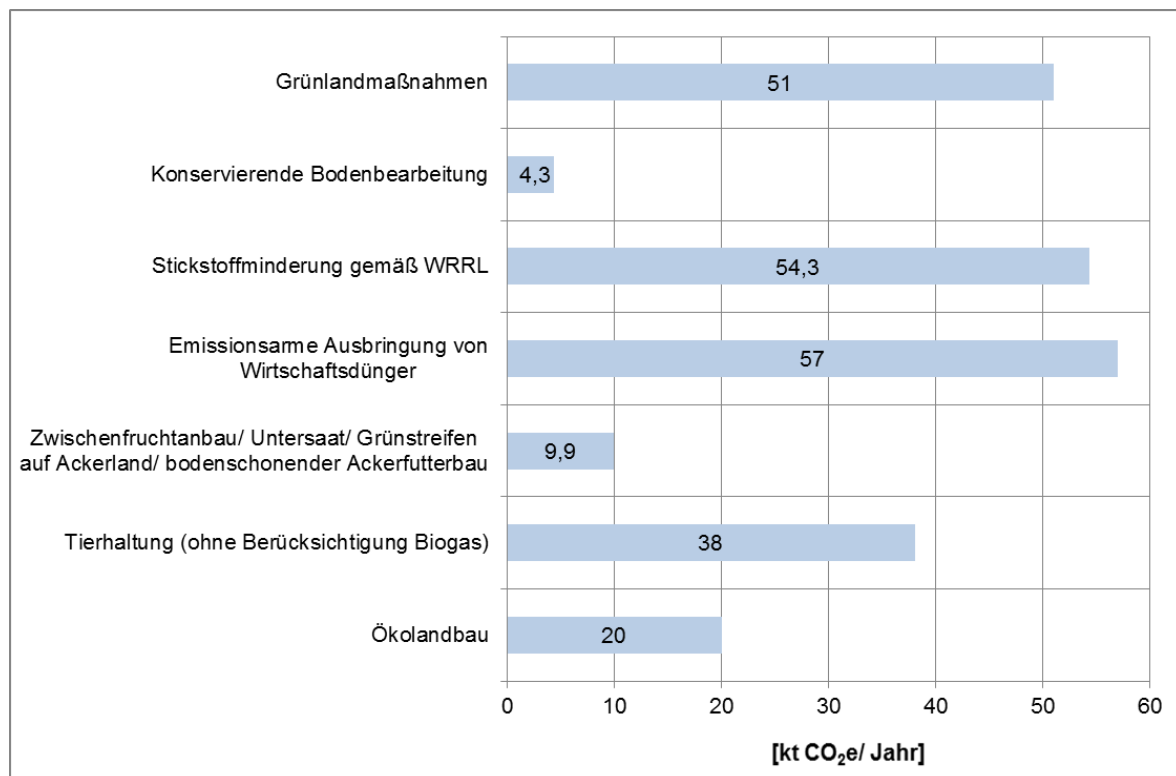


Abbildung 74: Zusammenstellung aller betrachteten Klimaschutzleistungen zum Jahr 2010 (ohne Berücksichtigung der bilanzübergreifenden Biomassenutzungstechnologien)

¹⁵ Der Betrachtungszeitraum liegt schwerpunktmäßig auf den Jahren 2000 bis 2010, wobei eine zeitbezogene Herleitung von THG-Minderungsleistungen nicht in allen Fällen möglich ist. Die THG-Minderungspotenziale aus dem Themenblock Stickstoffminderung gemäß WRRL werden nur anteilig für die in den weiteren Positionen nicht bewerteten Maßnahmen mit 25,82 kt CO₂e/Jahr bei der Summierung der Klimaschutzleistungen 2010 berücksichtigt. Dieser Wert repräsentiert N₂O-Emissionen aus der nicht über die AuW geförderten Zwischenfruchtfläche, der konservierenden Bodenbearbeitung und AuW G10. Für die ebenfalls unter dem Thema WRRL betrachteten Maßnahmen S1, S2, S3, S5, S6 und Ö1 wurden jeweils die Ergebnisse der Vertiefungskapitel herangezogen.

Bezieht man den sächsischen Verzehr tierischer Lebensmittel (Fleisch, Milch, Eier) in die Bilanzbetrachtungen mit ein, verschlechtert sich die absolute THG-Bilanz für das Jahr 2010 um **ca. 800 kt CO₂-Äquivalente**. Dies lässt sich aus dem sehr hohen Konsum von (insbesondere) Fleisch und der vergleichsweise geringen flächenspezifischen Viehbesatzdichte in Sachsen erklären, die zu einer unvollständigen Deckung des sächsischen Bedarfs durch eine einheimische Produktion beitragen. Nur der Milchbedarf kann aus sächsischer Produktion gedeckt werden.

Nachfolgend werden die wesentlichen Ergebnisse der einzelnen Themenbereiche aus Kapitel 2 in Kurzfassung dargestellt:

Landnutzung

Erhalt und Etablierung von Grünland

Ein Verzicht auf Grünlandumbruch führt zur Vermeidung von zusätzlichen THG-Emissionen. Der Schutz von Grünlandflächen – insbesondere mit hohen Gehalten an organischem Bodenkohlenstoff – ist aus Sicht des Klimaschutzes zu fördern, wengleich zu berücksichtigen ist, dass die Anreicherung von Boden-C zeitlich und mengenmäßig begrenzt ist. Pro Hektar können bei Grünlandumbruch 72 t CO₂-Äquivalent vermieden werden. Weil die Grünlandfläche zwischen 2002 und 2012 nahezu gleich geblieben ist, wird keine THG-Minderung festgestellt.

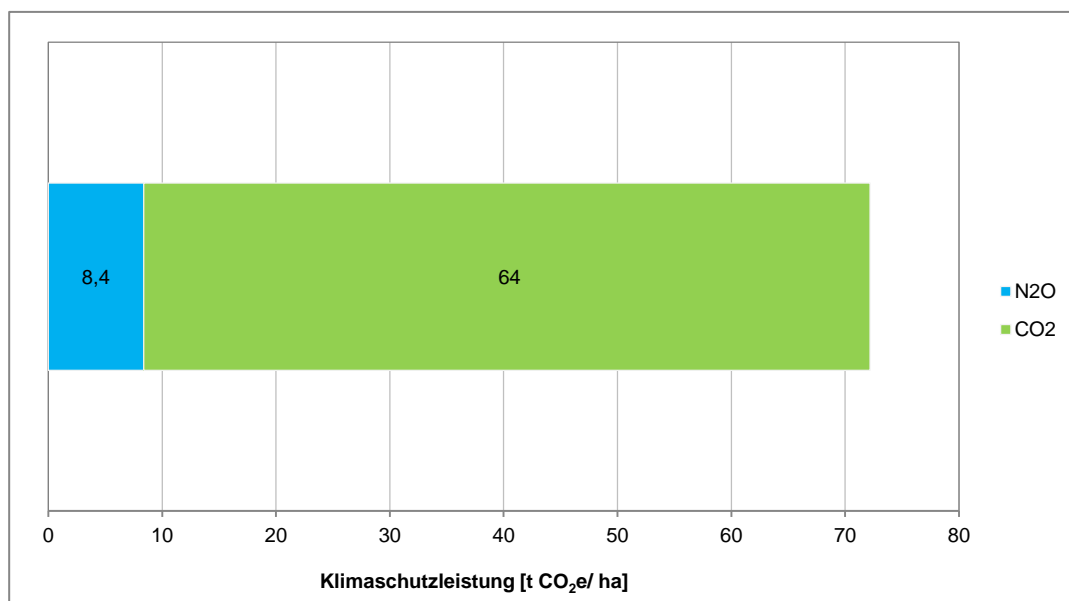


Abbildung 75: Vermiedene THG-Emissionen durch den Verzicht auf Grünlandumbruch

Grünlandmaßnahmen

Die Etablierung von Agrarumweltmaßnahmen auf Grünlandstandorten in Sachsen führt zu einer Einsparung von organischen und mineralischen N-Düngern und damit zu einer THG-Emissionsminderung von bisher 730 kg CO₂-Äquivalent/Hektar und Jahr. Spielen jedoch Ertragsparameter und Futterqualität eine Rolle, kann die THG-Bilanz von stark extensiv genutzten Standorten negativ beeinflusst werden. Bestimmte Tierkategorien brauchen beispielsweise energiereiches Grobfutter aus der 4- bzw. 3-Schnittnutzung, das nicht durch 1-Schnittnutzung ersetzt werden kann. Der Einspareffekt durch extensive Grünlandnutzung infolge der Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen kann daher deutlich geringer ausfallen. Eine THG-Einsparung durch die Reduzierung des Kraftstoffverbrauches bei Umsetzung von Extensivierungsmaßnahmen konnte in Höhe von 6-9 kt CO₂/Jahr erreicht werden. Zur Berechnung der Klimaschutzleistung aus dem verminderten N-Eintrag wurde eine Extensive Grünlandbewirtschaftung nach den Richtlinien AuW/2007 und RL NE/2007 einer konventionellen Grünlandbewirtschaftung gegenübergestellt. Es ergibt für Sachsen eine Einsparung von 42 kt CO₂-Äquivalenten für das Jahr 2010.

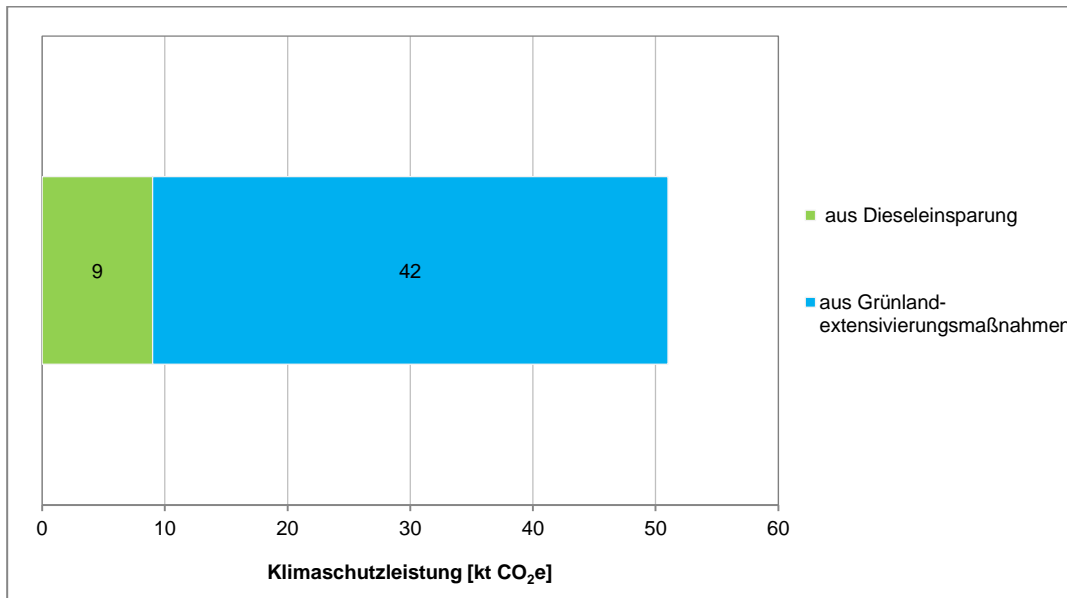


Abbildung 76: Klimaschutzleistung aus der Einsparung von THG-Emissionen durch die Etablierung von Grünlandmaßnahmen

Energienutzung

Energieeffizienz

Für den Bereich Energieeffizienz wurden spezifische Kennzahlen zum Energieeinsatz im Pflanzenbau und der Tierhaltung ermittelt sowie Anteile der relevanten Verbrauchsgruppen am gesamten Energiebedarf abgeschätzt. Die Energieverbräuche wurden mit deren absoluten und spezifischen THG-Emissionen bewertet. Die gewonnene Datenbasis dient als Grundlage für Effizienzbewertungen von Maßnahmen im Kapitel 3. Die Darstellung bereits geleisteter Klimaschutzleistungen ist – soweit tatsächlich erfolgt – indirekt in den spezifischen Kennzahlen zum Energieeinsatz enthalten, teilweise werden entsprechende Minderungsleistungen auch im nachfolgenden Abschnitt „Anwendung konservierender Bodenbearbeitung/Direktsaat“ detailliert dargestellt.

Energetische Biomassenutzung

In Sachsen sind folgende energetische Nutzungspfade für Energiepflanzen bzw. Wirtschaftsdünger etabliert:

- Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern und nawaRo mit Strom- und Wärmeerzeugung in KWK
- Erzeugung von Biodiesel aus Rapssaat/-öl und Nutzung als Kraftstoff
- Erzeugung von Rapsöl und Nutzung als Kraftstoff oder Brennstoff stationärer KWK-Anlagen
- Erzeugung von Bioethanol aus Getreide und Nutzung als Kraftstoffkomponente

Von untergeordneter Bedeutung stellt sich die Verbrennung von Hackschnitzeln aus Kurzumtriebsgehölzen (KUG) bzw. Stroh zur Wärmeerzeugung dar.

Für die Energiepflanzenproduktion wurden im Jahr 2010 **mindestens 12 % der gesamten Acker- und ca. 4 % der Dauergrünlandflächen** genutzt. Winterraps und Silomais beanspruchen mit ca. 31 % bzw. 28 % der Anbaufläche der jeweiligen der Kulturart bereits einen wesentlichen Anteil für die energetische Biomassenutzung.

Die höchsten absoluten THG-Minderungsleistungen aus der energetischen Nutzung landwirtschaftlicher Produkte bzw. Reststoffe werden durch die Biogastechnologie erreicht. Im Jahr 2010 wurden **fast 60 % der anfallenden Rindergülle** und **ca. 25 % der anfallenden Schweinegülle** in Biogasanlagen energetisch verwertet. Für diese Stoffströme ergeben sich hohe spezifische THG-Minderungsleistungen, weil Emissionen aus der Lagerung dieser Stoffe vermieden werden und zusätzlich Strom aus erneuerbaren Quellen bereitgestellt und ins Netz eingespeist wird. Produktbezogen lassen sich für den Einsatz von Wirtschaftsdüngern ca. 1.195 g CO₂-Äquivalent/kWh_{el} und für den Einsatz von nawaRo zur Biogaserzeugung ca. 456 g CO₂-Äquivalent/kWh_{el} THG-Minderungen darstellen.

Die unterschiedlichen Nutzungspfade für spezielle angebaute Energiepflanzen (nawaRo) zeigen flächenbezogen deutliche Unterschiede hinsichtlich der erreichbaren THG-Minderungsleistungen (siehe Abbildung 77). Weil bei einzelnen Biomassenutzungspfaden (Biokraftstoffe aus Raps oder Getreide) Nebenprodukte anfallen, die einer alternativen Verwertung zugeführt werden (z. B. dem Einsatz als Tierfutter), sind flächenspezifische THG-Minderungsleistungen unterbewertet, wenn die eigentliche Minderungsleistung des Biokraftstoffpfades auf die gesamte Anbaufläche der Ausgangsbiomasse bezogen wird. Aus diesem Grund erfolgt in Abbildung 77 die Darstellung eines alternativen Wertes, die die THG-Minderungsleistung der betrachteten Biomassenutzungspfade nur auf den Teilflächenbereich der Anbaufläche bezieht, der dem massenbezogenen Anteil des tatsächlich energetisch genutzten Ernteteilproduktes entspricht.

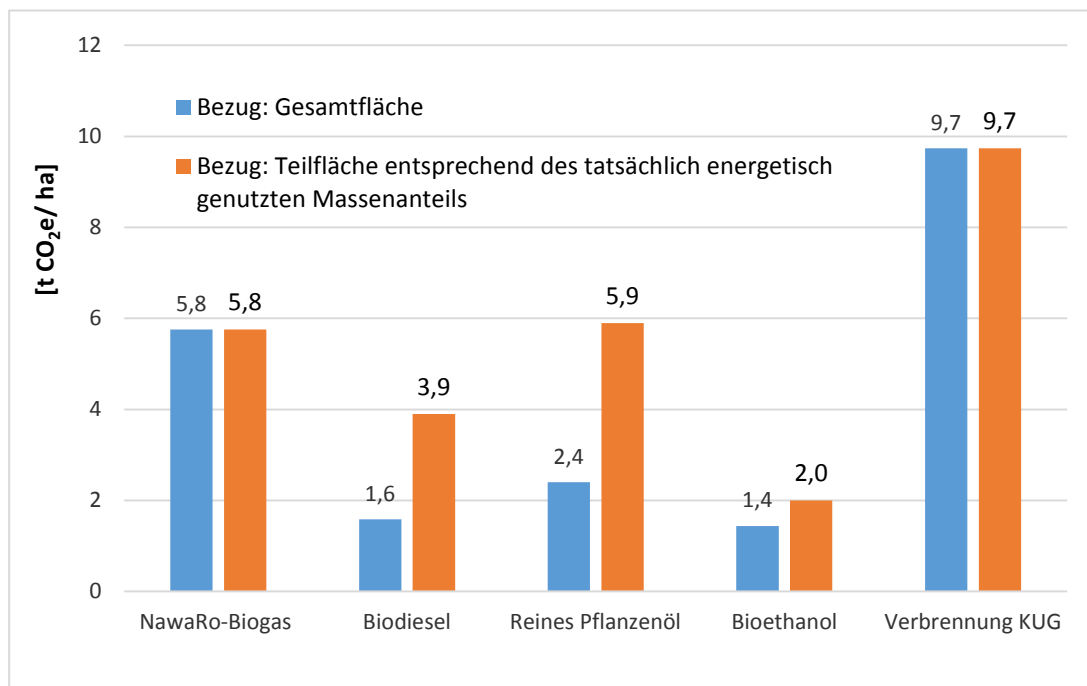


Abbildung 77: Flächenspezifische THG-Minderungsleistungen relevanter Biomassenutzungspfade

Quelle: eigene Berechnungen

Aus Abbildung 77 ist erkennbar, dass Bioenergiepfade, die auf der Verwertung von Ganzpflanzen mit hohen Flächenerträgen basieren (nawaRo-Biogas, KUP) oder nur eine geringe Verarbeitungstiefe benötigen (Direktnutzung Pflanzenöl) deutlich höhere THG-Minderungsleistungen darstellen können als die betrachteten Biokraftstoffpfade auf Basis von Getreide oder Ölsaaten.

Bezieht man die THG-Minderungsleistungen aller betrachteten Technologien auf den Bilanzrahmen der landwirtschaftlichen Urproduktion (siehe Kapitel 1), lassen sich die in Abbildung 78 dargestellten absoluten THG-Minderungen in Höhe von ca. 520 kt CO₂-Äquivalenten **als Zusatzeffekte** darstellen. Dies entspricht etwa 13 % aller für die Landwirtschaft ausgewiesenen THG-Emissionen (siehe Kapitel 1.5). Mögliche Effekte indirekter Landnutzungsänderungen sind hierbei nicht berücksichtigt. Diese Werte sind THG-Minderungsleistungen der energetischen Biomassenutzung, die bei Erweiterung des Bilanzrahmens aus Kapitel 1 der Landwirtschaft als indirekte Effekte zugeschrieben werden können.

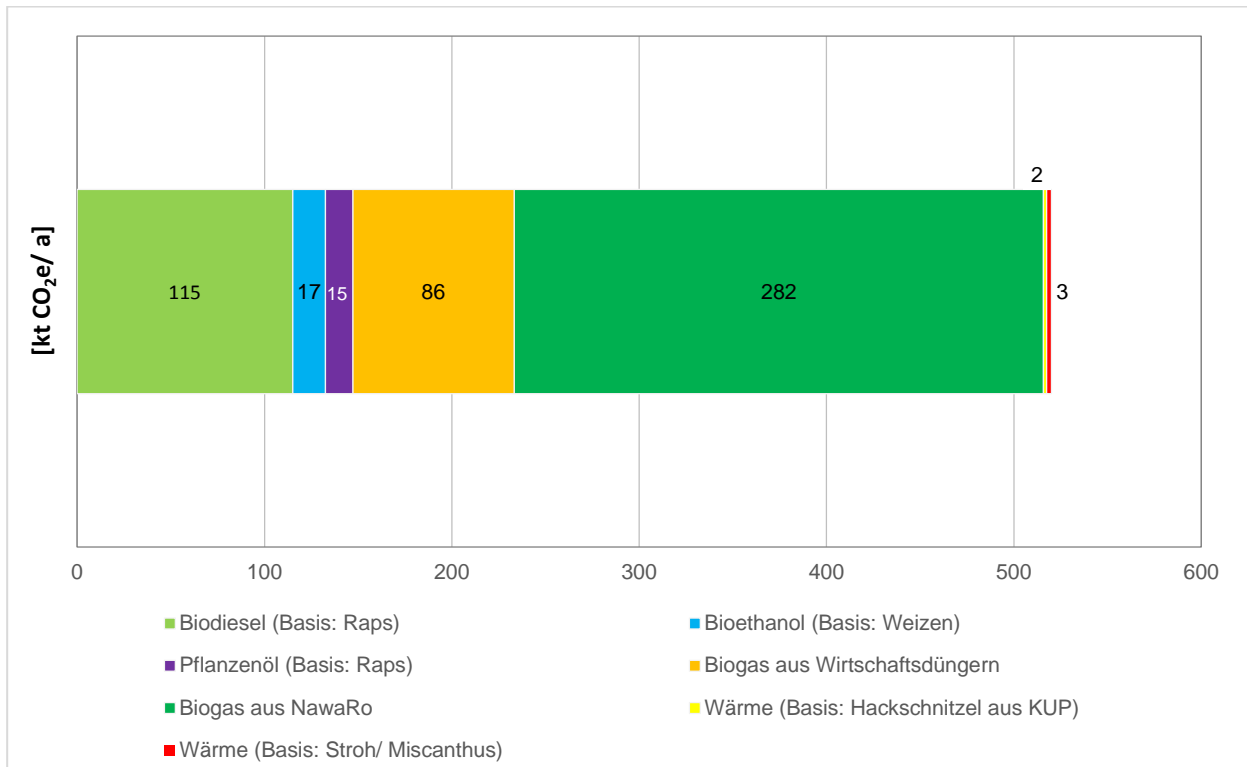


Abbildung 78: Zusätzlich anrechenbare THG-Minderungseffekte energetischer Biomasse-Nutzungspfade bezogen auf den Bilanzraum der sächsischen Landwirtschaft

Es lässt sich ableiten, dass Nutzungstechnologien zu bevorzugen sind, die landwirtschaftlicher Reststoffe (Wirtschaftsdünger, Stroh) bzw. nachwachsende Rohstoffe mit hohem Flächenertrag als Ganzpflanze verwerten oder im Falle von Ölsaaten nur eine geringe Verarbeitungstiefe erfordern (Nutzung von reinem Pflanzenöl). Auf Grund ausschließender Verdrängungseffekte (direkter und indirekter Landnutzungsänderungen) sollte außerdem die Verwertung von Reststoffen präferiert werden. Durch die Nutzung von Koppelprodukten aus der Erzeugung von Biokraftstoffen als hochwertiges Tierfutter weisen aber auch diese Nutzungspfade positive Zusatzeffekte für die Landwirtschaft auf.

Ackerbau

Anwendung konservierender Bodenbearbeitung/Direktsaat

Konservierende Bodenbearbeitung wird derzeit auf einer Fläche von insgesamt ~222.000 ha bzw. ~30 % der AF umgesetzt, Tendenz steigend. Im Schnitt berechnen sich im Gesamt-Anbauverfahren durch die dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung bei konservativ mit 20–25 cm angenommener Bodenbearbeitungstiefe Treibstoffeinsparungen von 5 % und bei Direktsaat von ~41 % gegenüber wendender Bearbeitung (bei separater Betrachtung nur der Bodenbearbeitungsverfahrens ergeben sich höhere Einsparungen). In der Summe werden aktuell ~150 kt CO₂-Äquivalente/Jahr aus der Bodenbearbeitung freigesetzt. Damit wird eine Klimaschutzleistung gegenüber 100 % wendender Bearbeitung von 2,7 % (4,2 kt/Jahr) realisiert. Weitere Potenziale bestehen noch in der Ausdehnung insbesondere der Direktsaatverfahren. Die Bewertung der THG-Minderung durch reduzierte N₂O-Emissionen aus der N-Nachlieferung erfolgte unter dem Punkt Stickstoffminderung gemäß WRRL, sie beträgt 21 kt CO₂e/Jahr. Nicht in die Betrachtung einbezogen wurden potenzielle N₂O-Emissionen aus Änderungen des Stickstoffbodenvorrates und Änderungen des Pflanzenschutzaufwandes sowie mögliche auf die Bodenbearbeitung zurückzuführende Ertragsunterschiede, weil hier noch erhebliche Unsicherheiten bestehen. Hauptziel der Maßnahmen bleibt der Erosionsschutz und die Vermeidung von P-Einträgen in Gewässer.

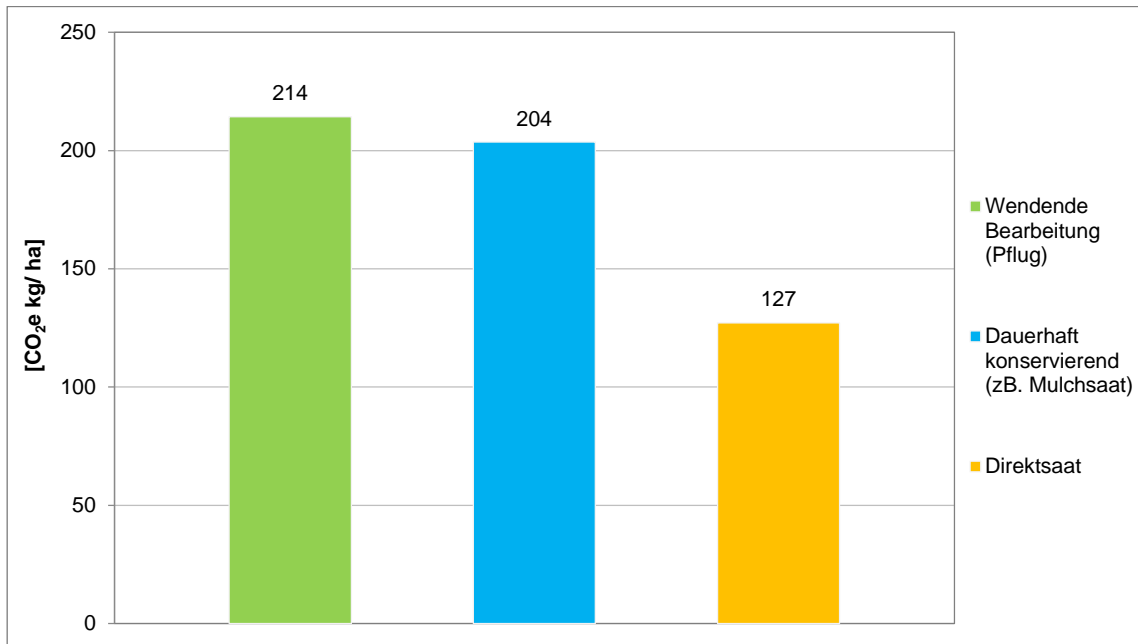


Abbildung 79: THG-Emissionen aus dem Treibstoffverbrauch verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren je Hektar

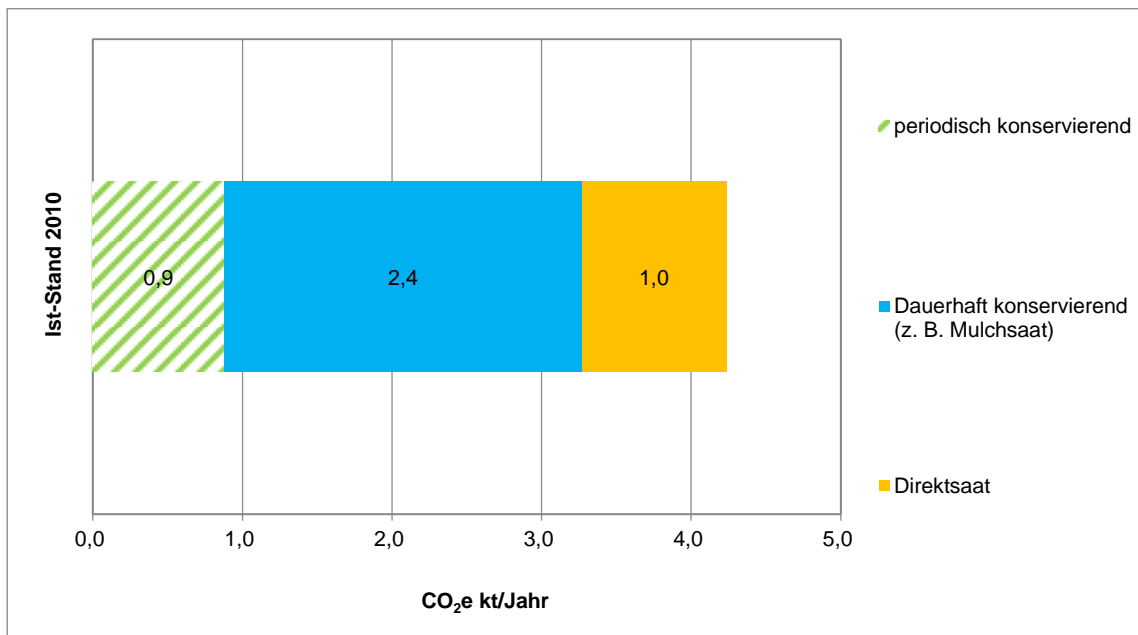


Abbildung 80: THG-Minderung aus dem Treibstoffverbrauch für die Bodenbearbeitung durch Einsatz konservierender Bearbeitungsverfahren unter Berücksichtigung der Flächenanteile 2010

Stickstoffminderung gemäß WRRL

Der Freistaat Sachsen fördert zur Umsetzung der Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie stoffaustragsmindernde Maßnahmen, u. a. den Zwischenfruchtanbau, den Anbau von Untersaaten, die konservierende Bodenbearbeitung, die Anlage von Grünstreifen an Oberflächengewässern. Die Maßnahme konservierende Bodenbearbeitung deckte im Jahr 2010 schon große Teile der vorgesehenen Zielflächen ab, Zwischenfrüchte, Untersaaten und Randstreifen erreichen erst rund 50 % der Zielflächen. Auf Basis des N-Minderungspotenzials dieser Maßnahmen berechnet sich eine Klimaschutzleistung von 38,1 kt CO₂-Äquivalent/Jahr für die geförderten Flächen. Werden die zusätzlich auf freiwilliger Basis umgesetzten Maßnahmen grob abgeschätzt, so ergibt sich eine zusätzliche THG-Klimaschutzleistung von 16,2 kt CO₂-Äquivalent/Jahr. In der Summe ergibt sich eine Klimaschutzleistung von 54,3 kt CO₂-Äquivalent/Jahr. Eine Beeinflussung

der THG-Emissionen aus dem Treibstoffverbrauch sowie mögliche Ertrags-, Qualitäts- und Verdrängungseffekte wurden nicht berücksichtigt.

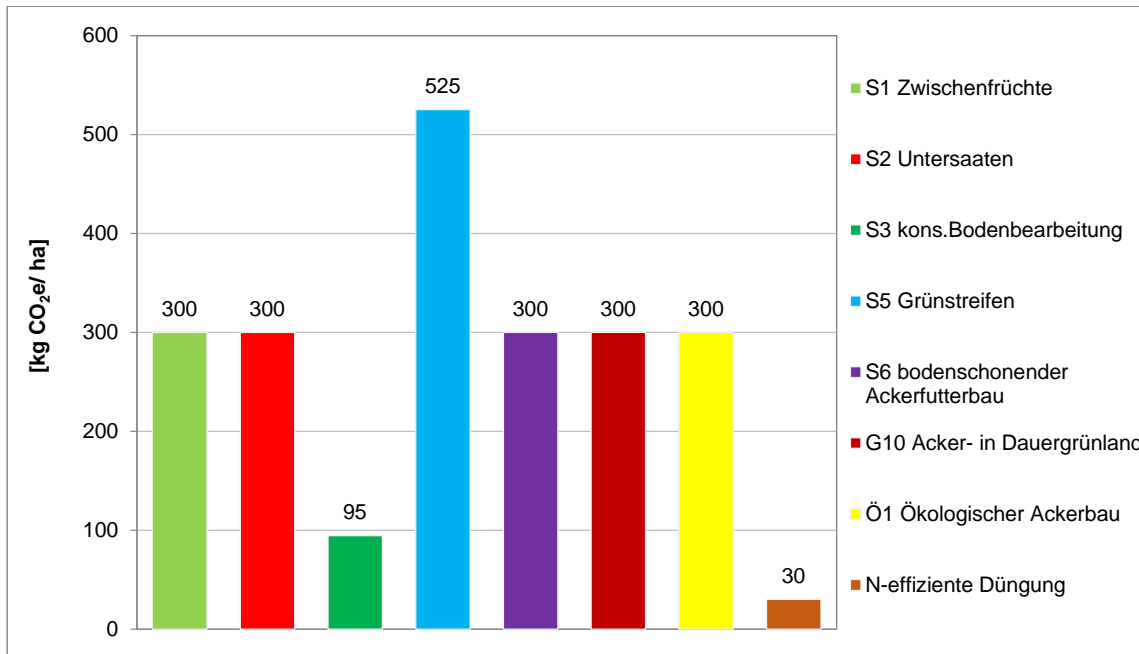


Abbildung 81: THG-Minderungspotenzial stoffaustragsmindernde Maßnahmen pro Hektar auf Basis des N-Minderungspotenzials

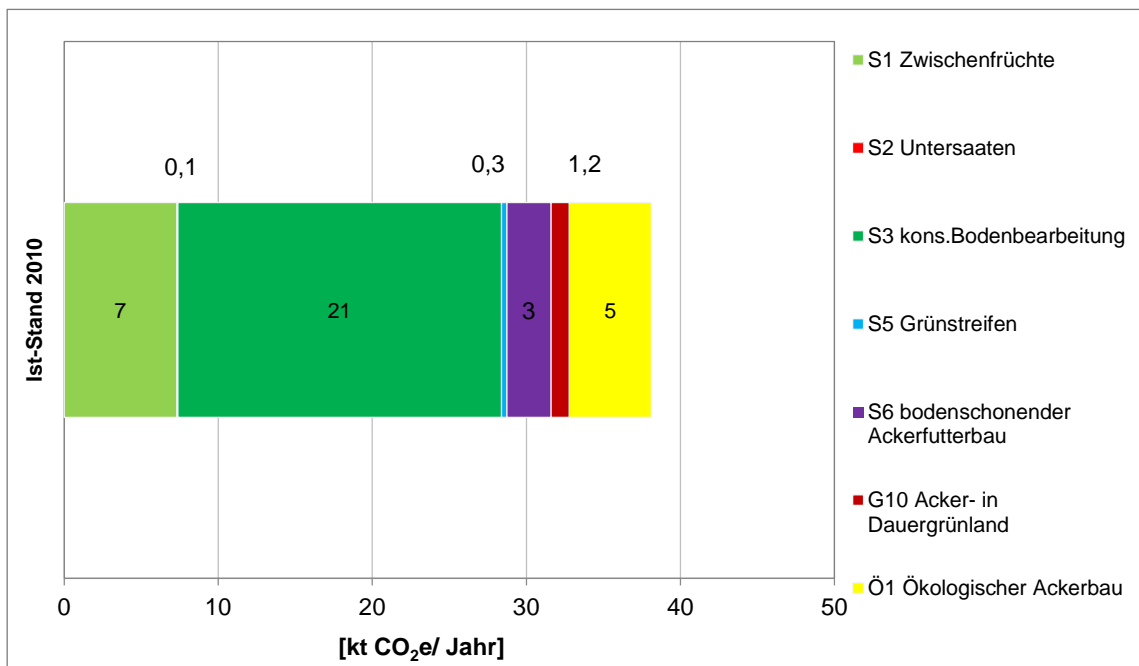


Abbildung 82: THG-Minderung stoffaustragsmindernder AuW-Maßnahmen 2010 auf Basis N-Minderungspotenzial

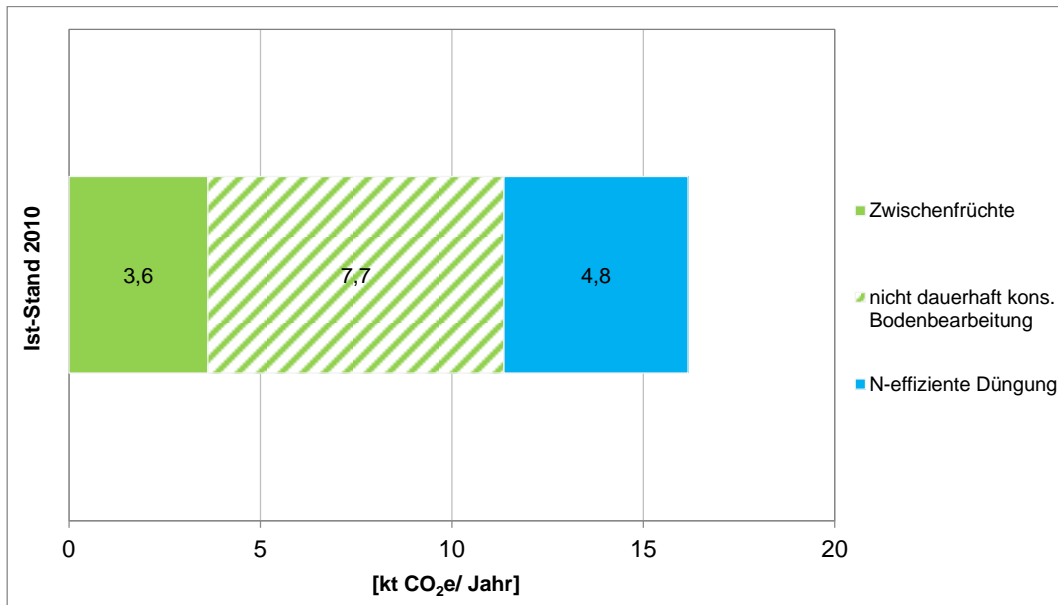


Abbildung 83: THG-Minderung stoffaustragsmindernder Maßnahmen ohne Förderung 2010 auf Basis N-Minderungspotenzial

Emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdünger

Werden die Jahre 1990 und 2010 verglichen, so beträgt die Klimaschutzleistung durch die Einsparung von Emissionen während der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern 57 kt CO₂-Äquivalent./Jahr. Ein Vergleich der Jahre 2007 und 2010 lässt keine Aussagen zu einer erreichten Klimaschutzleistung zu. Unsicher bleibt, ob der höhere N-Wert der Gülle in der Düngplanung auch angerechnet wurde und somit in der Praxis tatsächlich von einer Einsparung von Mineraldüngern und damit Einsparung von THG-Emissionen ausgegangen werden kann.

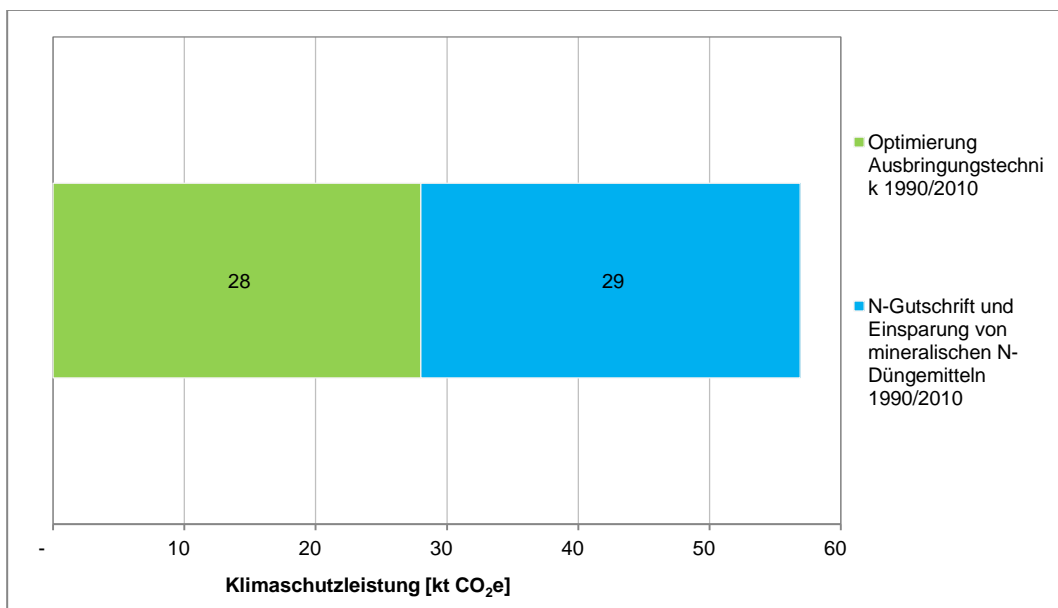


Abbildung 84: Klimaschutzleistung infolge der verbesserten Ausbringungstechnik und Anrechnung der N-Gutschrift 1990/2010

Zwischenfruchtanbau/Untersaat/Grünstreifen auf Ackerland/bodenschonender Ackerfutterbau

Die stoffaustragsmindernden AuW-Maßnahmen S1 Zwischenfruchtanbau, S2 Untersaaten, S5 Anlage von Grünstreifen und S6 bodenschonender Ackerfutterbau wurden im Hinblick auf ihre Klimaschutzleistungen vertieft untersucht. Flächenwirkung hat derzeit vor allem die Zwischenfruchtmaßnahme, gefolgt vom bodenschonenden Ackerfutterbau. Untersaaten und Ackerrandstreifen lagen 2010 jeweils deutlich unter 1.000 ha. Hauptziel der Maßnahmen ist jeweils der Erosions-

schutz und die Stoffaustragsminderung. Eine Minderung der THG-Emissionen kann lediglich den Stellwert eines positiven Nebeneffektes einnehmen. Die Berechnung der Klimaschutzleistungen berücksichtigt Emissionen aus dem Treibstoffbedarf, der Stickstoffaustragsminderung und reduzierter Düngung bei Anbau von Leguminosengemengen (S6). In der Summe der vier Maßnahmen berechnet sich eine **Klimaschutzleistung von 9,9 kt CO₂-Äq/Jahr**. Nicht berücksichtigt wurden THG-Emissionen durch mögliche Verdrängungs-, Ertrags- und Qualitätseffekte.

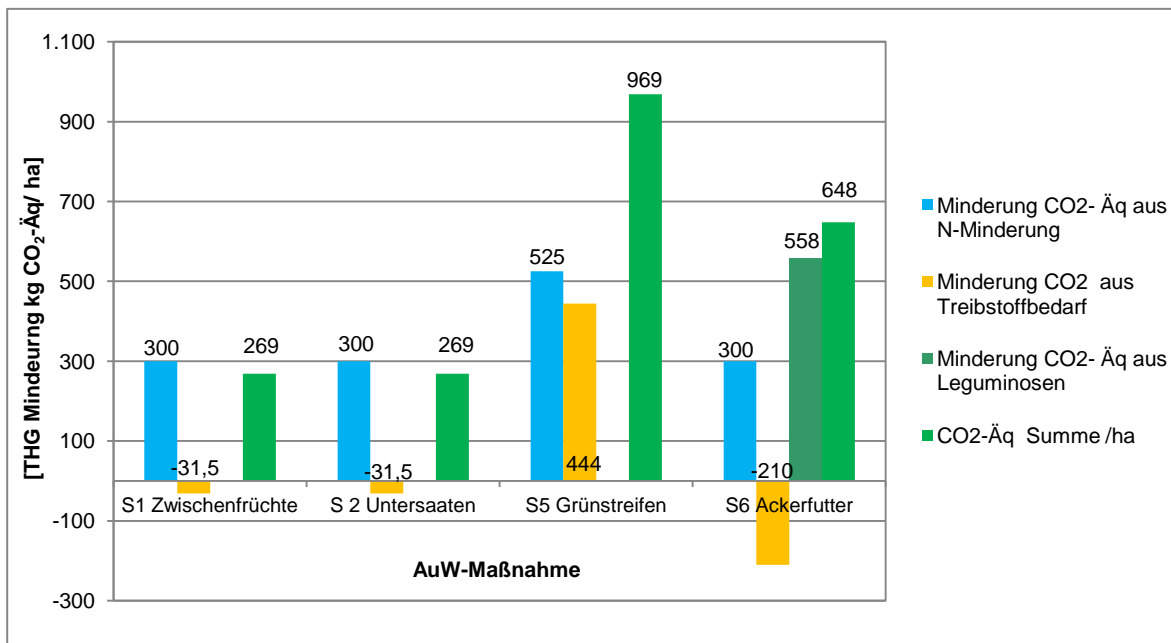


Abbildung 85: Klimaschutzleistung stoffaustragsmindernder AuW-Maßnahmen pro Hektar auf Basis von Treibstoffverbrauch, Stoffminderung und Düngerersatz durch Leguminosen

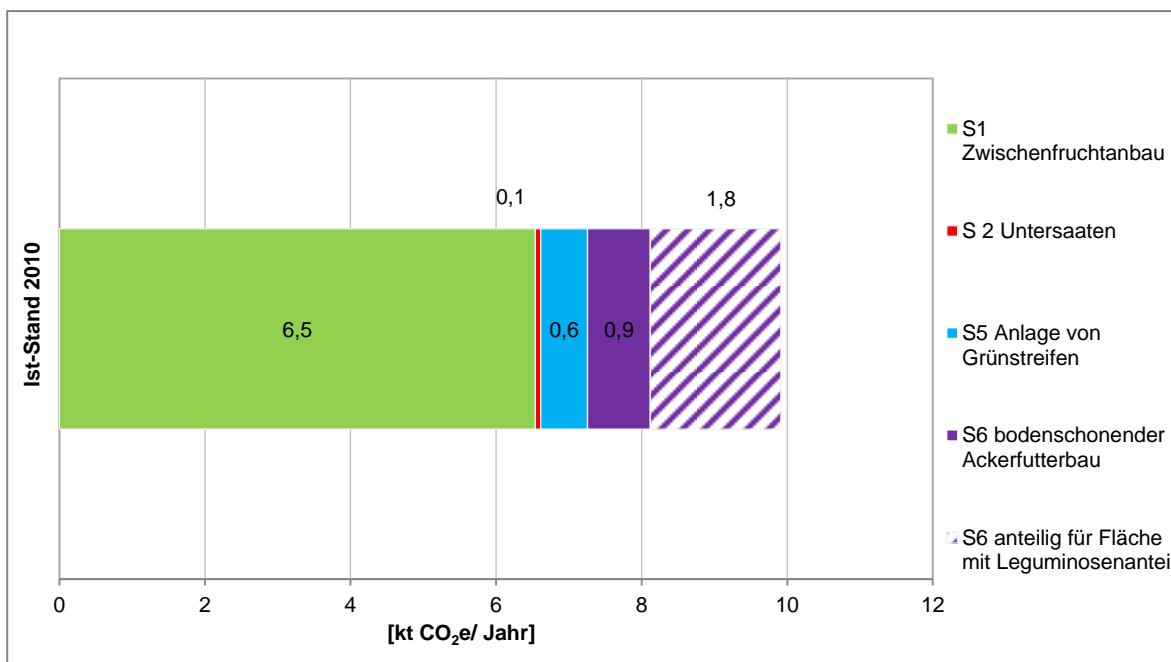


Abbildung 86: Klimaschutzleistung der AuW-Maßnahmen S1 Zwischenfruchtanbau, S2 Untersaaten, S5 Anlage von Grünstreifen und S6 bodenschonender Ackerfutterbau für Sachsen 2010 auf Basis von N-Minderung und Treibstoffverbrauch

Breitreifen/Niederdruckreifen, Reifendruckregelanlagen und Gleisketten

Wie aus Kapitel 2.3.5 hervorgeht, verfügen kleine Betriebe, die eine landwirtschaftlichen Nutzfläche bis zu 100 ha bewirtschaften, ausschließlich über Schlepper von einer Leistung bis zu 100 kW, die zudem vollständig mit Normalreifen ausgestattet sind. Auch in Betrieben, die mehr als 100 ha landwirtschaftliche Nutzfläche bewirtschaften, sind die leistungsschwächeren Schlepper (< 100 kW) weitgehend mit Normalreifen ausgestattet. Mit zunehmender Betriebsgröße nimmt allerdings auch der Bestand leistungsstärkerer Technik (> 100 kW) zu. Mit zunehmender Leistung der Schlepper verändert sich die Bereifung hin zu bodenschonenden Alternativen wie Zwillings-, Breit- und Terrareifen, wobei auch hier Unterschiede bezüglich einzelner Gerätschaften wie Erntetechnik, Schlepper, Transport etc. zu verzeichnen sind. Eine quantitative Abschätzung dessen, wie sich der Einsatz dieser unterschiedlichen Reifen und Reifendruckregelanlagen auf die aktuellen THG-Emissionen auswirkt, kann aufgrund der defizitären Datenlage nicht erfolgen. Gleiches gilt für den Einsatz von Gleisketten, von denen unbekannt ist, in welchem Umfang sie bereits in der sächsischen Landwirtschaft Anwendung finden. Neben technischen Einzelmaßnahmen, wie beispielsweise dem Einsatz einer bodenschonenden Bereifung oder der Installation einer Reifendruckregelanlage, kann auch eine Umstellung des gesamten ackerbaulichen Produktionsverfahrens zu einer Verringerung des Bodendrucks führen. Beispielhaft sei hier das „controlled traffic farming“ benannt. Durch die Festlegung des gesamten Fahrverkehrs auf fest definierte und dauerhafte Fahrspuren kann erreicht werden, dass über 60 % der gesamten Ackerfläche nicht mehr überfahren wird. Inwiefern solche weitgehend neuartige ackerbauliche Produktionsverfahren in Sachsen bereits Anwendung finden und welche Auswirkungen dies auf die Emissionen klimarelevanter Spurengase hat, kann aufgrund unzureichender Literatur nicht abgeschätzt werden.

Tierhaltung

In der Tierhaltung wurden im Zeitraum zwischen 2000 und 2010 durch Optimierungsmaßnahmen im Bereich der Milchproduktion (tierbezogene Leistungssteigerung um fast 20 % bei gleichzeitiger Reduzierung der Tierzahlen auf ein ähnliches Produktionsniveau) und bei der Fütterung von Schweinen bzw. der Lagerung von Wirtschaftsdüngern dieser Tiergruppe Emissionsminderungen erreicht.

Bezieht man diese auf gleiche Tierbestandszahlen bzw. Erzeugungsmengen an Milch lässt sich eine absolute THG-Minderung von **ca. 38 kt CO₂-Äquivalenten** im Jahr 2010 (bezogen auf das Jahr 2000) darstellen. Eine deutlich höhere Emissionsminderung von ca. 108 kt CO₂-Äquivalenten lässt sich dem Einsatz von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen durch vermiedene Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung zuschreiben. Diese Zahlen sind jedoch in der THG-Gesamtbilanz des Freistaates Sachsen (siehe Kapitel 1.5) bereits berücksichtigt. Damit ergeben sich für den Bereich Tierhaltung im Jahr 2010 THG-Minderungsleistungen von insgesamt **146 kt CO₂-Äquivalenten** bezogen auf das Jahr 2000, siehe Abbildung 87.

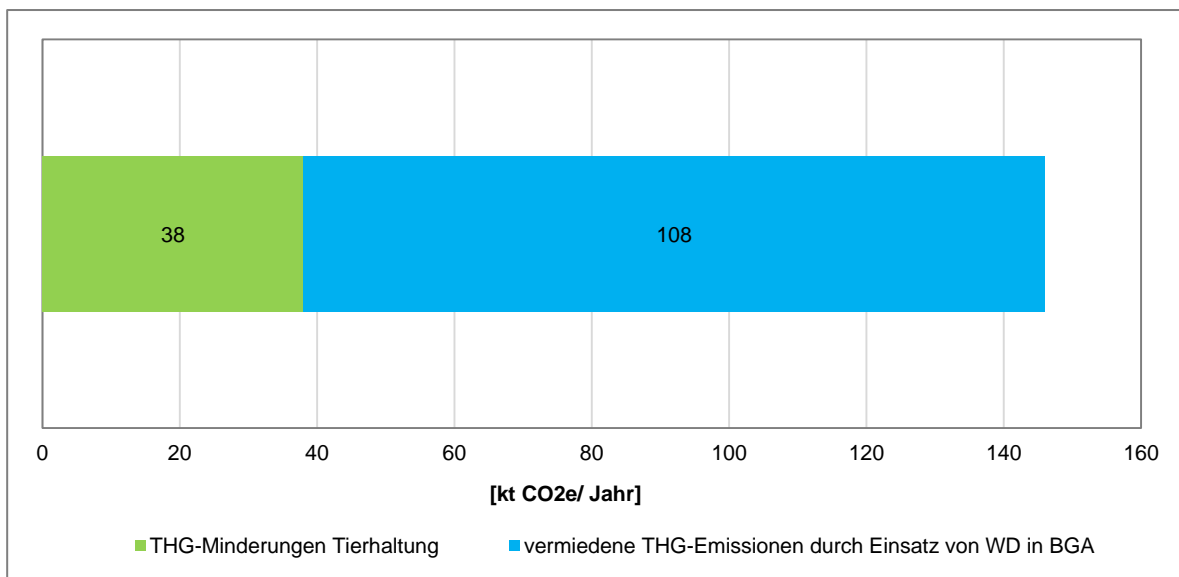


Abbildung 87: THG-Minderungsleistungen im Bereich Tierhaltung in Bezug auf das Jahr 2000

Sonstige

Bewirtschaftungsverfahren Ökolandbau

Der ökologische Landbau nimmt in Sachsen etwa 3,4 % der Anbaufläche ein. Durch die ökologische Pflanzenproduktion können die flächenbezogenen THG-Emissionen aufgrund des geringeren Betriebsmitteleinsatzes gesenkt werden. Die flächenbezogene THG-Einsparung beträgt ~20 kt CO₂-Äquivalente/Jahr gegenüber konventioneller Nutzung. Die produktbezogenen THG-Emissionen sind dagegen stark ertragsabhängig und das produktbezogene THG-Minderungspotenzial fällt in den meisten Fällen nur gering aus bzw. kann bei einzelnen Kulturen auch Mehremissionen bedingen.

Für die ökologische Tierhaltung zeigen sich beim Vergleich der Pro-Kopf-Emissionen Vorteile der ökologischen Milchvieh- und Rinderhaltung. Werden die Emissionen produktbezogen berechnet, so weisen der konventionelle und der ökologische Anbau nahezu gleiche THG-Emissionen auf. Die Schweine- und Mastgeflügelhaltung zeigt im ökologischen Anbau sowohl pro Kopf als auch pro Produkteinheit höhere Emissionen als die konventionelle Erzeugung.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass durch den ökologischen Ackerbau eine, wenn auch geringe, klimaschonende Wirkung erzielt werden kann. Die ökologische Tierhaltung zeigt dagegen nach aktuellem Kenntnisstand keine Vorteile und kann auch höhere Emissionen als der konventionelle Anbau aufzeigen. Das THG-Minderungspotenzial ist weniger vom System des ökologischen Landbaus als vielmehr dem jeweiligen Betriebsmanagement abhängig. Neueste Ergebnisse von HÜLSBERGEN et al. (2013) lassen jedoch bei optimierten Betrieben auf leichte Vorteile gegenüber konventioneller Bewirtschaftung schließen.

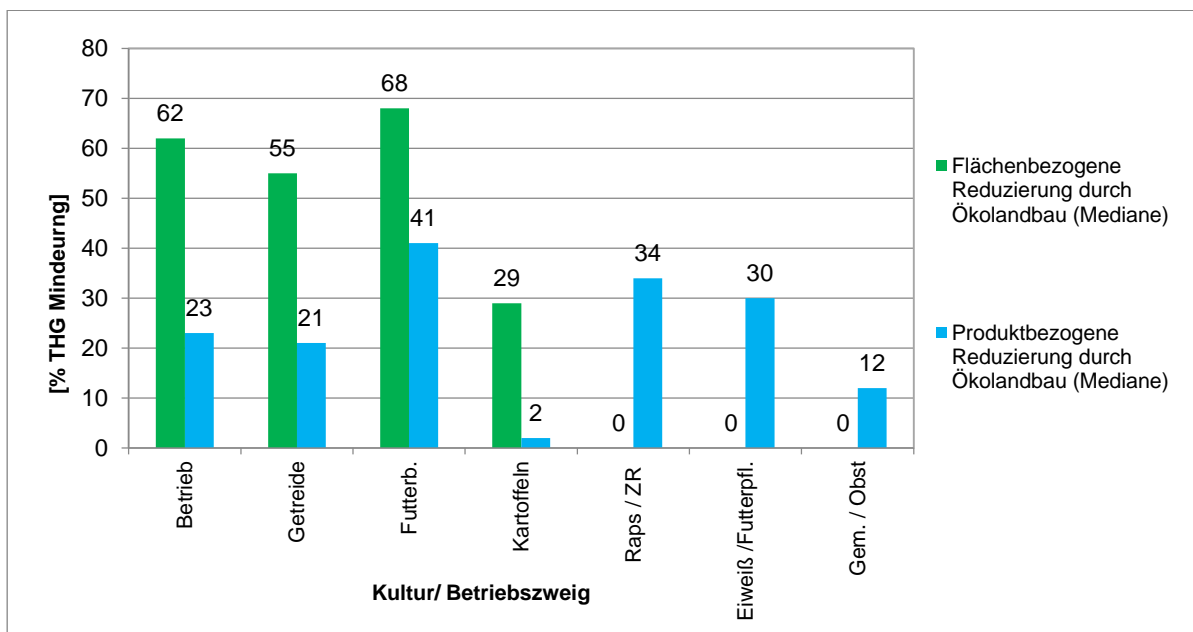


Abbildung 88: Prozentuale Reduzierung flächen- und produktbezogener THG-Emissionen im Pflanzenbau durch ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau

Quelle: Mediane nach FLESSA et al. 2012

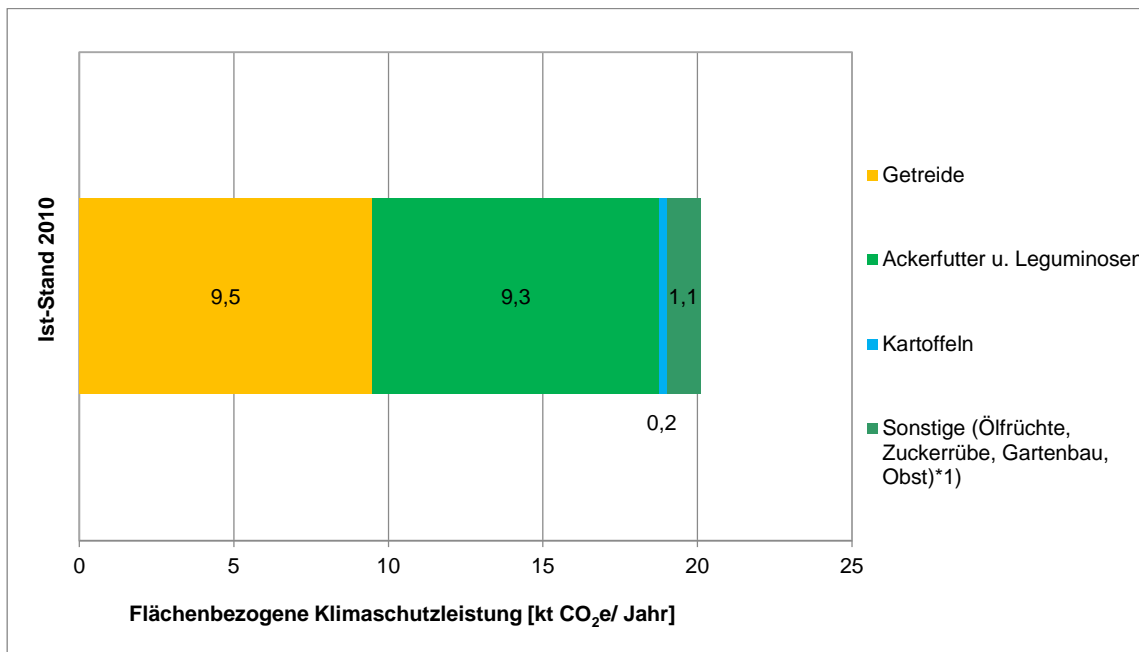


Abbildung 89: Klimaschutzleistung für die ökologische Anbaufläche Sachsens 2010

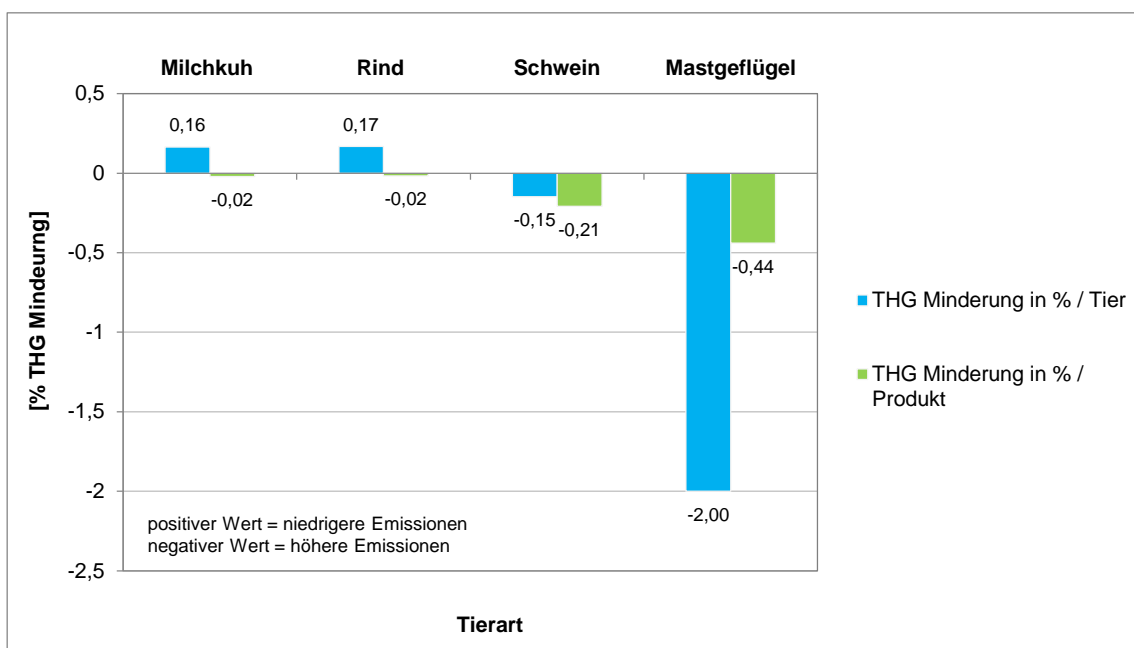


Abbildung 90: Tier- und Produktbezogene THG-Minderungspotenziale der ökologischen Erzeugung gegenüber einer konventionellen Erzeugung [%]

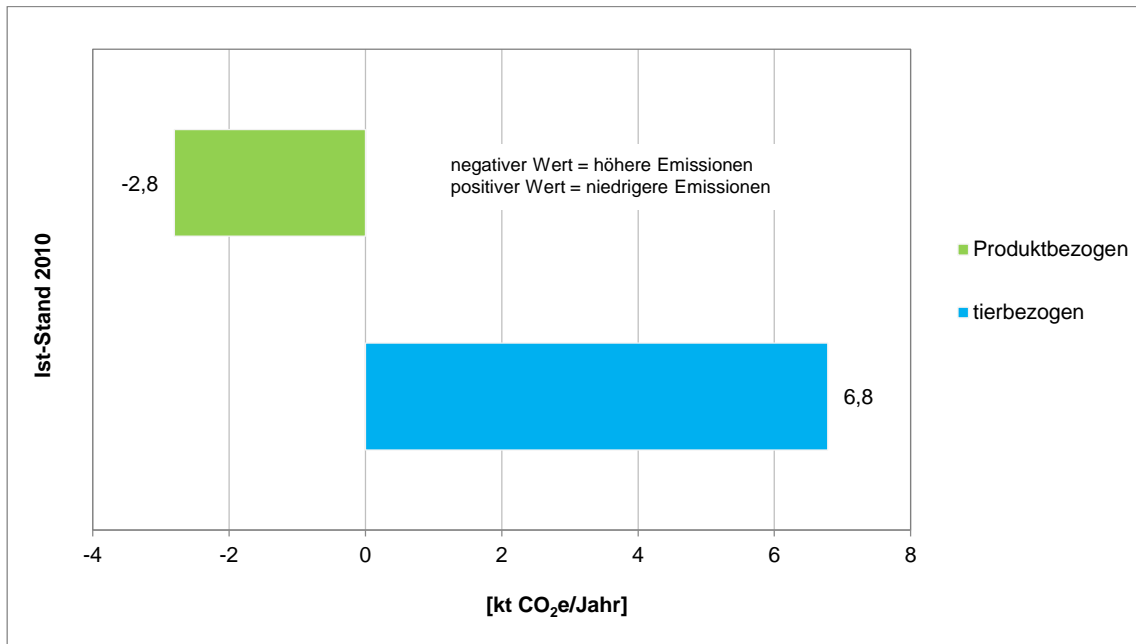


Abbildung 91: Tier- und produktbezogenes THG-Minderungspotenzial bezogen auf sächsischen Öko-Viehbestand 2010

Stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe

Die stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe aus der landwirtschaftlichen Produktion nimmt insgesamt eine sehr untergeordnete Rolle ein. Folgende Produktlinien bzw. Nutzungspfade sind in Sachsen von Bedeutung:

- Flachs- und Hanf-Produkte (Fasern, Öle)
- Pflanzenöle, Glycerin aus der Biodiesel-Produktion
- Zucker, Stärke, Lignocellulose
- Heil-, Gewürz- und Färbepflanzen

Auf Grund ungenügender Datenlagen bzw. der marginalen Mengenverhältnisse im Vergleich zu anderen landwirtschaftlichen Flächennutzungen (Lebens-, Futter- und Energieproduktion) wird auf eine Bewertung der Effekte auf die THG-Bilanz verzichtet.

Konsum vor allem tierischer Lebensmittel

Der Verzehr von tierischen Lebensmitteln (Milch, Eier, Fleisch und Wurst) in Sachsen liegt über dem bundesdeutschen Durchschnitt und insgesamt deutlich über den für eine ausgewogene Ernährung von der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (DGE 2004) empfohlenen Werten. Im Betrachtungszeitraum zwischen 2000 und 2010 gab es bundesweit keine wesentlichen Änderungen der Verzehrsgewohnheiten. So zeigen die in den Jahren 1999 und 2004/2005 durchgeführten sächsischen Verzehrstudien, dass große Teile der sächsischen Bevölkerung übergewichtig sind, zu viel Fleisch, Wurst, Eier und zu wenig Gemüse konsumieren (SMUL 2001a; SMS 2006). Die sächsische Landwirtschaft kann diesen hohen Bedarf nur für das Produkt Milch decken, bei allen weiteren tierischen Produkten kann eine Selbstversorgung nicht erreicht werden. Insbesondere der Bedarf an Schweine- und Schaffleisch wird nur in geringem Umfang aus einheimischer Produktion gedeckt. Das bedeutet, dass THG-Emissionen in Höhe von ca. 800 kt CO₂-Äquivalent/Jahr mit tierischen Produkten aus anderen (Bundes-)Ländern „importiert“ werden.

3 Klimaschutzpotenziale und deren Bewertung

3.1 Landnutzung

3.1.1 Erhalt und Etablierung von Grünland, Grünlandumbruchverbot

Bewertung des derzeitigen Grünlanderhaltes vor dem Hintergrund des Klimawandels

Der Erhalt von Grünland vermeidet im erheblichen Maße die Entstehung von Treibhausgasemissionen. Das Potenzial, CO₂- und N₂O-Emissionen durch diese Klimaschutzleistung zu vermeiden, ist standortabhängig und wird durch den Vorrat an organischer Bodensubstanz beeinflusst. Eine Klimaschutzleistung von 72 t CO₂-Äquivalent/ha wird in Sachsen dann erzielt, wenn Grünland erhalten und nicht umgebrochen wird. Insbesondere der Schutz von Grünlandflächen mit hohen Gehalten an organischem Bodenkohlenstoff ist hierbei bedeutend.

Im Hinblick auf eine Erschließung zusätzlicher potenzieller Klimaschutzleistungen bis zum Jahr 2020 sollen folgende Ansätze näher untersucht werden:

■ Ausbaupotenziale:

- Beibehaltung der Grünlandfläche zum Stand 2010
- Vermeidung des nach CC möglichen Rückgangs der Grünlandfläche durch Umwandlung in Ackerland um 5 %, 8 % und 10 % des Basiswertes
- Erhöhung der derzeitigen Grünlandfläche um 5 % und 10 % (Umwandlung Acker in Grünland)

Exkurs artenreiches Grünland (HNV) in Sachsen

Grünland, das als besonders schützenswert gilt, zeigen MATZDORF et al. (2010). Auf diese Literaturquelle wurde im Bearbeitungskonzept explizit hingewiesen. Sie definieren das sogenannte High-Nature-Value(HNV)-Grünland. HNV-Grünland umfasst alle extensiv genutzten Grünlandausprägungen (trockene, frische, feuchte Standorte), soweit sie besonders artenreich und/oder ökologisch wertvoll sind. Hierzu gehören

- alle Lebensraumtypen, die im Rahmen der FFH-Richtlinie erhalten und in einen gutem Zustand entwickelt werden müssen und
- alle weiteren artenreichen Grünlandflächen (Kennzeichen mindestens vier Kennarten).

Das HNV-Grünland wird nach MATZDORF et al. (2010) differenziert in:

- Hoher Naturwert (HNV 3): 4-5 Kennarten
- Sehr hoher Naturwert (HNV4): 6-7 Kennarten
- Äußerst hoher Naturwert (HNV5): 8 und mehr Kennarten.

Abbildung 92 zeigt, dass der HNV-Grünlandanteil im Süden von Sachsen mit 25-31 % besonders hoch ist.

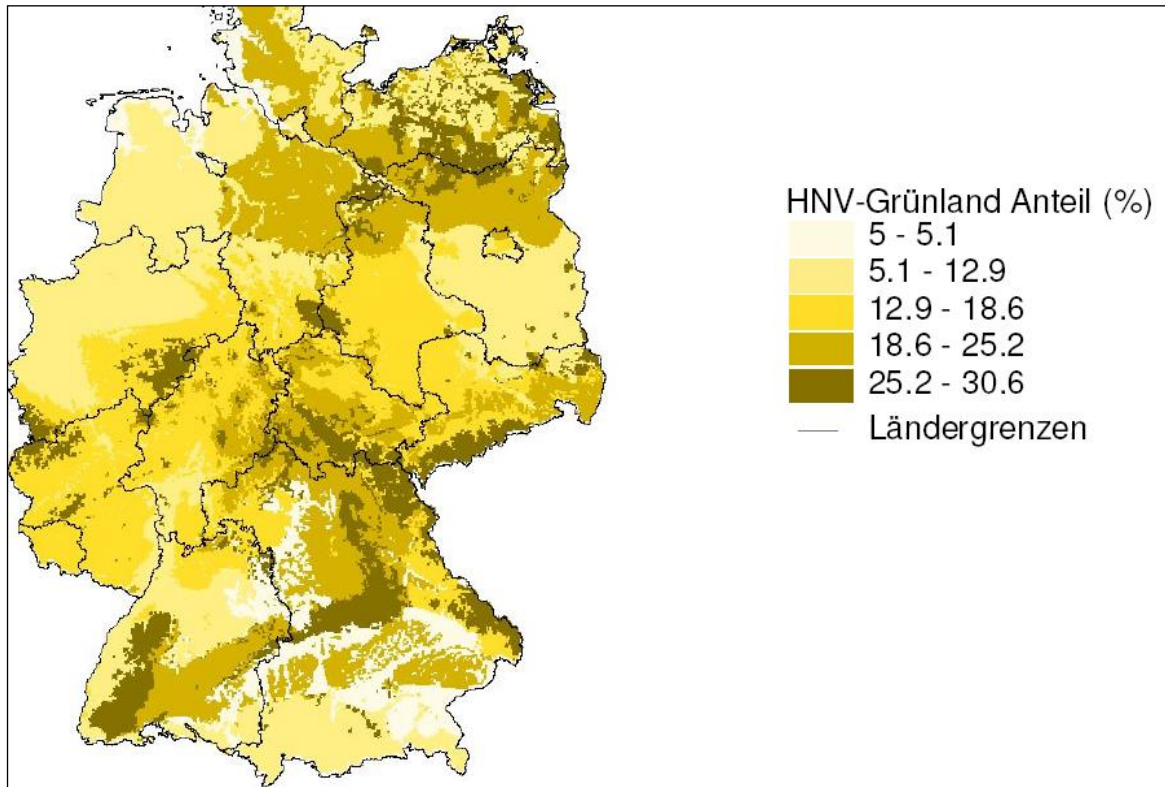


Abbildung 92: Anteil HNV-Grünland am Grünland in Deutschland insgesamt

Quelle: MATZDORF et al. (2010)

Mit dem HNV-Grünland können verschiedene Umweltleistungen erzielt werden, die sich neben der „Biodiversität“ auch auf die „Verminderung von Stickstoffimmissionen in Grund- und Oberflächengewässer“ sowie „Verminderung der Freisetzung von Kohlenstoffemissionen“ beziehen. MATZDORF et al. (2010) gehen in ihrem Untersuchungsansatz davon aus, dass je nach C_{org} -Gehalt der unterschiedlichen HNV-Grünland-Anteile eine Vermeidung einer Grünlandumwandlung von 5 % des regionalen HNV-Grünlandes in Deutschland zu einer CO_2 -Einsparung von 5-43 t CO_2/km^2 führen kann. Es wurden sowohl Moor- als auch mineralische Böden berücksichtigt. N_2O -Emissionen und intensiv genutzte Grünlandstandorte wurden nicht quantifiziert. Weiterhin wurde von höheren Verlusten an organischem Boden-C innerhalb von 10 Jahren nach dem Grünlandumbruch im Vergleich zu UBA (2012) mit 17,4 t C/ha über 20 Jahre für mineralische Böden ausgegangen, weil in MATZDORF et al. (2010) auch organische Böden mit verrechnet wurden. Zu berücksichtigen ist ebenfalls, dass die Klimaschutzwirkung von extensivem Grünland diskutiert wird.

Unumstritten ist die Reduzierung der N-Frachten im Sickerwasser, die indirekt die N_2O -Emissionen im Zuge der Auswaschung beeinflussen, bei Verzicht auf Narbenerneuerung und extensiver Grünlandnutzung gegenüber intensiver Grünlandnutzung. OSTERBURG & RUNGE (2007) fassen zusammen, dass eine extensive Nutzung im Vergleich zur intensiven Nutzung eine verminderte N-Fracht zwischen 0 und 20 kg/ha erreicht. Der Verzicht auf die Narbenerneuerung steigert den Wert um 40–80 kg/ha. Im Vergleich zur Ackernutzung wird die extensive Nutzung mit einer Verringerung von 30-70 kg/ha bewertet. Daraufhin ergibt sich nach MATZDORF et al. (2010) eine weitere Umweltleistung des HNV-Grünlandes in Deutschland, die sich auf die Reduzierung von N-Frachten von bis zu 42.493 t N bei den betrachteten Szenarien, (a) für 50 % des HNV-Grünlands besteht die Option als intensives Grünland genutzt zu werden, (b) Umwandlung von 5 % des HNV-Grünlands in Ackerland, bezieht. Eine bundeslandspezifische Auswertung wurde in diesem Rahmen nicht durchgeführt.

Die Aufsummierung der verschiedenen Umweltleistungen durch den Erhalt von Grünland zeigt die Bedeutung dieser Maßnahmen insgesamt.

Verwertungsmöglichkeiten der Biomasse der Grünlandnutzung sind bei intensiv geführten Beständen durch die Verfütterung des Aufwuchses zu meist in Milchviehbetrieben deutlich gegeben. Hingegen sind extensiv geführte Bestände weniger effizient zu verwerten, weil der Futterwert, wie in Kapitel 2.1.2 erwähnt, häufig deutlich geringer ist. Damit stellt sich die

Frage der klimafreundlichen Verwertung dieses Grünlandaufwuchses. Nach RÖHRICHT et al. (2006) liegen alternative Nutzungsmöglichkeiten der Biomasse im Energiesektor als Koferment für Biogasanlagen oder in der Herstellung von Festbrennstoffen (Heu). Um das Potenzial der Feststoffverbrennung von Heu der Dauergrünlandflächen in Sachsen zu ermitteln, wurde in den Jahren 1999 bis 2004 das Heuaufkommen in den Kreisen Sachsens untersucht. Es wurde angenommen, dass das produzierte Heu, das vor allem in den grünlandstarken Regierungsbezirken Chemnitz und Dresden erzeugt wird, zu 20 % nicht mehr für die Futtermittelversorgung der Rinder- und Schafbestände benötigt wird (RÖHRICHT et al. 2006). Hierdurch könnten zum einen mit einem technischen Potenzial von ca. 210.000-230.000 t Heu/Jahr ca. 3,15 PJ/Jahr Bruttoenergie aus der Feststoffverbrennung bereitgestellt werden und zum anderen könnte der jährliche Aufwuchs in Form von Grassilage auch der Biogasproduktion dienen. Eine Biogaserzeugung von jährlich 71 Mio. l Biogas/Jahr (Bruttoertrag) und 44 Mio. l Methan/Jahr scheint nach RÖHRICHT et al. (2006) möglich. KIESEWALTER et al. (2007) zeigen allerdings auch, dass die Gaserträge von Grünschnitt aus extensiver Bewirtschaftung und später Schnittnutzung unter denen von Qualitätssilagen liegen. Im Vergleich zu anderen Energieträgern wie Getreidestroh oder Rapsstroh zeigen die genannten alternativen Grünlandverwertungspfade ein hohes Potenzial. Auf dem Brennstoffmarkt sind jedoch für Stroh und Heu noch abbrandtechnische Probleme zu lösen, um Emissionen an Schadstoffen im Sinne der novellierten Bundesimmissionsschutzverordnung zu reduzieren.

KIESEWALTER et al. (2007) zeigen weitere Nutzungsmöglichkeiten von nicht benötigtem Heu als Bioenergieträger in Sachsen auf. So wurde sowohl der Abbrand von Heuballen im HERLT-Ganzballenvergaser getestet als auch die Herstellung von verschiedenen Heupellets zur Verbrennung und als Alternative zu Holzpellets. Es wurde festgehalten, dass die geprüften Nutzungsmöglichkeiten in der Praxis umsetzbar sind, es jedoch noch Unsicherheiten bezüglich der Anlagen- und Betriebssicherheit neuer Heizanlagen sowie der Wirtschaftlichkeit gibt. Aus Sicht des Klimaschutzes ist die Reststoffverwertung des Grünlandes mit geringem Futterwert zu begrüßen. Hierdurch können fossile Energieträger eingespart sowie direkte und indirekte Landnutzungsänderungen vermieden werden, um damit auch klimarelevante Emissionen einzusparen. Es werden infolge der extensiven Grünlandnutzung nicht nur zusätzliche Umweltleistungen realisiert, sondern auch Bioenergieträger, die einen Weg zu mehr Nachhaltigkeit in der Energieversorgung schaffen.

Als weitere alternative Nutzungsmöglichkeit von marginalen Grünlandstandorten wird die Etablierung von KUP (Kurzumtriebsplantagen) oder Agroforstsystemen diskutiert. KUP als Ersatz von fossilen Energieträgern können nach FLESSA et al. (2012) bis zu 909 g CO₂-Äquivalent/kWh Treibhausgase einsparen. Aus Sicht von MARX (2010) ist der Anbau von schnellwachsenden Baumarten bzw. die Anlage eines Agroforstsystems auf Dauergrünlandstandorten nicht empfehlenswert, weil mit dem Anbau nicht nur hohe Emissionen im Zuge eines Grünlandumbruches einhergehen, sondern diese Nutzungsänderung auch dem Grünlanderhaltungsgebot gemäß der Verordnung (EG) 73/2009 und der Verordnung (EG) 1122/2009 widerspricht. Ggf. können, wie in Kapitel 1 bereits erwähnt, auch rechtliche Rahmenbedingungen wie das Bundes- und Landesnaturschutzgesetz verletzt werden. Daher spielt die Etablierung von Kurzumtriebsplantagen als alternatives Nutzungssystem auf Dauergrünlandstandorten keine Rolle. Inwiefern Kompostierung von Grünlandschnitt aus Klimaschutzsicht eine alternative Nutzung darstellt, ist zu diskutieren, findet im Rahmen dieser Studie jedoch keine Berücksichtigung.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

Je nach Standort und Vorrat an organischer Bodensubstanz können durch den Erhalt von Grünland THG-Emissionen reduziert werden. Eine Beibehaltung der Grünlandfläche zum Stand 2010 führt unter der Annahme, dass die gesamte Grünlandfläche von 186.781 ha umgebrochen würde, bei frei werdenden Emissionen von 72 t CO₂-Äquivalent/ha über 20 Jahre zu einem THG-Minderungspotenzial von 13.488 kt CO₂-Äquivalent (Tabelle 155).

Tabelle 155: Szenario 1 – Beibehaltung der Grünlandfläche zum Stand 2010: THG-Minderungspotenzial

	Fläche [ha]	THG-Minderungspotenzial-Szenarien [kt CO ₂ e]
THG-Emissionen-Szenarien		
Beibehaltung der Grünlandfläche zum Stand 2010	186.781	13.448

Eine Vermeidung des Rückgangs der Dauergrünlandfläche durch die Umwandlung von Ackerland in Grünland um jeweils 5, 8 und 10 % führt zu einem THG-Minderungspotenzial von 672-1.345 kt CO₂-Äquivalent über 20 Jahre.

Tabelle 156: Szenario 2 – Vermeidung des Rückgangs der Dauergrünlandfläche in Sachsen um 5-10 %

Fläche	[ha]	THG-Minderungspotenzial-Szenarien [kt CO ₂ e]
Vermeidung des Rückgangs der Grünlandfläche um 5 %	9.339	672
Vermeidung des Rückgangs der Grünlandfläche um 8 %	14.942	1.076
Vermeidung des Rückgangs der Grünlandfläche um 10 %	18.678	1.345

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass ein **THG-Minderungspotenzial von 672-13.448 kt CO₂-Äquivalent** über 20 Jahre betrachtet möglich ist, wenn die Umwandlung von Grünland in Acker in Sachsen vermieden bzw. eingeschränkt wird.

Werden Grünlandflächen in Sachsen neu etabliert (Tabelle 157), wird unterstellt, dass 17,4 t CO₂-C/ha innerhalb von 20 Jahren angereichert werden. Dies entspricht der Kohlenstoffvorratsänderung, die bei Umbruch von Grünland innerhalb von 20 Jahren nach UBA (2012) angenommen wird (vgl. Kapitel 2.1.1). Keine Berücksichtigung finden die Unsicherheiten bezüglich der Höhe der Festlegung sowie Einfluss der Art und Intensität der Bewirtschaftung des Grünlandes und damit auch Emissionen aus reaktiven N-Verbindungen. Derzeit werden 186.781 ha in Sachsen als Grünland genutzt (Stand 2010). Eine Erhöhung des Grünlandes um 5-10% entspricht, wie in Tabelle 157 ersichtlich, einer flächenhaften Erhöhung von 9.339 bis 18.678 ha. Eine Erhöhung des Grünlandes in Sachsen durch Umwandlung von Acker in Grünland um jeweils 5 bis 10 % führt zu einem **THG-Minderungspotenzial von 596-1.192 kt CO₂ über 20 Jahre**.

Tabelle 157: Szenario 3 - Erhöhung der Dauergrünlandfläche in Sachsen um 5-10 %

Fläche	[ha]	THG-Minderungspotenzial-Szenarien [kt CO ₂ e]
Erhöhung der Grünlandfläche um 5 %	9.339	596
Erhöhung der Grünlandfläche um 10 %	18.678	1.192

Aufgrund der zeitlich und mengenmäßig begrenzten Anreicherung von Boden-C bei Etablierung von neuem Grünland ist die Klimaschutzwirkung jedoch von begrenzter Dauer. Nicht zuletzt kann eine intensive Grünlandnutzung ebenfalls zu bewirtschaftungsbedingten Emissionen führen. Wird eine Erhöhung des Grünlandanteils in Sachsen um 5-10 % in Betracht gezogen, kann eine Klimawirkung durch eine Anreicherung von Boden-C in der Höhe der Freisetzung von Boden-C im Zuge von Grünlandumbruch ohne Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität und den bewirtschaftungsbedingten Emissionen ermittelt werden. Dennoch gehört eine Umwandlung von Acker in Grünland nicht zu den Klimaschutzmaßnahmen mit nachhaltiger Klimaschutzwirkung, weil große Unsicherheit bezüglich der absoluten Höhe und der zeitlichen Dynamik der C-Sequestrierung in Böden von neu etabliertem Dauergrünland besteht. Dies betonen auch FLESSA et al. (2012).

Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzleistung/Maßnahmen

- **Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente** – Grünlanderhalt: Vermeidungskosten nach UBA (2007) können anhand der Schätzung von externen Umweltkosten mit 70 €/t CO₂-Äquivalent angenommen werden. Dabei sinken die Vermeidungskosten mit steigendem Gehalt an organischer Bodensubstanz. – Grünlanderhöhung: Kosten, die mit einer Erhöhung der Grünlandfläche im Betrieb einhergehen, können derzeit nicht abgeschätzt werden.
- **Synergien/Dissynergien im Hinblick auf weitere ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft**: Der Erhalt von Dauergrünland geht neben der positiven Klimawirksamkeit auch mit einer Erhöhung von anderen Umweltschutzleistungen einher. Der Verzicht verhindert sowohl eine kontinuierlich höhere Stickstoffimmission in die Gewässerkörper nach Grünlandumbruch als auch den Artenverlust von Flora und Fauna. Mit dem Verlust von Tier- und Pflanzenarten verschwinden auch räumliche Beziehungen im Sinne eines Biotopverbundes zugunsten einer zunehmenden

den Isolation der verbleibenden Grünland(Rest)-bestände. Daher bilden sich insbesondere mit dem Grundwasserschutz und dem Erhalt der Biodiversität Synergien aus. Ein Schutz von artenreichen Grünlandbeständen, Grünländern auf hydromorphen Böden sowie auch an Hangneigung und in Wasserschutzgebieten sind zu fördern.

- **Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit:** Durch eine dauerhafte Sicherstellung der Grünlanderhaltung ist auch eine dauerhafte Einsparung von THG-Emissionen gegeben. Wird beispielsweise nach einem bestimmten Förderzeitraum das etablierte Grünland wieder umgebrochen, so ergibt sich eine zeitlich verzögerte, aber mengenmäßig unveränderte Emission von Treibhausgasen. Umkehrbar ist die Einsparung der THG-Emissionen nicht.
- **Verlagerungs- und Verdrängungseffekte:** Die Beibehaltung von Grünlandflächen führt zu keinen Verdrängungseffekten. Die Erweiterung der extensiven Standorte könnte mit einer weiteren Intensivierung von intensiv genutzten Standorten einhergehen, um den Bedarf an Grünlandaufwuchs zu decken. Daher könnten Verlagerungseffekten auftreten. Nach FLESSA et al. (2012) kann eine Ausweitung des Grünlandumbruchverbotes auch zu einer Intensivierung der Ackernutzung führen oder die Umwandlung anderer Landnutzungsformen in Ackerland an derer Stelle erfolgen, weil die globale Nachfrage nach Agrarprodukten zunimmt. Dies kann zu einer Verlagerung der THG-Emissionen führen.
- **Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand:** Die Kontrollierbarkeit bzw. der Kontrollaufwand hängt davon ab, in welcher Form die aus Klimaschutzsicht wirksame Maßnahme des Grünlanderhaltes umgesetzt wird. Wird es, wie in anderen Bundesländern bereits erfolgt, eine Verordnung zum Grünlanderhalt geben, ist hier fachrechtlich zu regeln, dass Grünland in sensiblen Kulissen nicht umzubrechen ist und eine Grünlandumbruchgenehmigung nicht erfolgt. Diese Grünlandkulisse kann vom Land Sachsen ausgestaltet werden und bezieht sich beispielsweise auf grundwassernahe sowie C_{org}-reiche Grünlandstandorte. Eine Kontrolle könnte über die bisherigen CC-Kontrollen erfolgen. Eine Förderung des Grünlanderhaltes könnte innerhalb von Grünlandkulissen ebenfalls über die Etablierung von Agrarumweltprogrammen realisiert werden. Die Schutzwürdigkeit wäre anhand von Bodenparametern oder auch Biodiversitätsindikatoren zuvor eindeutig zu definieren. Der Kontrollaufwand würde sich dann zunächst einmal auf die Grünlandgebietskulisse beschränken bzw. auch über die CC-Kontrollen abgedeckt werden.
- **Eignung für Emissionshandel:** Die C-Sequestrierung bzw. THG-Freisetzung nach einem Grünlandumbruch bzw. Umwandlung von Acker in Grünland erfolgt über einen längeren Zeitraum bzw. zeitlich verzögert. Im Rahmen eines praktikablen Emissionsmonitorings, welches eine Voraussetzung für den Emissionshandel darstellt, ist eine Erfassung dieser Emissionen nur schwer möglich.
- **Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft:** Der Erhalt von Grünland stellt nicht zuletzt auch im Rahmen der zukünftigen Förderperiode ab 2014 bundes- bzw. EU-weit einen Standard dar. Würde Sachsen darüber hinaus einen höheren Anteil festschreiben, würde dies für die sächsische Landwirtschaft im Bundesvergleich einen Nachteil bedeuten. Entscheidend wird die Verwertbarkeit des Grünlandaufwuchses sein. Eine geringere Wettbewerbsfähigkeit ist ggf. bei Grünland- und Futterbaubetrieben gegeben, die ihren Marktfruchtbetriebszweig ausdehnen wollen. Ein Grünlandumbruchverbot könnte in diesem Fall existenzbedrohend sein. Eine Reaktion je nach Betriebsstruktur und Förderung könnte die Investition in eine grünschnittbetonte Biogasanlage sein. Die Wirtschaftlichkeit einer solchen Option wäre zu prüfen, um Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit eines solchen Falles abzuschätzen. Nach KIESEWALTER et al. (2007) werden in der Praxis beispielsweise oft die Kosten der Bereitstellung und Silierung des Kosubstrates unterschätzt bzw. bei der Ermittlung der Wirtschaftlichkeit des Gesamtverfahrens ignoriert.

Fazit

Dass die Erhaltung von Grünland THG-Emissionen aus der Landwirtschaft reduzieren kann, ist unumstritten. Eine Einsparung von THG-Emissionen ist je nach Szenario von 672-13.448 kt CO₂-Äquivalent über 20 Jahre betrachtet möglich. Entscheidend ist dabei die dauerhafte Sicherung der Grünlandstandorte in sensiblen Kulissen. Ob dies allein über die Ausgestaltung von Agrarumweltmaßnahmen in diese Richtung möglich ist, ist zu diskutieren. Nicht zuletzt wird zukünftig die Verwertbarkeit des Grünlandaufwuchses von Bedeutung sein. Erste Ansätze zu alternativen Nutzungsmöglichkeiten sind gemacht und müssen ausgebaut werden.

Trotz großer Unsicherheiten hinsichtlich der zeitlichen Dynamik und der absoluten Höhe der C-Festlegung unter neu etabliertem Grünland wird ohne Berücksichtigung der Art und Intensität der Bewirtschaftung des Grünlandes und damit Freisetzung von reaktiven N-Verbindungen ein THG-Minderungspotenzial bei Erhöhung der Grünlandfläche in Sachsen ermittelt. Unterstellt wird, dass es agrarpolitische und betriebliche Anreize gibt, die eine Umwandlung von Acker in Grünland

ermöglichen und damit eine Erhöhung des Grünlandes in Sachsen um 5-10 % zur Folge haben. Eine Einsparung von THG-Emissionen ist je nach Szenario von **596-1.192 kt CO₂ über 20 Jahre** betrachtet möglich.

3.1.2 Grünlandmaßnahmen und Feldfutterbau

Die Düngestrategie im Grünland beeinflusst, ob Grünland zu einer Netto-Treibhausgas-Quelle oder -Senke wird (LEAHY et al. 2004). Ein mögliches THG-Minderungspotenzial in der Grünlandbewirtschaftung kann erreicht werden, wenn beispielsweise in semiintensiv genutzten Grünlandflächen bzw. weißkleebasierten Systemen organische sowie mineralische Dünger effizient eingesetzt werden (SCHMEER 2012). Die Ergebnisse in Kapitel 2.1.2 haben gezeigt, dass infolge der Grünlandnutzung mit Agrarumweltmaßnahmen bei einer Begrenzung der organischen Düngeintensität von 1,4 GV/ha und Verzicht auf mineralische Düngung 48 % je ha weniger an THG-Emissionen frei werden im Vergleich zur konventionellen Nutzung mit organischer und mineralischer Düngung sowie 20 % weniger je Hektar im Vergleich zur reinen mineralischen Düngung. Reduzierte THG-Emissionen aus dem verminderten Kraftstoffverbrauch der extensiven Systeme tragen weiterhin zu einer THG-Einsparung bei. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass bestimmte Tierkategorien energiereiches Futter, beispielsweise Heu aus 3-Schnittnutzung brauchen, das nicht durch 1-Schnittnutzung ersetzt werden kann. Der THG-Einspareffekt kann dann deutlich geringer sein.

Im Folgenden werden verschiedene Grünland- und Futterbau-Nutzungssysteme sowie verschiedene Futterpflanzenbestände hinsichtlich ihres THG-Minderungspotenzials bewertet.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

Zur Bewertung der THG-Bilanz unterschiedlicher Grünland- und Futterbau-Nutzungssysteme sind verschiedene Aspekte zu berücksichtigen. Hierzu zählen die Auswirkungen der Bodenverdichtung auf Grünlandstandorten, Standortfaktoren, die Zusammensetzung des Futterbestandes sowie die Stickstoffdüngung.

Eine zu hohe Tierdichte und konstante Standorte für Futter-/Tränkestellen führen insbesondere auf feuchten Weiden zu konzentrierten Nährstoffeinträgen und **Bodenverdichtungen** und dadurch zu erhöhten N₂O-Emissionen. So beschreiben bspw. OENEMA et al. (1997) und VAN GROENIGEN et al. (2005) den Einfluss von Bodenverdichtung in Form von Trittschäden und Stickstoffeintrag über den Harn auf Viehweiden. Erhöhte direkte N₂O-Emissionen nehmen auch IPCC (1996) für beweidete Flächen an (vgl. Kapitel 2.1.2). Wird Harn von Rindern auf der Weide ausgeschieden, so sickert der Harn in der Regel schnell in unverdichtete Böden ein. Damit werden die NH₃-Emissionen auf der Weide im Vergleich zum Stall deutlich geringer und eine Verlängerung des Weidegangs wirkt sich emissionsmindernd aus. Der Umfang der Minderung ist jedoch nicht sehr groß. In der folgenden Abbildung wird das Ausmaß der Verlängerung der Weidezeiten deutlich.

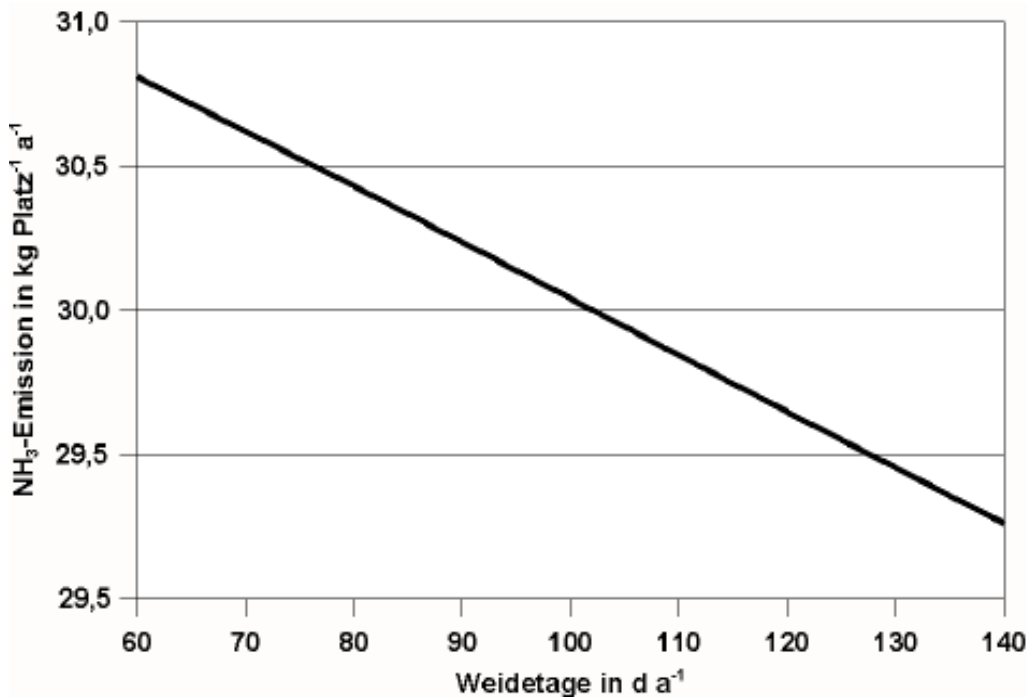


Abbildung 93: NH₃-Emissionen einer Milchkuh (Jahresleistung 8.000 kg Platz/Jahr, Gewicht 630 kg/Tier) als Funktion veränderter Weidedauer. Die anderen Haltungparameter bleiben unverändert (Weidegang 10 h/Tag, Boxenlaufstall auf Gülle, Lagerbehälter mit natürlicher Schwimmdecke, Ausbringung mit Schleppschlauchverteiler, Einarbeitung nach 4 h)

Quelle: UBA 2013

Eine Verlängerung des Weidegangs bewirkt neben der Verringerung der NH₃-Emissionen ebenfalls eine Verringerung der N₂O- und der CH₄-Emissionen (UBA 2013).

Bodenverdichtung kann auf Grünlandstandorten nicht nur durch Trittschäden entstehen und ist durch Rotationsbeweidung sowie regelmäßiges Umlegen von Futterstellen/Tränken zu vermeiden, sondern kann auch infolge häufiger Überfahrten der schnittgenutzten Grünlandbestände entstehen. SCHMEER et al. (2012) stellen in ihrer Studie heraus, dass insbesondere die N-Düngung auf verdichteten Grünlandstandorten die Denitrifikation und damit die Entstehung von N₂O-Emissionen fördert. STAHL (2009) in SCHMEER et al. (2012) konnte zeigen, dass auf einem 2-Schnitt-genutzten Grünland bis zu 74 % der Flächen überfahren wurden (einige Flächen mehrfach) und sich daraus ein aufsummierter Flächenanteil von 401 % ergeben hat. Möglichkeiten zur Entlastung der Grünlandstandorte bzgl. der Bodenverdichtung könnten sich aus der Normierung der Arbeitsbreiten der Maschinen ergeben, die eine komplette Grünlandbewirtschaftung in einer festen Fahrgasse ermöglichen.

Weitere technische Maßnahmen wären nach DLG (2008b):

- Radialreifen mit niedrigem Reifeninnendruck, um eine große Reifenaufstandsfläche zu erreichen (integrierte Reifeninnendruckregelung)
- bei hohen Gesamtlasten Aufstandsfläche überproportional vergrößern (Zwillingsreifen, Fahrwerke mit zusätzlichen Achsen, Tandem, Tridem)
- Radlasten verringern durch Aufsatteln oder Ziehen statt Dreipunktanbau von schweren Geräten

Zudem wird ein negativer Einfluss der Bodenschadverdichtung auf den Ertrag von Grünlandstandorten belegt (DOUGLAS & CRAWFORD 1993; FRAME 1987; FRAME & MERRILEES 1996; SCHMEER et al. 2012).

Die Literaturlauswertung in SCHMEER et al. (2012) zeigt jedoch auch Ergebnisse von gedüngten Standorten, die die Bodenschadverdichtung nicht berücksichtigen. Es zeigt sich auch hier, dass je kg Trockenmasse die THG-Emissionen in den gedüngten Grünlandvarianten im Vergleich zu den nicht gedüngten oder verhalten angedüngten Varianten deutlich höher sind. Bestimmte Düngeverfahren und Düngemittelformen können zu höheren Emissionen (N₂O, NH₃) führen. Zusätzlich zu dem Aspekt der Düngung zeigt Kapitel 2.3.3, dass auch in Grünlandnutzungssystemen die Ausbringungstechnik Einfluss auf treibhausrelevante Gase hat. NH₃-Emissionen können durch den

■ Einsatz von Schleppschuhverfahren um 40-60 % (Rinder-, Schweinegülle) und durch die

■ Gülleinjektion um 60-80 % (Rinder-, Schweinegülle)

reduziert werden.

Eine Erhöhung des N-Wertes durch den Einsatz verbesserter Verfahren ist in der Düngeplanung zu berücksichtigen. Auch eine entsprechende **Anrechnung der organischen Düngemittel** in der Düngeplanung kann zu einer Einsparung von Mineraldüngern führen und damit Emissionen einsparen. Wird ein N-Düngebedarf eines Feldgrasbestandes von 200 kg N ausgegangen, der über eine organische Düngung und über die mineralische Düngung abgedeckt wird, ist von folgenden N-Düngemengen aus der mineralischen Düngung je nach Anrechnung der org. Dünger auszugehen (Tabelle 158).

Tabelle 158: Einsparung von THG-Emissionen aus der mineralischen Düngung durch Erhöhung der Anrechenbarkeit von Wirtschaftsdüngern in der Düngeplanung

	Düngebedarf [kg N/ha]	Düngung Rindergülle [m ³]	N-Gehalt in Gülle [kg N/ha]	org. Düngung [kg N/ha]	mineral. Düngung [kg N/ha]
Anrechnung 50 % ¹⁾	200	25	4	50	150
Anrechnung 70 % ²⁾	200	25	4	70	130
Einsparung mineralische Düngung					20
Einsparung THG-Emissionen aus mineralische Düngung in kg CO ₂ e/ha					300

Quelle: ¹⁾ Gülle (< 6 % TS), bei viel Wasserzusatz-organische Düngung Zeitraum 5 Jahre nach Sächsischer Landesanstalt für Landwirtschaft (2007); ²⁾ Gülle (< 6 % TS), bei viel Wasserzusatz-organische Düngung Zeitraum > 5 Jahre nach Sächsischer Landesanstalt für Landwirtschaft (2007)

Tabelle 158 zeigt, wie entscheidend die Höhe der Anrechnung der organischen Düngung in der Düngeplanung im Hinblick auf die THG-Emissionen sein kann. Eine Einsparung von THG-Emissionen durch die Einsparung von mineralischen Düngern ist in diesem Beispiel bis zu 300 kg CO₂-Äquivalent/ha möglich.

Die **Düngemittelform** der mineralischen Dünger kann ebenfalls die Freisetzung von THG-Emissionen beeinflussen. So stellt UBA (2013) heraus, dass Harnstoff-Dünger gegenüber anderen Mineraldüngern erheblich höhere NH₃-Emissionsfaktoren aufweisen. Der Ersatz von Harnstoff durch N-Dünger mit deutlich niedrigeren Emissionsfaktoren würde zu verringerten NH₃-Emissionen führen. So werden durch die Anwendung von Kalkammonsalpeter beispielsweise 1,6 % des eingetragenen Stickstoffs frei und infolge der Anwendung von Harnstoff auf Grünland 23 % des eingetragenen Stickstoffs. Die Minderungen der NH₃-Emissionen führen hierbei nicht zu veränderten Lachgas-Emissionen (UBA 2013). Aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten und der bisherigen Anwendungspraxis wird dieses Potenzial derzeit nicht ausgeschöpft.

Weiterhin weisen POYDA et al. (2013) daraufhin, dass THG-Emissionen von **Futterproduktionssystemen auf Niedermoorstandorten** verringert und somit die Ressourceneffizienz erhöht werden kann, wenn der Einsatz von Mineraldünger so weit wie möglich eingeschränkt und bestenfalls unterlassen wird. Es wird zusammenfassend dargestellt, dass die N-Nachlieferung aus dem Torf sowie der Einsatz von Wirtschaftsdüngern ausreichen, um den Pflanzenbedarf zu decken. Die Nutzungsintensität der Grünlandstandorte sollte an die Entwässerungsintensität angepasst sein. Weniger produktive Standorte, die für die regionale Wertschöpfung eine geringe Bedeutung haben, sollten nach POYDA et al. (2013) bis zum naturnahen Zustand vernässt werden. Standorte mit hohen Ertragspotenzialen und intensiver Entwässerung sollten soweit ausgeschöpft werden, dass produktspezifische THG-Emissionen reduziert werden können.

Die **Intensität der Nutzung** d. h. Schnitthäufigkeit und auch die Düngeintensität wirken sich auf die **Bestandszusammensetzung** aus (HEJCMAN et al. 2010; PAVLÜ et al. 2011). Die Grünlandbestände passen sich der Bewirtschaftung an. Typische Arten, die bei einer übermäßigen Güllendüngung auftreten können, sind beispielsweise Wiesen-Bärenklau, Wiesenkerbel oder auch Stumpfbülchrisch. Eine häufige Schnittnutzung kann wiederum die Anzahl von verschiedenen Kräutern reduzieren. Verschiedene Leguminosen im Grünlandbestand reagieren unterschiedlich auf die Höhe der Schnittfrequenzen. PAVLÜ et al. (2011) zeigen, dass der Anteil an Weißklee im Bestand durch eine Erhöhung der Nutzungshäufigkeit deutlich zunahm. Auch gegen Bodenverdichtung ist Weißklee deutlich toleranter als andere Leguminosen (KOPEĆ & GLAB 2003; FRAME 1987). Als Strategie, Stickstoffemissionen aus Futterproduktionssystemen zu mindern, zeigen SCHMEER et al. (2012) auch, dass durch den Einsatz von stickstofffixierenden Leguminosen im Grünlandbestand ähnlich hohe Erträge wie bei einer Stickstoffdüngung erzielt werden können. Daraus resultiert, dass bei ähnlichem Ertragsniveau der Düngereinsatz reduziert werden könnte. Dabei werden durch die N-Fixierung selbst nur unwesentliche Mengen an N₂O-Emissionen frei. IPCC (2006) schlägt daher vor, diese Emissionen zu vernachlässigen. Allerdings entstehen N₂O-Emissionen aus Pflanzenrückständen nach der Ernte. Verluste in Form von NH₃-Emissionen infolge der biologischen N-Fixierung sind nach derzeitigem Stand des Wissens als gering einzustufen (UBA 2013). Nach SCHMEER et al. (2012) liegt der „Carbon Footprint“ (in CO₂-Äquivalent je GJ ME) einer Energieeinheit Grünlandfutter in den untersuchten gedüngten Varianten um 67 % höher gegenüber der leguminosenbasierten ungedüngten Variante.

Wird aufgrund der N-Fixierleistung der leguminosenbasierten Grünlandbestände die N-Düngung reduziert, kann auf Basis der Hinweise und Richtwerte für die Praxis zur Umsetzung der Düngeverordnung im Freistaat Sachsen (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft 2007) die Klimaschutzleistung der leguminosenbasierte Grünländer berechnet werden (vgl. Kapitel 2.3.4). Eine Reduzierung der N-Düngung hat wiederum eine Reduzierung der Emissionen aus der Düngemittelbereitstellung in Höhe von 5 kg CO₂-Äquivalent/kg N zur Folge. Direkte und indirekte N₂O-Emissionen entstehen auch durch den N-Eintrag, der durch die N-Fixierung erfolgt ist. Einer Minderung der direkten Lachgas-Emissionen stehen wahrscheinlich erhöhte indirekte Lachgas-Emissionen entgegen. Der Gesamteffekt ist noch nicht schätzbar (UBA 2013).

Tabelle 159: Klimaschutzleistung durch Berücksichtigung des Leguminosenanteils im Grünland bzw. Feldfutterbau

Kulturen	Ertragsniveau ¹⁾	N-Gabe gesamt*	N-Reduktion durch Leguminosenanteil*	Klimaschutzleistung durch Leguminosen
	[dt/ha FM]	[kg N/ha]	[kg N/ha]	[kg CO ₂ e/ha]
Feldgras	550	200		0
Kleegras bei 50 % Kleeanteil	500	100	100	500
Luzernegras bei 50 % Luzerneanteil	500	50	150	750

Quelle: ¹⁾ Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2007); vgl. Kapitel 2.3.4

Um für Grünland- und Futterbausysteme THG-Minderungspotenziale bis 2020 im Vergleich zur derzeitigen Klimaschutzleistung aufzuzeigen, können folgende Szenarien betrachtet werden, die im nächsten Abschnitt näher erläutert werden:

- Erhöhung der Leguminosengemenge im Futterbau in Sachsen um 50-100 %
- Verzicht der mineralischen N-Düngung in Grünlandssystemen

Auf ein Szenario, das eine Erhöhung des Grünlandanteils, die über Agrarumweltmaßnahmen bewirtschaftet werden, beinhaltet, wird verzichtet, weil eine stark extensive Nutzung Ertragsparameter und Futterqualität beeinträchtigen kann, die die THG-Bilanz negativ beeinflusst. Bestimmte Tierkategorien brauchen beispielsweise energiereiches Grobfutter aus der 4- bzw. 3-Schnittnutzung, das nicht durch 1-Schnittnutzung ersetzt werden kann (Kapitel 2.1.2).

Gesamtbetrachtung

In Sachsen wurden entsprechend SMUL (2011) zusätzlich zur Grünlandnutzung auf 43.846 ha Feldfutter in Form von Kleegras, Luzerne und Feldgras zur Versorgung des Viehbestandes angebaut. Zur Berechnung des THG-Minderungs-

potenzials im Feldfutterbau wird davon ausgegangen, dass es produktionstechnisch möglich ist, den Feldgrasanteil in der Fütterung zugunsten von Leguminosengemengen um 50-100 % zu reduzieren. Eine verringerte mineralische Düngung kann aufgrund der Fixierleistung der Leguminosen kompensiert werden. Es wird davon ausgegangen, dass der Ertrag gleich bleibt. Folgende Tabelle zeigt das THG-Minderungspotenzial bis 2020 durch die Erhöhung des Leguminosengeanteils im Feldfutterbau.

Tabelle 160: Klimaschutzleistung und THG-Minderungspotenzial bis 2020 gegenüber dem Ist-Stand in 2 Szenarien

	Ist-Stand 2010		THG-Klimaschutzleistung 2020		THG-Klimaschutzleistung 2020	
	[ha]	[kt CO ₂ e ₁]	50 % Erhöhung Leguminosengemenge [ha]	[kt CO ₂ e ₁]	100 % Erhöhung Leguminosengemenge [ha]	[kt CO ₂ e ₁]
Kleegras, Luzerne	19.301	19	31.574	32	43.846	44
Feldgras	24.546	74	12.273	37	0	
Summe	43.846	93	43.846	68	43.846	44
THG-Minderungspotenzial gegenüber 2010				25		49
prozentual gegenüber 2010				26		53

Weil Kleegras und Luzerne flächenhaft zusammen dargestellt sind, wird unterstellt, dass beide Fruchtarten gleich mit 100 kg N/ha gedüngt werden.

Es wird gezeigt, dass, je nachdem, ob der Anteil an Leguminosen im Feldfutterbau um 50-100 % erhöht wird, eine THG-Einsparung von 26-53 % erreicht werden kann.

Nach Tabelle 34 können die Grünlandflächen entsprechend der Düngeempfehlung (LfULG 2010c; FÖRSTER 2012) zusätzlich zur organischen Düngung mit 50 kg N/ha aus der mineralischen Düngung pflanzenbedarfsgerecht versorgt werden. Im Folgenden soll das THG-Minderungspotenzial berechnet werden, das sich ergibt, wenn durch eine Verminderung der Lagerungs- und Ausbringungsverluste und die damit verbundene höhere Anrechnung der organischen Düngewirkung auf die Ergänzungsgabe von 50 kg N/ha mineralisch verzichtet werden könnte. Zugrunde gelegt wird, dass bspw. Rindergülle im Schlitzverfahren versus Breitverteilung ausgebracht wird (Einsparung 18 kg N/ha bei Ausbringung 25 m³/ha), die Lagerung der Gülle in abgedeckten Güllebehältern versus Lagerung ohne Abdeckung erfolgt (Einsparung 7 kg N bei Lagerung 25 m³/ha) sowie die Anrechnung der Gülle von 50 % auf 70 % erhöht wird (Einsparung 20 kg N/ha). In folgendem Szenario wird davon ausgegangen, dass Emissionen aus dem N-Eintrag gleich bleiben und die Emissionen, die aus der Bereitstellung von mineralischen N-Düngern frei werden, reduziert werden (Tabelle 161).

Tabelle 161: Klimaschutzleistung und THG-Minderungspotenzial bis 2020 gegenüber dem Ist-Stand bei Einsparung der mineralischen Düngung

	Ist-Stand 2010		Klimaschutzleistung 2020
	[ha]	[kt CO ₂ e ₁]	ohne mineralische Düngung (50 kg N/ha reduziert) [kt CO ₂ e ₁]
Grünland ohne AUW-Maßnahmen	126.337	95	63
THG-Minderungspotenzial gegenüber 2010			32
prozentual gegenüber 2010			33

Es ergibt sich ein THG-Minderungspotenzial von 33 % gegenüber dem Ist-Stand 2010. Inwieweit dieses Potenzial ausschöpfbar ist, ist betriebsindividuell und in Abhängigkeit der zur Verfügung stehenden org. Düngemittel verschieden. Anzustreben ist in jeden Fall eine entsprechende Anrechnung der organischen Düngemittel in der Düngplanung.

Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzleistung/Maßnahmen

- **Kosten je vermiedene Tonne CO₂-Äquivalent:** Die Kosten für beide dargestellten Szenarien sind bisher nicht abschätzbar. Erhöhte Kosten könnten sich betriebsindividuell aus der Umstellung der Fütterung hin zu Leguminosengemengen ergeben, wenn die Futterqualität beeinträchtigt bzw. ein Ergänzungsfuttermittel erforderlich wäre. Ggf. sind die Saatkosten für leguminosenbasierte Bestände teurer als für Feldgrasbestände.
- **Synergien/Dissynergien im Hinblick auf weitere ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft:** Aus Sicht des Wasserschutzes ist eine reduzierte mineralische N-Düngung positiv zu bewerten. Probleme bezüglich der N-Auswaschung kann es nach Umbruch von leguminosenreichen Feldfutterbau-Flächen geben. Daher sollten insbesondere in Wasserschutzgebieten und auf Flächen mit hoher Nitrataustragungsgefährdung nur Gemenge mit relativ geringem Leguminosenanteil angebaut werden. Außerdem weisen BJARNHOLT et al. (2008) darauf hin, dass Klee-gras erhöhte Cyanidfrachten in das Grundwasser bringen kann. Diese Risiken sind näher zu untersuchen. Ein Grünlandbestand mit verschiedenen Arten kann die Bestandsstabilität erhöhen und damit bei reduzierter Sensitivität gegenüber Umwelteinflüssen bezüglich der Klimaanpassung ertragsstabilisierend wirken.
- **Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit:** Die Verminderung von Emissionen durch die Verringerung der Düngemittelherstellung und des Düngemitteltransports ist dauerhaft und nicht umkehrbar.
- **Verlagerungs- und Verdrängungseffekte:** Bei gleichbleibendem Ertrag der Leguminosengemenge im Vergleich zu reinen Feldgrasbeständen und gleichbleibenden Grünlanderträgen sind keine Verlagerungs- und Verdrängungseffekte zu erwarten. Eine Verdrängung einer Kultur findet damit nicht statt.
- **Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand:** Wenn Leguminosengemenge im Feldfutterbau über AuW-Maßnahmen gefördert würden, wäre auch eine Kontrollierbarkeit gegeben. Diese würde jedoch zusätzlichen Dokumentationsaufwand nach sich ziehen. Für nicht geförderte Flächen ist dies jedoch derzeit nicht flächendeckend möglich.
- **Eignung für Emissionshandel:** Weil Anbauflächen variabel sind und Düngemengen je nach Pflanzenbedarf kalkuliert werden, ist die Einsparung von THG-Emissionen hohen jährlichen Schwankungen unterworfen. Außerdem können Emissionen, die nach Umbruch von Leguminosenbeständen entstehen können, bisher nicht ausreichend kalkuliert werden. Eine negative THG-Bilanz ist hier möglich. Eine Eignung für den Emissionshandel ist daher nicht gegeben.
- **Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft:** Negative Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft sind nicht zu erwarten.

Fazit

In Grünland- und Futterbau-Nutzungssystemen ist die Düngestrategie sowie die Futterbestandszusammensetzung von Bedeutung, um THG-Emissionen reduzieren zu können. Es hat sich gezeigt, dass in Sachsen durch eine Erhöhung des Leguminosenanteils in Futterbausystemen eine THG-Einsparung von bis zu 49 kt CO₂-Äquivalent möglich ist, wobei durch Ernterückstände auch zusätzliche Emissionen entstehen können. Hier besteht Forschungsbedarf. Eine Reduzierung des Mineräldüngereinsatzes im Grünland bei gleichzeitiger Verringerung von Lager- und Ausbringungsverlusten und einer erhöhten Anrechenbarkeit des N-Wertes weist zusätzlich ein THG-Minderungspotenzial von 32 kt CO₂-Äquivalenten aus.

3.2 Energienutzung

3.2.1 Energieeffizienz

Für die Bereiche Tierhaltung, Pflanzenbau und Gartenbau sollen in diesem Kapitel wesentliche Möglichkeiten der Energieeinsparung aufgezeigt und deren THG-Minderungspotenzial abgeschätzt werden.

Pflanzenbau

Im Bereich Pflanzenbau ist der Energieträger Diesel durch dessen motorische Verbrennung der mit Abstand größte Emittent an Treibhausgasen. Daher werden im Folgenden nur Maßnahmen zur Verringerung des Treibstoffeinsatzes erläutert. Untersuchungen von (SCHREIBER 2006) zeigen Einsparpotenziale für Diesel bei Traktoren auf. In Tabelle 162 sind die darin empfohlenen Maßnahmen zusammengefasst. Die jeweiligen maximalen Einsparpotenziale können jedoch meist nur erreicht werden, wenn alle anderen Parameter weit vom Optimum entfernt liegen. Daher wird als Ergebnis der Untersuchungen ein Gesamteinsparpotenzial von etwa 30 % genannt (SCHREIBER 2006).

Tabelle 162: Kraftstoffeinsparpotenzial bei Traktoren

Maßnahme	Maximale Einsparung
Richtige Schleppermasse	10 %
Richtige Radlastverteilung	2 %
Richtige Bereifung und Luftdruck	8 %
Gangwahl	26 %
Schlepper-Geräte-Kombination	20 %
Anpassung Fahrgeschwindigkeit	8 %
Zuschalten Allradantrieb	8 %
Zuschalten Differenzialsperre	5 %
Fahren quer zum Hang	5 %

Quelle: SCHREIBER (2006)

Das größte Potenzial liegt dabei bei der Wahl des richtigen Ganges. Vor allem im Bereich niedriger Geschwindigkeiten um 5 km/h ist die richtige Gangwahl entscheidend für den Dieserverbrauch. Hier sind Einsparungen von etwa 20 % realistisch.

Sowohl zu große als auch zu geringe Schleppermassen führen weiterhin zu erhöhten Kraftstoffverbräuchen. Dies ist einerseits durch zu großen Schlupf (wenn die tatsächlich zurückgelegte Strecke pro Radumdrehung vom Radumfang abweicht) und andererseits durch einen erhöhten Rollwiderstand begründet. Der minimale Kraftstoff- und Leistungsbedarf liegt bei einem Schlupf von etwa 10 % (SCHREIBER 2006).

Es wird abgeschätzt, dass in der Praxis etwa nur 20 % der genannten Maßnahmen umgesetzt werden können, womit das Gesamteinsparpotenzial in Sachsen auf etwa 6 % reduziert wird. Ein Grund dafür ist die betriebliche Verfügbarkeit unterschiedlicher Schlepper (z. B. keine oder geringe Auswahl zwischen verschiedenen Leistungsgrößen) und deren technische Ausstattung. Weiterhin ist eine Schulung der entsprechenden Fachkräfte anzustreben. Eine flächendeckende Unterweisung und die Kontrolle der geschulten Mitarbeiter werden als schwierig eingeschätzt. Das reale THG-Einsparpotenzial wird daher nur auf etwa 19.500 t CO₂-Äquivalent abgeschätzt (6 % vom IST-Stand).

Ökologischer Landbau

Aufgrund des Verzichts von mineralischen Stickstoff-Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln reduzieren sich die Feldarbeitszeiten und damit der Dieserverbrauch im ökologischen Landbau im Vergleich zur konventionellen Bearbeitung pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche. In einer Studie von BOCKISCH (2000) wurden einzelne Fruchtarten hinsichtlich ihres

Dieselvehrauchs in beiden Bewirtschaftungssystemen flächenbezogen bewertet. Bezieht man die Ertragsminderung im ökologischen Landbau in die Betrachtung mit ein, so ergibt sich produktbezogen für die meisten Fruchtarten ein Dieselmehrverbrauch. Die Ergebnisse sind in Tabelle 163 dargestellt.

Tabelle 163: Treibstoffeinsparung im ökologischen Landbau

Fruchtart	Ertragsminderung gegenüber konventionellem Landbau gemäß (Tabelle 141) [%]	Dieseleinsparung durch ökologischen Landbau, flächenbezogen [%]	Dieselmehrverbrauch durch ökologischen Landbau, produktbezogen [%]
Winterweizen	42	20	38
Wintergerste	42	7	60
Winterroggen	48	10	73
Kartoffeln	46	5	76
Zuckerrüben	7	12	-5
Winterraps	23	14	12
Silomais	23	4	25
Weidegras	2	56	-55
Futtererbsen	26	-2	38

Quelle: eigene Berechnungen auf Basis der Daten von BOCKISCH (2000)

Eine Ableitung von Maßnahmen im Bereich des Ökologischen Landbaus ist bezogen auf den Energieeinsatz nicht sinnvoll. Der Dieseleinsatz ist jedoch nur ein Effekt bei der Betrachtung der THG-Bilanz. Die weiteren Vor- und Nachteile des Ökologischen Landbaus werden in Kapitel 3.5.1 näher betrachtet.

Konservierende Bodenbearbeitung

Einsparmöglichkeiten des Energieträgers Diesel im Bereich der konservierenden Bodenbearbeitung/Direktsaat werden ausführlich im Kapitel 3.3.1 beschrieben und hier nicht weiter ausgeführt.

Tierhaltung

In der Tierhaltung ist der Stromverbrauch vor allem im Bereich der Milchviehhaltung eine entscheidende Größe. Wärme wird dagegen hauptsächlich in der Schweine- und Rinderzucht benötigt. Daher werden für diese Bereiche im Folgenden Einsparmaßnahmen zusammengestellt.

Milchviehhaltung

Bei der Milchproduktion sind die Kühlung und die Pumpentechnik die größten Stromverbraucher, bieten in diesem Bereich damit aber auch das größte Einsparpotenzial. Der Einsatz von frequenzgeregelten Vakuumpumpen führt im Vergleich zu konventionellen Vakuumpumpen zu einer Einsparung von etwa 40 % (Tabelle 164), weil aufgrund der stufenlosen Regelung immer nur die aktuell benötigte Leistung bereitgestellt werden muss. Nach NESER et al. (2012) beträgt der Anteil der Milchpumpen am Gesamtstromverbrauch eines Milchviehbetriebes etwa 18 %.

Tabelle 164: Einsparpotenzial frequenzgeregelte Vakuumpumpe

	Konventionelle Vakuumpumpe 2.000 l/min, 5,5 kW	Frequenzgesteuerte Vakuumpumpe 2.000 l/min, 5,5 kW
Melkdauer [h/d]	3	3
Strombedarf [kWh/a]	6.000	3.600

Quelle: VdLWK (2009)

Der Ist-Stand in Sachsen wurde an Hand von Erfahrungen und Erhebungen des Sächsischen Landeskontrollverbandes abgeschätzt (mdl. Mittlg. DASSLER 2013). Die erhobenen Zahlen repräsentieren etwa 60 % des Milchviehbestandes in Sachsen. Danach werden derzeit in etwa 44 % der Betriebe bereits frequenzgeregelter Vakuumpumpen eingesetzt. In Tabelle 165 sind die maximalen Einsparungen beim Einsatz frequenzgeregelter Vakuumpumpen dargestellt. Durch diese Maßnahme ließen sich in Sachsen etwa 2.753 t CO₂-Äquivalent einsparen.

Tabelle 165: Potenzial der THG-Minderung im Bereich Milchpumpen

CO ₂ -Emissionen gesamt	Konventionelle Vakuumpumpe		Frequenzgesteuerte Vakuumpumpe		Summe	
	[t CO ₂]	[MWh]	[t CO _{2e}]	[MWh]		[t CO _{2e}]
Ist-Stand		12.261	6.883	5.757	3.232	10.114
100 % Umstellung auf frequenzgesteuerte Vakuumpumpen		-	-	13.114	7.361	7.361

Die Milchkühlung stellt mit etwa 26 % (NESER et al. 2012) des Gesamtstrombedarfs eines Milchviehbetriebes den größten Stromverbraucher dar. In Tabelle 166 sind die praxisüblichen Kühlverfahren zusammengefasst. Der spezifische Energieverbrauch einer Eiswasserkühlung liegt zwar leicht über dem einer Direktkühlung, allerdings können Eiswasserkühler in Betrieben mit elektrischer Leistungsmessung die Lastspitzen senken, indem ein Kältereservoir in Zeiten geringer Stromabnahme geschaffen wird. Dies führt allerdings nur zu einer Kosten- und keiner Verbrauchsreduzierung. Bei Vorkühlern ist neben der energetischen Einsparung der Mehrverbrauch an Wasser zu beachten.

Tabelle 166: Einsparpotenzial Kühlverfahren

Verfahren	Strombedarf [Wh/l]
Direktkühlung	20
Eiswasserkühlung	24
Vorkühlung mit Direktkühlung	10 (+2 l Wasser/l Milch)

Quelle: VdLWK (2009)

Ausgehend vom Ist-Stand der Kühlverfahren in der sächsischen Milchviehhaltung (mdl. Mittlg. DASSLER 2013) können folgende Szenarien zur THG-Einsparung abgeleitet werden (siehe Tabelle 167):

Tabelle 167: Potenzial der THG-Minderung durch Umstellung auf effiziente Kühlverfahren

CO ₂ -Emissionen gesamt	Direktkühlung		Eiswasserkühlung		Vorkühlung mit Direktkühlung		Summe	
	[t CO ₂]	[MWh]	[t CO _{2e}]	[MWh]	[t CO _{2e}]	[MWh]		[t CO _{2e}]
Ist-Stand		16.237	9.115	6.745	3.786	3.044	1.709	14.610
100 % Umstellung der Eiswasserkühlung auf Direktkühlung		21.835	12.258	-	-	3.044	1.709	13.967
100 % Umstellung auf Vorkühlung mit Direktkühlung		-	-	-	-	14.093	7.912	7.912

Bei einem kompletten Einsatz von Systemen mit Vorkühlung kann somit eine maximale Einsparung von etwa 6.698 t CO₂-Äquivalent abgeschätzt werden. Die Reinigung der Melkanlagen bietet weitere Einsparpotenziale (etwa 15 % des Gesamtstrombedarfs). Für diesen Bereich können nur qualitative Aussagen getroffen werden, weil in der Literatur keine belastbaren Zahlen vorhanden sind. Tabelle 168 zeigt einen qualitativen Überblick über die möglichen Reinigungsverfahren sowie deren Verbrauch an Strom und Wasser.

Tabelle 168: Reinigungsverfahren für Melkanlagen

Verfahren	Stromverbrauch	Wasserverbrauch	Anteil in Sachsen (DASSLER 2013)
Zirkulationsreinigung	0	-	95,4 %
Kochendwasserreinigung	-	-	4,6 %
Wannenspülung	++	0	k. A.
Stapelreinigung	+	+	k. A.

++ sehr niedrig + niedrig 0 durchschnittlich - hoch

Quelle: VdLWK (2009)

Wird die in Tabelle 168 dargestellte Ausstattung sächsischer Milchviehbetriebe zugrunde gelegt (mdl. Mittlg. DASSLER 2013), so ist auch im Bereich der Reinigungsverfahren ein deutliches THG-Minderungspotenzial erkennbar.

Ferkelerzeugung/-aufzucht

In der Ferkelerzeugung lassen sich grundsätzlich zwei Systeme der Beheizung unterscheiden. Zum einen gibt es Systeme, die den gesamten Raum aufheizen (Raumheizung), zum anderen werden Zonenheizungssysteme eingesetzt.

Tabelle 169: Energiebedarf Ferkelnest bis zum 21. Lebenstag

Verfahren	IST-Stand Heizsysteme Sachsen (MEYER 2013) [%]	Energiebedarf pro Wurf
Elektroinfrarotstrahler	10 (als alleinige Wärmequelle)	98 kWh _{el.}
Gasinfrarotstrahler	-	243 kWh _{th.}
Kunststoffplatten elektrisch	5	43 kWh _{el.}
Polymerbetonplatten Warmwasser	85 (z. T. auch Kunststoffplatten)	64 kWh _{el.}

Quelle: FELLER (2005)

Nach Abschätzung von MEYER (mdl. Mittlg. 2013) werden in Sachsen etwa 85 % der Ferkelnester im Abferkelbereich mit warmwasserbetriebenen Polymer- und Kunststoffplatten beheizt. Nur etwa 5 % der Betriebe nutzen elektrisch beheizte Systeme. Zur alleinigen Beheizung des Abferkelbereichs kommen in etwa 10 % der Betriebe Elektroinfrarotstrahler zum Einsatz.

Welches Heizsystem (Zonen- oder Raumheizung) energetisch sinnvoller ist, hängt stark von den Betriebsbedingungen ab. Untersuchungen von BÜSCHER (2008) zeigten, dass eine schlecht eingestellte Zonenheizung (Warmwasser-Kunststoff-Heizelemente) bis zu 80 % mehr Energie verbraucht als eine Raumheizung (Gaskanone). Dagegen weist WEBER (2009) qualitativ einen geringeren Energieverbrauch von Zonenheizungen aus.

Aufgrund der Tatsache, dass inzwischen fast alle Sauenanlagen in Sachsen eine Biogasanlage betreiben, ist Warmwasser meist im Überfluss vorhanden. Eine Umstellung auf energieeffizientere, elektrisch beheizte Kunststoffplatten ist daher unrealistisch. Somit besteht das THG-Minderungspotenzial im Abferkelbereich bei der Umstellung der Elektroinfrarotstrahler auf eine Zonenheizung. Ausgehend vom Bestand an Zuchtsauen (StaLa SN 2011f) und 2,3 Würfen pro Sau und Jahr (LfULG 2011b) kann von folgendem THG-Minderungspotenzial ausgegangen werden:

Tabelle 170: Potenzial der THG-Minderung durch Umstellung auf effiziente Ferkelneistbeheizung

CO ₂ -Emissionen gesamt	Elektroinfrarotstrahler		Kunststoffplatten elektr.		Polymerbetonplatten Warmwasser		Summe [t CO ₂ e]
	[MWh]	[t CO ₂ e]	[MWh]	[t CO ₂ e]	[MWh]	[t CO ₂ e]	
Ist-Stand	1.668	935	366	205	9.259	2.398	3.538
100 % Umstellung der Elektroinfrarotstrahler auf Polymerbetonplatten (Warmwasser)	-	-	366	205	10.347	2.680	2.885
100 % Umstellung der Elektroinfrarotstrahler auf Kunststoffplatten (elektrisch)	-	-	1.097	615	9.259	2.398	3.013

Maximal könnten somit durch Umstellung im Abferkelbereich etwa 653 t CO₂-Äquivalente eingespart werden.

Ein Großteil der Wärme in Schweineställen geht allerdings über die Lüftungsanlage verloren. Um einen Teil dieser Wärme zurückzugewinnen, können Luft-/Luft-Wärmetauscher eingesetzt werden. Aufgrund von Staubbelastungen und Kondensation von Wasser an den Kontaktflächen kann es zu starken Verschmutzungen der Wärmetauscher kommen, wodurch auch die Rückwärmzahl in einem niedrigen Bereich liegt (ca. 30 %) (BÜSCHER 2008). Neuere Wärmetauscher sind mit selbstreinigender Sprühtechnik ausgestattet, um Verschmutzungen regelmäßig zu entfernen. Davon ausgehend, dass 70 % der Wärmeenergie in der Ferkelaufzucht zum Ausgleich von Lüftungswärmeverlusten benötigt werden, ließen sich durch den Einsatz von Wärmetauschern somit in Sachsen etwa 4.100 t CO₂-Äquivalent einsparen. Dabei wurde angenommen, dass 90 % der Betriebe bisher kein Wärmerückgewinnungssystem installiert haben.

Eine weitere Möglichkeit der Wärmeeinsparung bietet eine gute Wärmedämmung der Wände und des Daches. Es sollte darauf geachtet werden, dass das Dämmmaterial eine Wärmeleitfähigkeit von 0,4 W/m²K nicht überschreitet. Nach BÜSCHER (2008) können mit dieser Maßnahme etwa 9 % der Wärme eingespart werden. Dies würde für Sachsen ein maximales THG-Einsparpotenzial von etwa 1.400 t CO₂-Äquivalent bedeuten.

Die genannten Maßnahmen im Bereich der Ferkelerzeugung und -aufzucht stellen ein theoretisches Potenzial dar. Die meisten großen Sauenanlagen verfügen bereits über eine angeschlossene Biogasanlage, welche zur Wärmeversorgung der Ställe eingesetzt wird. Wie viele Anlagen dies tatsächlich betrifft und wie groß der Anteil der jeweiligen Wärmeversorgung ist, lässt sich jedoch ohne konkrete Erhebungen nicht darstellen.

Gartenbau

Im Gartenbau wird etwa 90 % des Wärmebedarfs im Unterglasanbau benötigt. In Tabelle 171 sind Maßnahmen zur Energieeinsparung im Unterglasgartenbau zusammengestellt. Das maximale Einsparpotenzial für die jeweiligen Maßnahmen wurde auf Grundlage des Ist-Standes der Gewächshaustechnik (LfULG 2007a) ermittelt.

Tabelle 171: Zusammenstellung von Einsparmaßnahmen im Unterglasgartenbau

Maßnahme	Anteil bereits umgesetzter Effizienzmaßnahmen (LfULG 2007a)	max. Einsparpotenzial [%]	max. Einsparpotenzial [t CO ₂ e]
Gewächshäuser in Blockbauweise	40 % der Gewächshausflächen älter als 25 Jahre	24	-
Undichtigkeiten und Kältebrücken beseitigen		10	1.157
Isolier- und Spezialverglasung	14,5 %	7-18	2.061
Energieschirm	55 %	20-40	2.603
Einsatz Klimacomputer	55 %	10-30	1.735

Maßnahme	Anteil bereits umgesetzter Effizienzmaßnahmen (LfULG 2007a)	max. Einsparpotenzial [%]	max. Einsparpotenzial [t CO ₂ e]
Messfühler richtig platzieren und warten	-	5-10	964
Einsatz Brennwertkessel	8 %	15	2.661
Einsatz alternativer Energieträger	7,8 %	-	-
Gesloten Kas (Abgeschlossene Gewächshäuser)	-	30	-
CO ₂ -Düngung	8,3 %	5	884
Geschlossene Bewässerungssysteme	-	50 (Wasser)	-

Quelle: LfULG (2007a); PLANER et al. (2007)

Etwa 40 % der Gewächshäuser in Sachsen sind älter als 25 Jahre (LfULG 2007a), wodurch im Hinblick auf die Bausubstanz ein großes Optimierungspotenzial besteht. Undichte oder kaputte Scheiben und schadhafte Verkittung können den Wärmebedarf im Einzelfall bis zu 20 % erhöhen. Weiterhin sollte vor allem auch im Neubau auf die Vermeidung von Kältebrücken geachtet werden. Zur Reduzierung des Oberflächen-Grundflächen-Verhältnisses und des damit verbundenen niedrigeren Wärmeverlustes über die Außenwände sollten Neubauten immer in Blockbauweise ausgeführt werden.

Ein weiteres großes Einsparpotenzial besteht im Einsatz von Energieschirmen in Gewächshäusern. In Sachsen werden derzeit noch etwa 45 % der Gewächshäuser ohne Energieschirm betrieben. Entscheidend sind dabei die Wahl eines geeigneten Materials und eine sachgerechte Installation. Das Material sollte folgende Eigenschaften aufweisen (LfULG 2007a):

- hoher Reflexionsgrad
- geringer Transmissionsgrad für langwellige Strahlung
- geringe Luftdurchlässigkeit

Zur Senkung des Energiebedarfs ist der Einsatz von Klimacomputern zu empfehlen. Hiermit lassen sich verschiedene dynamische Regelstrategien (z. B. Cool Morning, Warm Evening, Temperatursummenregelung) realisieren, welche im Gegensatz zur statischen Regelung keine konstanten Temperaturen einstellt.

Im Bereich der Wärmebereitstellung sind weitere Effizienzpotenziale zu finden. Die in sächsischen Gewächshäusern betriebenen Heizkessel sind zu etwa 50 % älter als 10 Jahre, Brennwerttechnik ist nur zu etwa 8 % installiert (LfULG 2007a). Durch den Ersatz eines konventionellen Kessels durch einen Brennwertkessel lässt sich in Verbindung mit einem hydraulisch abgeglichenen System aus Erfahrungswerten der Jahresnutzungsgrad der Heizungsanlage um etwa 15 % erhöhen. Die Wahl des Energieträgers spielt bei Erneuerung der Heizungsanlage ebenfalls eine entscheidende Rolle bezüglich der Minderung von THG-Emissionen. Bei räumlicher Nähe sollte hier die Nutzung von Abwärme aus Biogasanlagen in Betracht gezogen werden. Ebenso kommen Biomassefeuerungsanlagen in Frage (z. B. Holzhackschnitzel, halmgutartige Biomasse). Diese Brennstoffe bieten den Vorteil des geringeren THG-Potenzials, wobei deren Einsatz auch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten betrachtet werden muss.

Ein neues Konzept der Gewächshausklimatisierung wurde in den Niederlanden entwickelt. Das „Gesloten Kas“-System nutzt dabei die Speicherkapazität von Grundwasserleitern mit einer maximalen Fließgeschwindigkeit von 1 m/Jahr (VAN SORGEN-MERHOLZ 2003). Im Sommer wird über ein Wärmetauschersystem überschüssige Wärme in den Grundwasserleiter abgegeben und die niedrige Temperatur des Grundwassers zur Kühlung des Gewächshauses verwendet. Im Winter wird die im Grundwasser gespeicherte Wärme mittels einer Wärmepumpe zur Beheizung des Gewächshauses genutzt.

Allgemeine Effizienzmaßnahmen

Beleuchtung

Es ist davon auszugehen, dass in der sächsischen Landwirtschaft nur vereinzelt energieeffiziente Leuchtmittel eingesetzt werden. Trotz des vergleichsweise geringen Anteils der Beleuchtung am Gesamtenergieverbrauch in landwirtschaftlichen Betrieben bestehen z. T. erhebliche Einsparpotenziale. Vor allem in Rinder- und Milchviehställen sind derzeit hauptsächlich Leuchtstoffröhren eingesetzt. Zur Einhaltung der Tierschutznutztierhaltungsverordnung ist für Rinder- und Schweineställe eine Mindestbeleuchtungsstärke von 80 Lux einzuhalten. Um diese Anforderungen zu erfüllen, sind alternative Systeme deutlich energiesparender (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2012). Für den Direktaustausch von Leuchtstoffröhren sind derzeit von mehreren Anbietern sogenannte Retrofit-LED auf dem Markt. Bei höheren Ställen ist auch der Einsatz von LED-Strahlern oder Natriumdampflampen möglich. Hierbei kann die Zahl der Leuchtmittel im Vergleich zu Leuchtstoffröhren gesenkt werden. Für einen theoretischen Milchviehbetrieb mit 160 Kühen sind in Tabelle 172 die verschiedenen Beleuchtungssysteme gegenübergestellt:

Tabelle 172: Vergleich der Beleuchtungssysteme für einen Milchviehbetrieb mit 160 Kühen

	Leuchtstofflampen	Natriumdampflampen	LED-Strahler
el. Anschlusswert [W]	71	250	100
Lichtausbeute [lm/W]	85	140	110
Install. Leistung [W/m ²]	3,2	1,9	1,2
Anzahl Leuchtmittel	96	14	22
Lebensdauer [h]	20.000	30.000	60.000

Quelle: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2012

Wird davon ausgegangen, dass durchschnittlich etwa 15 % der Elektroenergie in sächsischen Landwirtschaftsbetrieben für die Beleuchtung verwendet werden und etwa 60 % der Energie bei Umstellung auf LED eingespart werden kann, ist folgendes THG-Minderungspotenzial abzuleiten:

Tabelle 173: THG-Minderungspotenzial im Bereich Beleuchtung

CO₂-Emissionen gesamt

	[GWh]	[t CO ₂ e]
Ist-Stand (Annahme: 90 % konventionelle Beleuchtung)	35,3	17.386
100 % Umstellung LED-Technik	14,1	6.954

Heizungstechnik

Im Bereich der Heizungstechnik wird davon ausgegangen, dass in der gesamten Landwirtschaft ähnliche Verteilungen der Kesselsysteme wie im Unterglasgartenbau vorliegen (etwa 50 % der Heizkessel sind älter als 10 Jahre). Der Austausch von konventionellen Heizkesseln durch Brennwertkessel bietet dabei die größten Einsparmöglichkeiten (etwa 15 %), wenn eine zusätzliche Durchführung eines hydraulischen Abgleichs stattfindet. Dabei werden alle Wärmeabnehmer (z. B. Heizkörper) über Ventilvoreinstellungen so abgeglichen, dass diese mit der geforderten Wärmemenge versorgt werden, um die gewünschte Raumtemperatur zu erreichen. Folgende Einsparmöglichkeiten sind im Bereich der Heizungstechnik/Wärmebereitstellung in Sachsen zu erwarten:

Tabelle 174: THG-Minderungspotenzial im Bereich Heizungstechnik/Wärmebereitstellung

CO ₂ -Emissionen gesamt	Heizkessel älter als 10 Jahre	
	[GWh]	[t CO ₂ e]
Ist-Stand	87,7	56.105
100 % Umstellung auf moderne Brennwert- oder NT-Technik i. V. mit hydraulischem Abgleich	74,5	47.689

Das THG-Einsparpotenzial im Bereich der Heizungstechnik liegt somit bei etwa 8.400 t CO₂-Äquivalent (15 % vom IST-Stand) beim Austausch von Kesselsystemen. Zusätzlich sind Elektroenergieeinsparungen durch regelbare Hocheffizienzpumpen und energieeffiziente Regelstrategien möglich.

Energieberatung in der Landwirtschaft

Betriebe in der sächsischen Landwirtschaft sowie Betreiber von Biogasanlagen nutzen in der Praxis i. d. R. keine unabhängige Energieberatung, sondern werden eher von Anlagen- und Komponentenherstellern über deren Ansätze zu Energieeinsparungen informiert. Die Bewertung einer Verhältnismäßigkeit von Energieeinsparinvestitionen oder alternativer Maßnahmen und Systeme kann i. d. R. durch den Unternehmer nicht bewerkstelligt werden. Ein Lösungsansatz hierfür ist die Inanspruchnahme unabhängiger Beratungsleistungen spezialisierter Energieberater. Im Bereich der gewerblichen Wirtschaft werden spezialisierte Energieberatungen bereits erfolgreich durchgeführt und können durch erreichte Einsparungen bei Maßnahmenumsetzung bestätigt werden. Die Entwicklung eines qualitätsgesicherten Beratungsstandards durch die Sächsische Energieagentur (SAENA), die die Ergebnisse speziell qualifizierter Energieberater in Form des sogenannten Sächsischen Gewerbeenergiepasses (SäGEP) bestätigt (SAENA 2009), ist ein Beispiel für die Umsetzung unabhängiger Energieberatungsstandards im Bereich der gewerblichen Wirtschaft.

Ein anderer Beratungsstandard, der jedoch deutlich geringere Anforderungen an die Qualifikation unabhängiger Energieberater stellt, wird durch die KfW-Bank im Rahmen des Programms „Energieberatung Mittelstand“ für kleine und mittelständische Betriebe definiert. Die Inanspruchnahme unabhängiger Beratungsleistungen im gewerblichen Bereich wird durch vorhandene Bundes- und Länderprogramme gefördert, die sowohl Beratungsleistungen als auch ausgewählte Investitionskosten von Energieeffizienzmaßnahmen anteilig fördern. Beispiele hierfür sind die Beratungsförderungen der KfW für Initial- und Detailberatungen zur Energieeffizienz, die BAFA-Förderung energieeffizienter Querschnittstechnologien sowie das Energie- und Klimaschutzprogramm des Freistaates Sachsen. Landwirtschaftliche Betriebe sowie gewerbliche Betreiber von Biogasanlagen sind nach derzeitigem Stand nicht förderberechtigt. Es sollte geprüft werden, inwiefern diese Interessengruppe in bestehende Anreizsysteme integriert werden können oder ob ggf. spezielle Fördermöglichkeiten mit dem Ziel der Verbesserung der Energieeffizienz geschaffen werden können. Förderanreize zu Investitionen in energieeffiziente Anlagentechnik könnte z. B. in der Größenordnung von bis zu 0,5 € Investitionsförderung/jährlich eingespartes kg CO₂ liegen (Bemessungsgrundlage nach EuK-RL des Freistaates Sachsen), wobei je nach Technologie die anteilige Förderung begrenzt werden sollte. In aufbauenden Forschungsprojekten sollten Standards für die Energieberatung in der Landwirtschaft erarbeitet werden, weil viele Technologien übergreifend eingesetzt werden.

Sonstiges

Zur besseren Auswertung und Feststellung eines IST-Standes sowie der Wirksamkeit umgesetzter Maßnahmen wird empfohlen, im Rahmen der Erhebung der Buchführungsergebnisse in der sächsischen Landwirtschaft durch das SMUL die Energieverbräuche (Strom, Brennstoffe, Diesel) zu erfassen. In diesem Zusammenhang sollten auch Kenndaten zur Nutzung von Biogasanlagen landwirtschaftlicher Betriebe abgefragt werden.

Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzleistung/Maßnahmen

- **Wirksamkeit (Senkung der Emission/Produkteinheit):** abhängig von den jeweiligen Maßnahmen
- **Kosten je vermiedene Tonne CO₂-Äquivalent:** Energieeffizienzmaßnahmen verursachen nur bei ausschließlicher Betrachtung der Investitionskosten für die Vermeidung von CO₂-Äquivalenten. Über die Lebensdauer der jeweiligen Anlage (Effizienzmaßnahme) gesehen entsteht durch den geringeren Energiebezug i. d. R. ein betriebswirtschaftlicher Vor-

teil. Langfristig gesehen (abhängig vom gewählten Betrachtungszeitraum) entstehen somit keine Kosten für die Vermeidung von Treibhausgasen.

- **Synergien/Dyssynergien im Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft:** keine
- **Dauerhaftigkeit:** bei sachgerechter Umsetzung der Maßnahmen gewährleistet
- **Verlagerungs-/Verdrängungseffekte:** keine
- **Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand:** Bei Investitionsförderungen von Energieeffizienzmaßnahmen kann eine Kontrolle der Wirksamkeit durch temporäre oder stationäre Messtechnik realisiert werden.
- **Eignung für Emissionshandel:** Die Maßnahme ist nicht für den Emissionshandel geeignet.
- **Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft:** Maßnahmen im Bereich der Energieeffizienz wirken sich durch geringere Energiebezugskosten langfristig positiv auf die betriebliche Wettbewerbsfähigkeit aus.

Fazit

Hinsichtlich eines effizienten Energieeinsatzes zeigen alle Bereiche der sächsischen Landwirtschaft (Ackerbau, Tierhaltung, Gartenbau) hohes Einsparpotenzial. Die Angabe eines maximalen THG-Einsparpotenzials ist hierbei schwierig, weil Kombinationen von Effizienzmaßnahmen (z. B. Installation Energieschirm und Einbau Spezialverglasung im Unterglasgartenbau) nicht automatisch zu einer Addition des jeweiligen Minderungspotenzials der Einzelmaßnahme führen. Zusammenfassend kann im Bereich der Energieeffizienz von einem THG-Einsparpotenzial von 15–30 % ausgegangen werden. Für die einzelnen Energieträger können in Summe folgende THG-Minderungspotenziale abgeschätzt werden:

Tabelle 175: THG-Minderungspotenzial im Bereich Energieeffizienz

Energieträger	Relatives Potenzial [%]	Absolutes Potenzial [t CO ₂ e/a]
Diesel	6	19.500
Brennstoff	20	19.700
Strom	17	20.536

Um flächendeckend über Möglichkeiten der Energieeinsparung zu informieren, fehlt es in Sachsen noch an einem Netzwerk spezialisierter landwirtschaftlicher Energieberater zur Unterstützung der Unternehmen. Um Energieberatungen für Landwirte attraktiv zu machen, sind die Einrichtung von Beratungs- und Investitionsförderprogrammen im Bereich der Energieeffizienz in der Landwirtschaft zu empfehlen.

3.2.2 Energetische Biomassenutzung

3.2.2.1 Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen

THG-Minderungen durch die Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen lassen sich im Grundsatz über zwei Ansätze erreichen:

- **Neubau oder Erweiterung von Biogasanlagen**
 - Biogasanlagen mit BHKW und Verstromung vor Ort
 - Biomethananlagen (Biogasanlagen mit Gasaufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz, Verwertung des Biomethans in KWK, als Brennstoff zur Wärmebereitstellung als Fahrzeugkraftstoff)
- **Optimierung bestehender Biogasanlagen**

Nachfolgend soll zum einen das theoretisch betriebswirtschaftlich erschließbare Potenzial des Zubaus von Biogasanlagen mit landwirtschaftlicher Substratbasis (Wirtschaftsdünger, nachwachsende Rohstoffe, biogene Reststoffe) abgeschätzt werden, zum anderen das Potenzial von Effizienzmaßnahmen im Anlagenbestand. Die Abschätzungen zu Entwicklungsszenarien basieren jeweils auf dem im Kapitel 2.2.2.2 dargestellten IST-Stand des Jahres 2010 und berücksichtigen (insbesondere in Bezug auf den Anfall von Wirtschaftsdüngern) keine Veränderung der Tierbestandszahlen oder der Größenverteilung von Tierhaltungsbetrieben.

Neubau oder Erweiterung bestehender Biogasanlagen

Gesetzgeberische und wirtschaftliche Randbedingungen

Die unternehmerische Entscheidung zur Errichtung einer Biogasanlage setzt einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb voraus. Dieser wird zu einem großen Anteil durch die Randbedingungen definiert, die durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) in der jeweils gültigen Fassung für die Vergütung von Strom aus Biogas vorgegeben werden, weitere wichtige Einflussgrößen sind der Grad einer externen Abwärmenutzung sowie die Kosten für nachwachsende Rohstoffe als Eingangssubstrate. Die Entwicklungen der zurückliegenden Jahre zeigen deutlich, dass insbesondere die gesetzlichen Randbedingungen durch das EEG die deutlichsten Auswirkungen auf die Entwicklung neuer Biogasanlagen haben. Insofern können Prognosen einer zukünftigen Anlagenentwicklung nur vage unter Berücksichtigung geltender gesetzlicher Rahmenbedingungen und aktueller politischer Diskussion abgeleitet werden. Theoretische Potenziale einer Nutzung von Wirtschaftsdüngern zum Einsatz in Biogasanlagen lassen sich mit größerer Genauigkeit über Tierbestands- und Betriebsgrößen abschätzen. Anhand der gesamtdeutschen Entwicklung von Biogasanlagen (Anzahl bzw. gesamt installierte elektrische Leistung) lassen sich Änderungen gesetzlicher Randbedingungen mit ihren unmittelbaren Auswirkungen auf die Errichtung neuer Biogasanlagen darstellen. Die gesamtdeutsche Entwicklung (siehe Abbildung 94) ist im Grundsatz auch auf sächsische Verhältnisse übertragbar, hierfür liegen jedoch keine vollständigen Erhebungen über den gesamten Anlagenbestand vor. Die in Abbildung 94 angegebenen Zahlen zur installierten elektrischen Leistung umfassen sowohl BHKW vor Ort an der Biogasanlage als auch Erdgas-BHKW, die ins Erdgas eingespeistes Biogas („Biomethan“) verwerten.

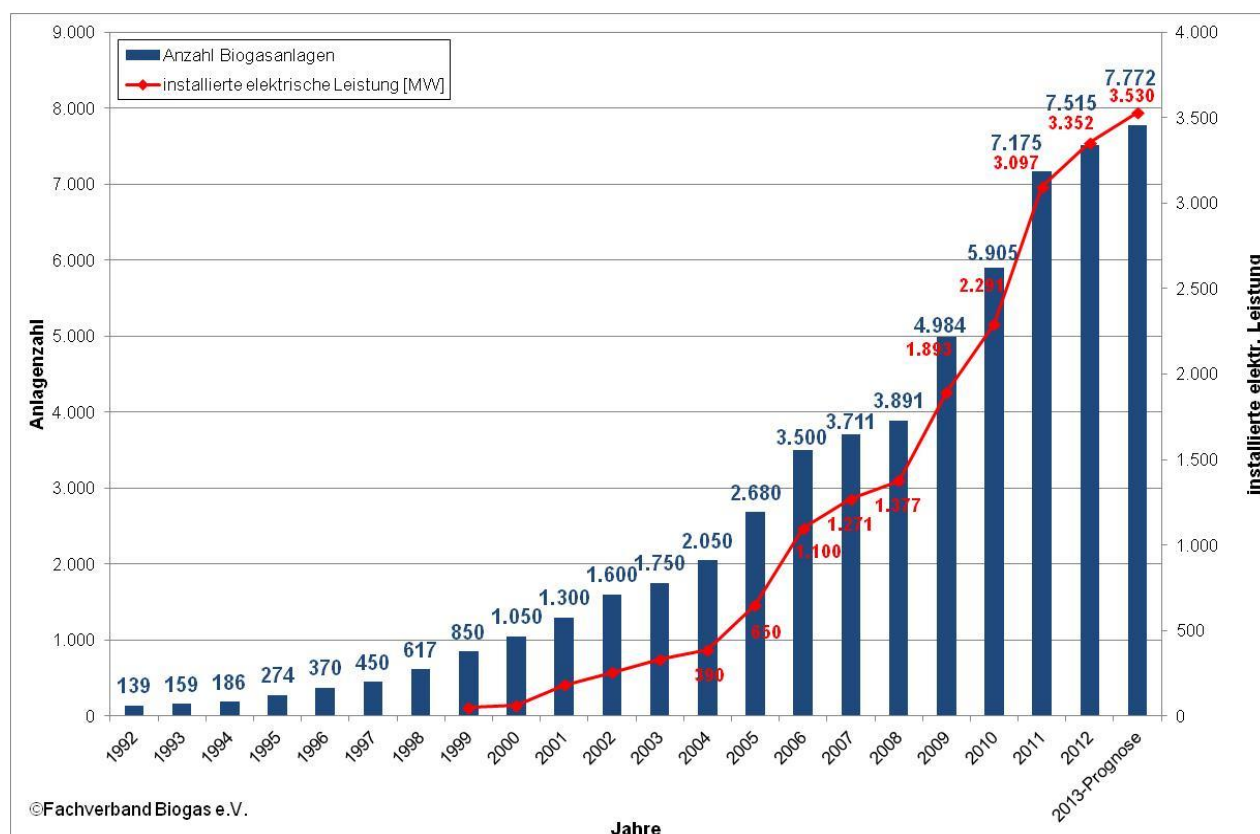


Abbildung 94: Entwicklung der Anzahl von Biogasanlagen und der gesamten installierten elektrischen Leistung in Deutschland (Stand 05/2013)

Quelle: Fachverband Biogas e. V. (2013)

In Sachsen werden (Stand 05/2013) ca. 235 Biogasanlagen mit einer installierten elektrischen Gesamtleistung von ca. 103 MW_{el} betrieben (BRÜCKNER 2013b). In Bezug auf das Referenzjahr 2010 entspricht dies einem zahlenmäßigen Anlagenzubau von ca. 24 %. Damit liegt die Entwicklung in Sachsen etwas unter der bundesdeutschen Entwicklung (Zuwachs von ca. 32 % in diesem Zeitraum). Nur drei der 235 sächsischen Biogasanlagen sind dem Segment „Gülleanlagen 75 KW_{el}“ zuzuordnen (BRÜCKNER 2013b). Zusätzlich wurden in o. g. Zeitraum (Stand August 2013) in Sachsen insgesamt sieben gewerbliche Biomethananlagen errichtet, die aufbereitetes Biogas in das Erdgasnetz mit einer installierten Leistung von ca. 4.750 Nm³/h Biomethan einspeisen (DENA 2013a; ergänzt durch MOCZIGEMBA 2013). Dies entspricht einem installierten elektrischen Leistungsäquivalent von ca. 19 MW und einer geschätzten Einspeiseleistung von ca. 18 MW.

Ein differenziertes Bild zur Anlagenentwicklung im Zusammenhang mit den gesetzlichen Rahmenbedingungen des EEG ergibt sich bei Darstellung jährlicher prozentualer Zuwächse der Biogasanlagenzahlen (siehe Abbildung 95). Es ist erkennbar, dass insbesondere durch die EEG-Novellen 2004 und 2009 positive Impulse für die Errichtung und den Betrieb von Biogasanlagen auf Wirtschaftsdünger- und nawaRo-Basis geschaffen wurden. Mit dem EEG (2004) wurde dies i. W. durch die Einführung der Boni für den nawaRo- und Wirtschaftsdüngereinsatz („nawaRo-Bonus“) und die Abwärmenutzung („KWK-Bonus“) erreicht. Durch die Änderungen des EEG (2009) erfolgte eine grundsätzliche Verbesserung der Vergütungsbedingungen sowie die Schaffung ergänzender Boni für den verstärkten Einsatz von Wirtschaftsdüngern bzw. Grüngut aus der Landschaftspflege und die Einhaltung strenger Abgasgrenzwerte für Formaldehyd („Luftreinhaltebonus“).

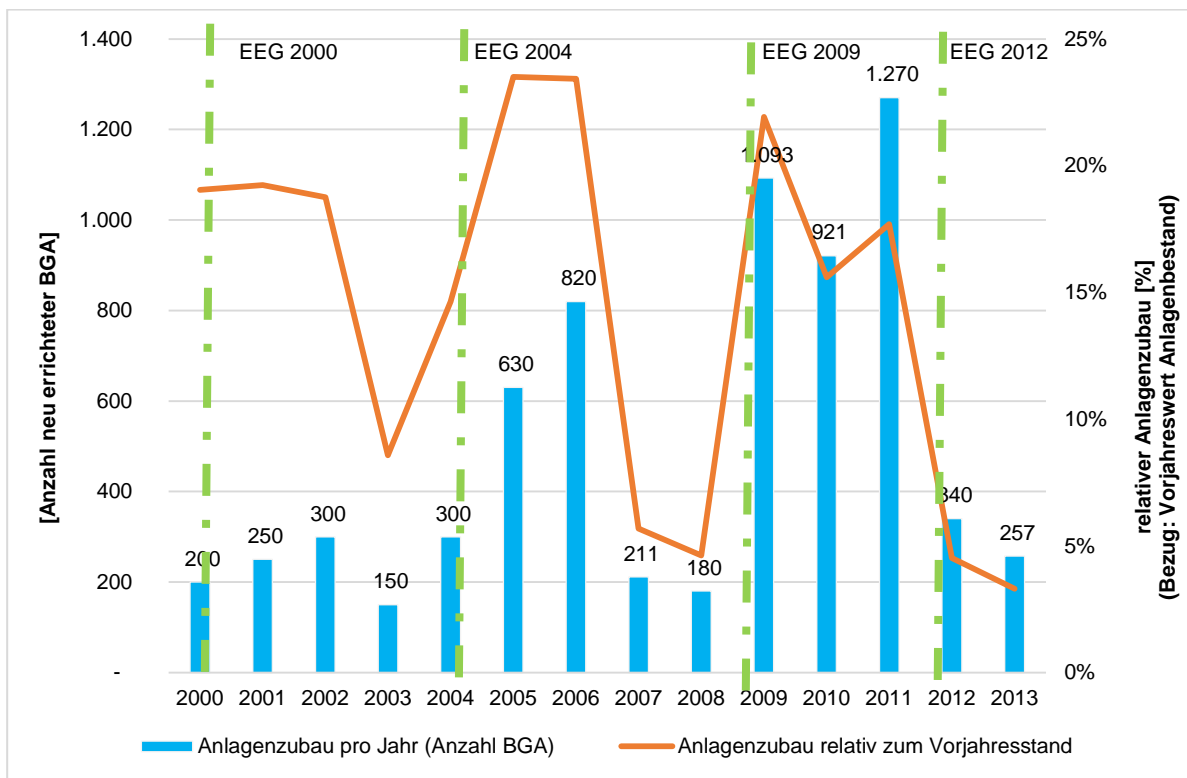


Abbildung 95: Entwicklung des jährlichen Zubaus von neuen Biogasanlagen in Deutschland (Stand 05/2013)
 Quelle: Fachverband Biogas e. V. (2013)

Die derzeit gültigen Rahmenbedingungen des EEG (2012) mit festgeschriebenen Anforderungen an den Anteil einer Mindestabwärmenutzung, die Begrenzung des Einsatzes von Mais und die Reduzierung möglicher Vergütungsboni (i. d. R. verbunden mit reduzierten Gesamtvergütungssätzen) spiegeln sich in der Entwicklung des gesamtdeutschen Anlagenbestands ab 2012 und der Prognose des Fachverbands Biogas e. V. für das Jahr 2013 wider. Eine Novellierung des EEG wird in der nächsten Legislaturperiode (nach September 2013) erwartet. Die aktuelle politische Diskussion lässt derzeit nicht erkennen, dass der Biogastechnologie eine tragende Rolle im Mix in einer sich ändernden Energieerzeugerstruktur im Sinne der „Energiewende“ zuerkannt wird, vielmehr geht „die Mehrzahl aller Studien und Szenarien zum künftigen Energiemix davon aus, dass der weitere Zubau der erneuerbaren Energien von Wind und Photovoltaik getragen wird und nur noch eine begrenzter Ausbau der Stromerzeugung aus Biogas sinnvoll ist“ (URBAN 2013). Für die Biogastechnologie

wird eher ein Rollenwechsel von einer kontinuierlichen Stromerzeugung hin zu Flexibilisierungsoptionen (Ausgleichs- und Regelenergie) diskutiert (ebd.) Nach Einschätzung des Fachverbandes Biogas e. V. ist das Ausbaupotenzial für Biogas in Deutschland hingegen bei weitem noch nicht ausgeschöpft und wird mit einer Erhöhung der elektrischen Arbeit aus Biogas von derzeit ca. 23 Mrd. kWh/a auf ca. 53 Mrd. kWh/a im Jahr 2030 angegeben (Fachverband Biogas e. V. 2013). Hierfür seien jedoch wesentliche rechtliche Bedingungen so anzupassen, dass Systemdienstleistungen erneuerbarer Energien im deutschen Stromnetz adäquat honoriert und diskriminierungsfrei zugelassen würden, müssten die EEG-Ausgleichsmechanismen grundlegend reformiert und bestimmte Anforderungen aus dem EEG entnommen (z. B. in Bezug auf den Einsatz von Gülle und nawaRo) und im Fach- und Ordnungsrecht verankert bzw. so angepasst werden, dass politische Zielvorgaben wie der verstärkte Einsatz von Wirtschaftsdüngern in BGA auch erreicht werden können (ebd.). Analog werden vom Fachverband Biogas e. V. Regelungen im EEG gefordert, die eine Einspeisung von zu Biomethan aufbereitetem Biogas aus Bestands- und Neuanlagen fördern sollen (ebd.).

Für Szenarien der Entwicklung des Anlagenbestands werden in dieser Studie deshalb eher konservative Ansätze gewählt, die im Wesentlichen auf einer Abschätzung zum theoretischen Potenzial wirtschaftlich erschließbarer Wirtschaftsdüngermengen als Eingangssubstrate für Biogasanlagen basieren.

Potenzialabschätzung wirtschaftsdüngerbasierter Biogasanlagen

Das theoretische Potenzial wirtschaftsdüngerbasierter Biogasanlagen lässt sich über die Größenverteilung des Tierbestands landwirtschaftlicher Betriebe abschätzen, weil wirtschaftliche Biogasanlagengrößen jeweils Mindestmengen an Wirtschaftsdüngern (Gülle) erfordern, die am Standort oder in unmittelbarer Nähe anfallen.

Aus den im Jahr 2010 gesamt angefallenen Wirtschaftsdüngermengen (in Abbildung 96 synonym dargestellt als Anteil absoluter N-Frachten des jeweiligen Tierbestands am Gesamtanfall) lässt sich erkennen, dass nur die Anfallmengen der Gülle von Milchkühen, Färsen, Mastschweinen und Sauen relevante Beiträge am Gesamtwirtschaftsdüngeranfall aufweisen. Güllemengen dieser Tiergruppen entsprechen 96 % des dargestellten Gülleanfalls und ca. 63 % der gesamt anfallenden (dargestellten) Wirtschaftsdüngermengen. Anfallmengen der Exkrememente von Schafen, Schweinen und Geflügel sind auf Grund der Geringfügigkeit der Anfallmengen (ca. 15 % der Gesamtmenge) in Abbildung 96 nicht enthalten.

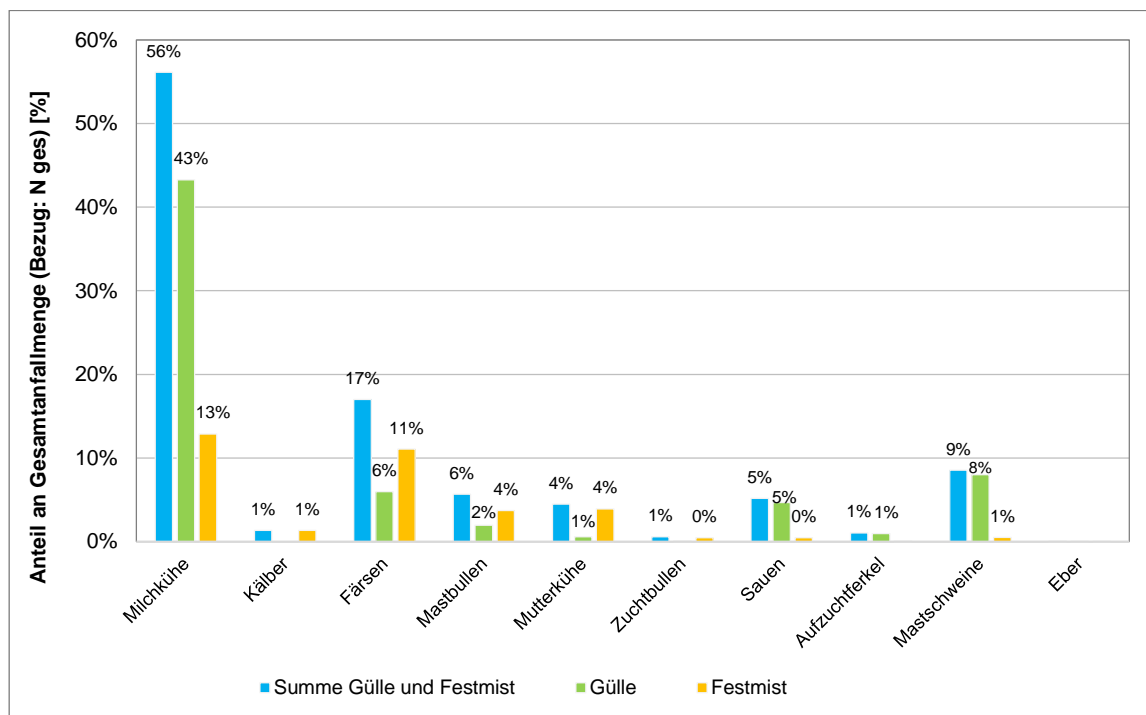


Abbildung 96: Anteile ausgewählter Tiergruppen am nutzbaren Wirtschaftsdüngeranfall (Bezug: Gesamtstickstoff in den Wirtschaftsdüngern nach Abzug möglicher Verluste auf der Weide), ohne Berücksichtigung des Wirtschaftsdüngeranfalls von Schafen, Pferden und Geflügel)

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der Zahlen von HAENEL et al. (2012)

Zur Abschätzung des theoretischen Potenzials technisch/wirtschaftlich nutzbarer Wirtschaftsdüngermengen werden dementsprechend Angaben zur Verteilung der Bestandsgrößen aller sächsischen Milchviehbetriebe und aller Schweinemast- und Sauenzuchtbetriebe des Basisjahres 2010 ausgewertet. Als wirtschaftlich erschließbare Untergrenze anfallender Wirtschaftsdüngermengen in Tierhaltungsbetrieben wird hierbei eine Betriebsgröße definiert, deren Anfallmenge an Gülle ausreichend ist, um eine 75-kW_{el}-Biogasanlage mit dem nach § 27b EEG (2012) geforderten Mindestmaß eines Wirtschaftsdüngeranteils von 80 % auszulasten. Diese Betrachtungen erfolgen unabhängig davon, ob eine Wirtschaftlichkeit solcher Anlagen im Einzelfall gegeben ist. Nach BACH (2013) zeigen sich in der Praxis unterschiedliche Bewertungen der Entwicklungspotenziale solcher Anlagen und der notwendigen Randbedingungen für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb. Mehr als ein Dutzend deutscher Hersteller bieten derzeit entsprechende Systemlösungen für 75kW_{el}-Gülleanlagen an (ebd.), die prognostizierten Zuwächse dieser Anlagengröße für das Jahr 2013 zeigen teilweise deutliche Steigerungen in Bezug auf das Jahr 2012. Eine wesentliche kostenrelevante Größe ergibt sich aus der Anforderung einer gasdichten Abdeckung des Gärrestlagers und der Einhaltung einer Mindestverweilzeit im gasdichten System von 150 Tagen nach EEG (2012) (BACH 2013).

Die Abschätzung notwendiger Mindest-Tierplatzzahlen zur Auslastungen dieser Klein-BGA wird anhand vereinfachter Randbedingungen abgeschätzt (siehe Tabelle 176). Daten zum oTM- und N-Anfall der Tiergruppen (vor Verlusten) wurden HAENEL et al. (2012) für das Jahr 2010 entnommen, Verluste durch Weidegang bei Milchkühen wurden berücksichtigt. Für den Anfall von Sauengülle wurde vereinfachend unterstellt, dass Gülle aus der Ferkelaufzucht im Betrieb mit verwendet werden kann, die Anteile wurden (in Bezug auf die N- und oTM-Frachten) im Verhältnis der Tierzahlen dem Gülleanfall der Zuchtsauen zugeschrieben. Damit erfolgt eine optimistische Bewertung des Wirtschaftsdüngeranfalls pro Tierplatz. In der Praxis könnten diese Zahlen bei sehr spezialisierten Betrieben auch niedriger ausfallen und sich damit Mindesttierzahlen für einen wirtschaftlichen Biogasanlagenbetrieb erhöhen. Als nachwachsender Rohstoff wurde für die Abschätzungen Silomais üblicher Qualität berücksichtigt. In der Praxis anzustreben wäre hier eine Mischung unterschiedlicher Energiepflanzen bzw. organischer Reststoffe aus dem Landwirtschaftsbetrieb (Futterreste, zweiter oder dritter Schnitt einer Grassilage o. ä.).

Tabelle 176: Berechnungsansätze zur Abschätzung eines Mindesttierbestands zur Auslastung von EEG-Gülleanlagen mit 75 kW elektrischer Leistung

Parameter	Wert
Mittlerer elektrischer Wirkungsgrad BHKW	34 %
Durchschnittliche Volllaststundenzahl der BHKW	7.800 Vbh/a
Methanausbeute Maissilage (32 % TM, oTM: 95 % der TM)	350 Nm ³ /t oTM
Gülleanfall pro Tierplatz (TP) Milchkuh 8 % TM, oTM: 80 % der TM)	22,5 t/a (entspricht ca. 1,44 t oTM/a bzw. 0,11 t N/a)
Methanausbeute Milchviehgülle	230 Nm ³ /t oTM
Gülleanfall pro Tierplatz Zuchtsau (inkl. Gülleanfall der zugehörigen Aufzuchtferkel, 5 % TM, oTM: 80 % der TM)	ca. 6,7 t/a (entspricht ca. 267 kg oTM/a bzw. 32 kg N/a)
Gülleanfall pro Tierplatz Mastschwein (6 % TM, oTM: 80 % der TM)	ca. 2 t/a (entspricht ca. 96 kg oTM/a bzw. 10 kg N/a)
Methanausbeute Schweinegülle (Zuchtsauen und Mastschweine)	250 Nm ³ /t oTM
Heizwert Methan	10 kWh/Nm ³

Tabelle 177 stellt die berechneten Mindestbestandszahlen vergleichend dar, die in etwa notwendig wären, um eine 75-kW_{el}-Biogasanlage mit dem nach EEG (2012) geforderten Mindestmaß eines Wirtschaftsdüngeranteils von 80 % auszulasten bzw. diese ausschließlich auf Wirtschaftsdüngerbasis zu betreiben.

Tabelle 177: Mindest-Tierbestandszahlen zur Auslastung von Gülle-BGA mit 75 kW installierter elektrischer Leistung

Tiergruppe	Mindestbestandszahl für BGA 75 kW _{el} mit 80 % Wirtschaftsdüngeranteil	Mindestbestandszahl für BGA 75 kW _{el} mit 100 % Wirtschaftsdüngeranteil
Milchkühe	ca. 187 Tierplätze	ca. 522 Tierplätze
Zuchtsauen*	ca. 705 Tierplätze	ca. 2.580 Tierplätze
Mastschweine	ca. 2.236 Tierplätze	ca. 7.190 Tierplätze

* inkl. Gülleanfall der Aufzuchtferkel

Für den sächsischen Bestand an Milchkühen als größter Emittent an Gülle wird nachfolgend beispielhaft gezeigt, welche Betriebsgrößen und Bestandszahlen theoretisch für die Auslastung einer EEG-Gülleanlage mit 75 kW_{el} geeignet sind. Weil keine Daten zur Verteilung der Aufstallungssysteme (Gülle, Festmist) innerhalb der sächsischen Betriebsgrößen vorliegen, werden vereinfachte Annahmen hierzu getroffen: Für Tierbestände mit mehr als 500 Milchkühen pro Betrieb wird eine reine Güllehaltung unterstellt, für Betriebe mit kleineren Bestandsgröße ein zunehmender Festmistanteil. Die resultierende Gesamtsumme des anfallenden Festmists von Milchkühen entspricht mit ca. 23 % Anteil an der Gesamtwirtschaftsdüngermenge der Milchkühe den Zahlen für 2010 nach HAENEL et al. (2012). Es wird unterstellt, dass Betriebe mit größeren Tierbestandszahlen grundsätzlich geeignet sind, um wirtschaftsdüngerbasierte Biogasanlagen (ggf. mit anteiligem Einsatz von nawaRo) zu errichten. Schätzungen des LfULG zufolge betreiben Milchviehbetriebe mit einer Größe von mehr als 500 Kühen eine Biogasanlage auf Güllebasis als Nebenanlage zur Tierproduktion, Betriebe mit mehr als 300 Kühen zu ca. 50 % (BRÜCKNER 2013a). Anhand der in Tabelle 176 dargestellten Berechnungsansätze und den abgeschätzten Einsatzmengen an Rindergülle (ausgedrückt als N der Gülle) lässt sich diese Größenordnung in etwa bestätigen. Gleichzeitig lässt sich das zusätzlich nutzbare Potenzial an Milchviehgülle über diese Aufstellung ableiten (beide Zahlen siehe Tabelle 178). Zur Vereinfachung der weiteren Berechnungen erfolgt die Angabe von Nutzungsmengen der Milchviehgülle in dieser Tabelle mit Bezug auf die N-Ausscheidungen der entsprechenden Tiere.

Tabelle 178: Abschätzung zum Anteil der Vergärung von Milchviehgülle im Referenzjahr 2010 und theoretisches Potenzial zur technischen/wirtschaftlichen Erschließung durch Gülle-Kleinanlagen 75 kW_{el}

Betriebsgröße (Anzahl Kühe)	bis 49	bis 99	bis 199	bis 299	bis 499	bis 749	bis 999	bis 1249	bis 1499	> 1500	Summe
Anzahl Betriebe*	549	231	113	74	100	47	19	14	12	6	1.165
Milchkühe*	10.371	15.712	15.565	18.464	38.821	28.303	16.975	15.359	16.318	11.123	187.011
Durchschnitt Kühe/Betrieb	19	68	138	250	388	602	893	1.097	1.360	1.854	161
Schätzung Anteil Gülle-systeme	5 %	20 %	40 %	60 %	90 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	77 %**
Anzahl Betriebe mit Güllehaltung	27	46	45	44	90	47	19	14	12	6	351

Abschätzung der Anzahl der Betriebe mit Biogasanlagen auf Basis von überwiegend Gülle und anteilige Nutzungsmenge

Referenzjahr 2010											
Anzahl Betriebe mit BGA	0	0	0	0	33	47	19	14	12	6	131
Gülle in BGA: Anteil von Anfall Milchviehgülle	0 %	0 %	0 %	0 %	37 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	70 %

Theoretisches Potenzial

Anzahl Betriebe mit BGA	0	0	0	44	90	47	19	14	12	6	232
max. Anteil Gülle in BGA: Anteil von Anfall Milchviehgülle	0 %	0 %	0 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	93 %

* Datenquelle: SCHWEDE (2013)

** Quelle Summenwert: HAENEL et al. (2012)

Aus Tabelle 178 lässt sich ableiten, dass max. 93 % der anfallenden Milchviehgülle auf Grund der Betriebsgrößenverteilung in Sachsen für eine Vergärung in BGA geeignet sein könnten. Dies entspräche in Bezug auf das Jahr 2010 einem Anlagenzuwachs von max. 100 BGA mit einer elektrischen Leistung von 75 kW bzw. einer deutlich niedrigeren Anzahl von Anlagen bei Unterstellung niedrigerer nawaRo-Anteile (< 20 %) neu zu errichtender Klein-Biogasanlagen. Für den theoretischen Fall, dass Betriebe nur Anlagen mit einem nawaRo-Anteil von 10 % am Substrateinsatz (wirtschaftliche Grenze ca. 300 Milchkühe) errichten, läge der maximale Anlagenzuwachs bei ca. 60 BGA. Für 75 kW_{el}-BGA, die ausschließlich auf Basis von Gülle betrieben werden sollten, besteht nach o. g. Schätzungen des Anlagenbestandes auf Grund notwendiger Mindesttierzahlen in Sachsen kein nennenswertes Ausbaupotenzial. Milchviehgülle bildet ca. 84 % des Gesamtgülleanfalls der Tiergruppe „Rinder“. Bei einem maximalen Potenzial der Milchviehgülle für die Biogaserzeugung von ca. 93 % entspricht dies einem Anteil am Gesamtpotenzial der anfallenden Rindergülle von ca. 78%. Für die weiteren Berechnungen wird vereinfachend unterstellt, dass max. 80 % der anfallenden Rindergülle theoretisch für eine wirtschaftliche Biogaserzeugung geeignet sein könnten. Das würde bedeuten, dass ca. 12,5% der Gülle anderer Rinder unter günstigen örtlichen Randbedingungen ein Potenzial für die Biogaserzeugung bietet.

Analoge Abschätzungen anhand der Betriebsbestandsgrößen von Schweinemast- und Sauenzuchtanlagen (SCHWEDE 2013) ergeben theoretische Potenziale zur Nutzung von ca. 73 % der anfallenden Mastschweinegülle und ca. 82 % der anfallenden Sauen- und Aufzuchtferkelgülle. Dies entspricht einem Gesamtpotenzial von ca. 77 % der 2010 anfallenden Schweinegülle. Weil die erfassten Betriebsgrößenverteilungen (insbesondere für größere Tierbestände) ein grobes Erfassungsraster aufweisen, ist die Genauigkeit dieser Abschätzungen im Vergleich zum Milchviehbestand als geringer einzuschätzen.

Die für Rinder- und Schweinegülle angesetzten Zahlen sind nur als maximale Potenziale zu verstehen. Es ist davon auszugehen, dass der tatsächliche Anlagenzubau diese Werte unterschreiten wird. Es wird deutlich, dass insbesondere das Potenzial für die Errichtung größerer BGA auf Wirtschaftsdüngerbasis weitgehend ausgeschöpft ist und ein Anlagenzubau nur im Segment der Klein-Biogasanlagen in größerem Umfang erfolgen könnte. Die Errichtung größerer Biogasanlagen wäre nur bei überwiegendem Einsatz energiereicher nachwachsender Rohstoffe möglich. Insbesondere vor dem Hintergrund steigender Rohstoffpreise werden diese Entwicklungsoptionen als vergleichsweise schwierig bewertet und sind stärker von projektkonkreten betrieblichen Randbedingungen abhängig.

Weil für anfallenden Geflügeltrockenkot bzw. Rinderfestmist unterstellt wird, dass diese für die Biogaserzeugung i. d. R. nur als Ko-Fermente zu Gülle und nachwachsenden Rohstoffen zugegeben werden (soweit betrieblich möglich), erfolgt eine pauschale Abschätzung des technisch/wirtschaftlichen Potenzials. Für die Berechnungen wird unterstellt, dass etwa 50 % mehr feste Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen eingesetzt werden können, als dies für das Jahr 2010 ermittelt wurde.

Für die weiteren Potenzialabschätzungen wird die Annahme getroffen, dass der bislang unterstellte Mix des sächsischen Anlagenbestands (ca. 30 % nawaRo, ca. 70 % Wirtschaftsdünger) erhalten bleibt. Aufgrund der derzeit gültigen Randbedingungen des EEG (2012) wird abgeschätzt, dass der Einsatz von Energiepflanzen zu einem geringen Maße durch Zubau reiner nawaRo-Biogasanlagen (i. d. R. mit Gasaufbereitung und Einspeisung, deren Entwicklung separat abgeschätzt wird) und zu einem überwiegenden Anteil durch Biogasanlagen mit einem nawaRo-Anteil zwischen 20 und 40 % erfolgen wird. Der 40 %-Schwellwert leitet sich aus der Befreiung einer Abwärmenutzungsquote nach EEG (2012) für Biogasanlagen mit einem Mindesteinsatz von 60 % an Wirtschaftsdüngern ab.

Für die mit Stand 08/2013 in Betrieb befindlichen 7 Biomethananlagen lässt sich vereinfachend ein Substratbedarf von ca. 398.400 t/a Maissilage und anderen nawaRo abschätzen (auf Basis allgemein verfügbarer Angaben ist davon auszugehen, dass alle Biomethananlagen nur nachwachsende Rohstoffe als Substratbasis verwenden). Die derzeitige Marktlage für die Verwertung von Biomethan und die Entwicklung neuer Anlagen wird von deutschen Branchenakteuren nach DENA (2013b) wie folgt eingeschätzt (Auszug):

- „Die aktuelle Geschäfts- und Vermarktungslage für Biomethan wird von den Branchenakteuren gegenüber November 2012 leicht verbessert, aber weiterhin nur als „befriedigend“ eingeschätzt.
- Die Nachfrage nach Biomethan zieht leicht an, der Neubau neuer Anlagen stagniert hingegen aufgrund politischer Unsicherheiten.
- Mais als Biogassubstrat ist rückläufig – alternative Einsatzstoffe sind auf dem Vormarsch.
- Kostensenkungspotenziale gibt es insbesondere durch neue Substrate und Effizienzsteigerungen der Biomethananlagen
- abseits des EEG erschließt sich die Branche konsequent alternative Absatzpfade.“

Auf Basis dieser Bewertung und der für Sachsen ermittelten Flächenbeanspruchung für die Erzeugung nachwachsender Rohstoffe zur Biogasproduktion wird als technisch/wirtschaftliches Potenzial maximal eine Verdopplung der bislang installierten Einspeisekapazität für Biomethan abgeschätzt. Aus den oben genannten Abschätzungen ergeben sich folgende theoretischen Potenziale in Bezug auf die Nutzung verfügbarer Einsatzstoffe für die Biogaserzeugung (siehe Tabelle 179).

Tabelle 179: Entwicklungspotenziale von BGA auf Basis der Rohstoffverfügbarkeit

Hauptsubstrate	Schätzung Referenzjahr 2010 siehe Abschnitt 2.2.2.2	Schätzung technisch/wirtschaftliches Potenzial	Bemerkungen
Rindergülle	58 % der Gesamtanfallmenge	80 % der Gesamtanfallmenge 2010	ca. 38 % Zuwachspotenzial
Schweinegülle	25,1 % der Gesamtanfallmenge	76,6 % der Gesamtanfallmenge 2010	ca. 205 % Zuwachspotenzial
Rinderfestmist	8,7 % der Gesamtanfallmenge	13,1 % der Gesamtanfallmenge 2010	50 % Zuwachspotenzial pauschal abgeschätzt
Hühnertrockenkot	14,8 % der Gesamtanfallmenge	22,2 % der Gesamtanfallmenge 2010	50 % Zuwachspotenzial pauschal abgeschätzt
nawaRo-Anteile von Wirtschaftsdüngeranlagen	1.030.923 t/a nawaRo (Mix aus 72 % Maissilage, 12 % Grassilage, 7 % Getreide, 9 % Zuckerrübe)	1.586.935 t/a nawaRo (Mix aus 72 % Maissilage, 12 % Grassilage, 7 % Getreide, 9 % Zuckerrübe)	Hochrechnung auf ca. 30 % nawaRo-Anteil entsprechend des Gesamtpotenzials Wirtschaftsdünger
nawaRo für Biomethananlagen	-	ca. 796.800 t/a nawaRo (Ansatz: 60 % Maissilage, 30 % Grassilage, 10 % Zuckerrüben)	gewerbliche Biomethananlagen (Einspeisung in das Erdgasnetz), Schätzung: Verdopplung der Einspeiseleistung des Stands 08/2012

Für die berechnete Ausweitung eines Wirtschaftsdünger- und nawaRo-Einsatzes (Neubau von Biogasanlagen) werden analoge Berechnungsansätze wie in Tabelle 76 und Tabelle 82 verwendet. Auch die Ansätze zu spezifischen Emissionen werden entsprechend der Bestandsdaten 2010 berücksichtigt. Abweichend von den dort verwendeten Zahlen werden für die Potenzialabschätzung folgende Ansätze verändert, die sich aus gültigen Randbedingungen des EEG (2012) ergeben:

- Reduzierung der gesamten Methanverluste über die Gärrestlager von 2,45 % (Anlagenbestand 2010) auf 0,35 % (neu gebaute BGA) durch gasdichte Ausrüstung von 90 % aller GPL (mittlerer Methanverlust über offene GPL in Höhe von 3,5 % x 10 % offene Gärrestlager = 0,35 %)
- Reduzierung diffuser Methanverluste (inkl. diffuser Methanemissionen an den GPL) von 1 % auf 0,5 % durch Ausrüstung aller Biogasanlagen mit stationären Gasverbrauchseinrichtungen (Gasfackel, Kessel mit Rückkühlmöglichkeit o. ä.)

In Folge verminderter Methanverluste wird eine höhere Strom- und Wärmeerzeugung aus den Einsatzstoffen erreicht und als zusätzliche Gutschrift bilanziert. In den Betrachtungen wird weiterhin ein Wärmenutzungsgrad von 25 % (bezogen auf die gesamte anfallende Abwärme der BHKW unterstellt). Es wird angenommen, dass für landwirtschaftliche BGA ähnlich ungeeignete Wärmebedarfsstrukturen vorliegen wie das beim derzeitigen Anlagenbestand der Fall ist. Ein Wärmenutzungsgrad von 25 % ließe sich bei BGA mit einem Wirtschaftsdüngeranteil > 60 % realisieren, erst bei höherem nawaRo-Anteil ist eine Mindestwärmenutzung (prozesseexterne Wärmenutzung) von 35 % nach EEG (2012) vorgeschrieben.

Auf Basis der oben genannten Berechnungsansätze ergibt sich für den Ausbau der Erzeugung von Biogas aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen ein THG-Minderungspotenzial von ca. 270.030 t CO₂-Äquivalenten/Jahr. Etwa 45 % dieser Minderungspotenziale resultieren hierbei aus der Verwertung der Wirtschaftsdünger, ca. 55 % aus dem Einsatz von Energiepflanzen. Durch die Verringerung absoluter Methanemissionen bei neuen Biogasanlagen erhöht sich das spezifische THG-Minderungspotenzial im Vergleich zu den Werten für 2010 für den Wirtschaftsdüngeranteil um 16,7 % auf 1,3942 kg CO₂-Äquivalent/kWh_{el} und für den nawaRo-Anteil um 25,6 % auf 572,6 g CO₂-Äquivalent/kWh_{el}. Hinsichtlich spezifischer THG-Minderungskosten liegen keine belastbaren Kalkulationen in der Literatur vor. Berechnungen zu THG-Minderungskosten von 12 i. d. R. wirtschaftsdüngerbasierten BGA (z. T. auch mit Anteilen organischer Abfälle) in Deutschland und anderen europäischen Ländern zeigen unter den jeweils nationalen Randbedingungen THG-Minderungskosten zwischen 16 und 550 €/t CO₂-Äquivalent (Europäische Kommission 2010). Nur drei der untersuchten BGA erreichen einen Wert unter 100 €/t CO₂-Äquivalent (ebd.). Hintergründe zu konkreter Berechnung der Vermeidungskosten gehen aus dieser Veröffentlichung nicht hervor. Nach der Europäischen Kommission (2010) wird von Experten üblicherweise ein Wert zwischen 50 und 100 €/t CO₂-Äquivalent als ökonomisch sinnvolle Größe angegeben.

Potenzialabschätzung nawaRo-Biomethananlagen

Betrachtungen zur Treibhausgasbilanz der Erzeugung und Nutzung von Biomethan (aufbereitetes und ins Erdgasnetz eingespeistes Biogas) können – im Gegensatz zu Biogasanlagen mit Verstromung und Wärmenutzung vor Ort – nicht einheitlich betrachtet werden, weil für das Produkt Biomethan nach Einspeisung in das Erdgasnetz diverse Nutzungsoptionen bestehen:

- Einsatz in BHKW-Anlagen zur gekoppelten Strom- und Wärmeerzeugung
- Substitution von Erdgas als Fahrzeugtreibstoff (Austausch- oder Beimischprodukt)
- Substitution von Erdgas als Brennstoff für die Wärmeerzeugung (Austausch- oder Beimischprodukt)

Die genannten Verwertungspfade sind hinsichtlich ihrer Substitutionseffekte in Bezug auf die THG-Emissionen unterschiedlich zu bewerten und führen deshalb zu abweichenden Ergebnissen. Nach DENA (2013b) wird der überwiegende Anteil des deutschlandweit eingespeisten Biomethans in Kraft-Wärme-Kopplung verwertet, geringere Mengen werden zu etwa gleichen Teilen als Kraftstoff und für die Wärmeerzeugung eingesetzt. Unterstellt man, dass sich Mengen, deren Verwertung als „unklar“ angegeben ist, zu etwa gleichen Teilen auf die anderen Verwertungspfade aufteilen lassen, ergibt sich folgende Bilanz der Biomethanverwertung in Deutschland (DENA 2013b): KWK-Einsatz 65,5 %, Kraftstoffeinsatz 7,5 %, Wärmeerzeugung 7 %, Sonstige 1 %, Zwischenspeicherung 19 %. Hinsichtlich erreichbarer THG-Minderungspotenziale unterschiedlicher Nutzungspfade für Biomethan stellt sich die Verwertung in Kraft-Wärme-Kopplung mit hohen elektrischen und Gesamtwirkungsgraden und vollständiger Nutzung der anfallenden Abwärme als vorteilhafteste Variante dar (VOGT et al. 2011). Der Einsatz als Fahrzeugkraftstoff erreicht geringere THG-Minderungsleistungen als eine KWK-Option, stellt sich jedoch in Bezug auf andere Biokraftstoffe (Biodiesel, Bioethanol aus Weizen) trotz allem vorteilhaft dar (ebd.). Auf Grund der oben genannten Punkte (überwiegender Einsatz in KWK, Vorteilhaftigkeit in Bezug auf eine Kraftstoffoption) wird nur dieser Verwertungspfad für aufbereitetes Biogas (Biomethan) bilanziert. Für die Potenzialabschätzung zum Zubau von nawaRo-Biomethananlagen (BMA) mit energetischer Nutzung des Biomethans in KWK werden folgende Berechnungsansätze definiert:

- Reduzierung der gesamten Methanverluste über die Gärrestlager von 2,45 % (Anlagenbestand 2010) auf 0,0 % (neu gebaute BMA) durch gasdichte Ausrüstung aller GPL entsprechend der Vorgaben des EEG (2012)
- Reduzierung diffuser Methanverluste von 1 % auf 0,5 % durch Ausrüstung aller Biogasanlagen mit stationären Gasverbrauchseinrichtungen (Gasfackel, Kessel mit Rückkühlmöglichkeit) entsprechend der Vorgaben des EEG (2012)

- Methanschlupf in Höhe von 1 % in der Biogasaufbereitungsanlage (BGAA), der über eine thermische Nachverbrennungsanlage (TNV) auf 0,01 % reduziert wird („wirksame“ Methanemission)
- Rohgasbedarf zum Betrieb des Spitzenlastgaskessels zur teilweisen Deckung des Wärmeeigenbedarfs: ca. 1 % (Annahme: Wärmegrundlast in Form der Abwärme aus der BGA)
- Erhöhung der realisierten Methanausbeute aus den Eingangssubstraten um ca. 2 % durch industriellen Standard der BGA und professionelle Betriebsführung. Die erhöhte Methanausbeute kompensiert dabei rechnerisch den Methanverlust aus der BGAA sowie den Gasbedarf für die Wärmebedarfsbedeckung (Spitzenlast) der BGA (siehe oben).
- Elektroenergiebedarf der Biogasaufbereitungsanlage (Druckverfahren): 0,28 kWh/Nm³ Rohbiogas (Eingang zur BGAA), entspricht ca. 14 % der nachgelagert eingespeisten elektrischen Arbeit aus Biomethan
- Elektroenergiebedarf für die Verdichtung des Biomethans auf 16 bar(ü) (Annahme, basierend auf Zahlen nach E.ON, zitiert in VOGT 2008): 0,036 Nm³/h Biomethan, entspricht ca. 0,019 Nm³/h Rohbiogas, entspricht ca. 0,9 % der nachgelagert eingespeisten elektrischen Arbeit aus Biomethan
- Anteil von Zündstrahlmotoren: 0
- Eigenstrombedarf BGA (Rohbiogaserzeugung): 6 % der nachgelagert eingespeisten elektrischen Arbeit aus Biomethan
- Eigenstrombedarf BHKW: 1 % der eingespeisten elektrischen Arbeit
- Nutzung der gesamt anfallenden Abwärme in Kraft-Wärme-Kopplung
- Substitution von Wärme aus 57 % Erdgas und 43 % Heizöl EL (VOGT 2008) durch BHKW-Abwärme, Emissionsfaktoren nach LfULG (2012b), siehe Anhang 2
- Alle weiteren Ansätze entsprechen (zur Wahrung der Vergleichbarkeit eigener Berechnungsergebnisse) den in Tabelle 76 und Tabelle 82 dargestellten Werten.

Hinsichtlich der Substitutionswirkung des erzeugten Stroms und des Bedarfs an Eigenstrom werden die im Kapitel 1.3 verwendeten Emissionsfaktoren weiter berücksichtigt. Analog werden für die Gasverwertung (Erdgas-BHKW) gleiche Ansätze zu den BHKW-Wirkungsgraden bzw. dem Methanschlupf angesetzt. Unter Berücksichtigung der oben dargestellten Berechnungsansätze ergibt sich ein THG-Minderungspotenzial für die als maximal abgeschätzte Nutzung nachwachsender Rohstoffe zur Biomethanherzeugung von ca. 242.852 t CO₂-Äquivalenten/Jahr. Die spezifische THG-Minderung für den betrachteten Nutzungspfad für Biomethan (Verwertung in KWK mit 100 % Wärmenutzung) berechnet sich mit 767 g CO₂-Äquivalent/kWh_{el} und liegt damit fast 70 % höher als der für den nawaRo-Anteil der Bestandsbiogasanlagen für 2010 berechnete Wert. Wesentlichster Faktor ist hierbei der mit 100 % angenommene Wärmenutzungsgrad des Biomethan-BHKW. Mit Stand 08/2013 ist – eine entsprechende Biomethannutzung in KWK unterstellt – etwa die Hälfte der abgeschätzten THG-Minderungen (ca. 121.426 t CO₂-Äquivalente/Jahr) mit dem Anlagenbestand bereits realisiert. Weil davon auszugehen ist, dass erzeugtes Biomethan (zumindest unter den derzeitigen Randbedingungen) nicht vollständig in KWK verwertet wird, sondern auch andere Nutzungen (Wärmeerzeugung, Einsatz als Fahrzeugkraftstoff) erfährt, sind die ermittelten THG-Minderungsleistungen als Obergrenze zu verstehen.

Die Ergebnisse der Potenzialabschätzung für den Neubau oder die Erweiterung von Biogasanlagen sind in Tabelle 180 dargestellt. Die berechneten Werte beziehen sich dabei als Gesamtbetrachtung auf den auf Seite 128 definierten Bilanzraum „Biogastechnologie“. In den Ergebnissen nicht berücksichtigt sind Verdrängungseffekte, die sich durch einen verstärkten Anbau von Energiepflanzen für die Biogasproduktion auf landwirtschaftlichen Flächen ergeben können.

Tabelle 180: Maximale THG-Minderungspotenziale beim Neubau oder der Erweiterung von Biogasanlagen

Beschreibung der THG-Minderungsmaßnahmen	Anteil Biogas aus Wirtschaftsdünger	Anteil Biogas aus nawaRo	Biogas aus Wirtschaftsdünger + nawaRo gesamt
	[t CO ₂ e/a]		
wirtschaftsdüngerbasierte BGA mit BHKW vor Ort	121.261	148.769	270.030
nawaRo-Biomethananlagen mit Gasaufbereitung und Einspeisung ins Erdgasnetz, Nutzung Biomethan in KWK	-	242.852	242.852
Summe max. THG-Minderungspotenziale	121.261	391.621	512.882

Bei Realisierung der in Tabelle 179 dargestellten Ausbauoptionen ergäbe sich für den unterstellten Substratmix ein Flächenbedarf von ca. 9,3 % der Ackerflächen und ca. 14,3 %¹⁶ des Dauergrünlandes zur Produktion von nawaRo für die Biogaserzeugung (Bezug Flächensumme 2010). Damit – und unter Berücksichtigung weiterer Bioenergiepfade wie Raps-, Getreide- oder Zuckerrübenanbau für die Biodiesel- und Bioethanolerzeugung – würde die Flächennutzung für den Energiepflanzenanbau eine Größenordnung erreichen, die einen signifikanten Einfluss auf die landwirtschaftliche Erzeugung ausüben könnte.

Optimierung bestehender Biogasanlagen

Entsprechend der maßgeblichen Anteile einzelner Emissionsquellen im Anlagenbestand (siehe Abbildung 47) lassen sich nachfolgend dargestellte Schwerpunkte für betriebliche Optimierungsmaßnahmen ableiten. Die Reihenfolge der genannten Schwerpunktmaßnahmen orientiert sich bereits an deren erwartetem Minderungspotenzial:

- Nachrüstung von Gasspeichern auf bislang offene Gärrestlager und Anschluss an das Gasverwertungssystem
- Reduzierung des Methanschlupfs im Abgas von BHKW
- Reduzierung diffuser Methanemissionen durch Nachrüstung stationärer Gasfackeln (soweit nicht vorhanden)
- Reduzierung des Eigenstromverbrauchs
- Optimierung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe, Einsatz alternativer Substrate
- Erhöhung des elektrischen Wirkungsgrades von BHKW durch Einsatz von ORC-Nachverstromungsanlagen (alternatives Wärmenutzungskonzept)

Alle weiteren THG-Emissionsquellen werden auf Grund ihrer untergeordneten Bedeutung an dieser Stelle nicht weiter betrachtet. Eine deutliche Verbesserung der THG-Gesamtbilanz des Biogasanlagenbestands könnte weiterhin durch die Erhöhung des Wärmenutzungsgrades erreicht werden. Häufig bieten jedoch die Standorte von Biogasanlagen keine wesentlichen, dem Anfall entsprechenden zusätzlichen Wärmesenken bzw. sind diese bereits wirtschaftlich erschlossen. Der Einfluss der individuellen Betriebsführung (Substratqualität, Fütterungsmanagement, biologische Prozesskontrolle, Wartung/Instandsetzung etc.) auf die betriebliche Energie- und THG-Bilanz des sächsischen Biogasanlagenbestandes wird auf Grund fehlender Datenlage nicht diskutiert, stellt jedoch ein weiteres Potenzial für individuelle THG-Minderungen durch die Betreiber von Biogasanlagen dar.

Nachfolgend sollen die wesentlichsten Optimierungsansätze beschrieben und deren absolute THG-Minderungspotenziale bewertet werden. Basis für nachfolgende Betrachtung ist die im Kapitel 1 dargestellte Bilanz des Jahres 2010.

¹⁶ bei unterstellter Nutzung von 100 % Gras von Dauergrünlandflächen als Silage

Nachrüstung von Gasspeichern auf bislang offene Gärrestlager und Anschluss an das Gasverwertungssystem

Nach eigener Schätzung in Auswertung unterschiedlicher Datenquellen sind ca. 70 % aller Gärproduktlager in Sachsen nicht gasdicht abgedeckt und emittieren damit – in Abhängigkeit des Substratabbaugrades, der Witterungsverhältnisse und konkreten Lagertemperaturen – Methan in die Atmosphäre. Im Mittel könnten dies ca. 3,5 % bezogen auf die Gaserzeugung der zugehörigen Biogasanlagen sein. Durch Nachrüstung einer gasdichten Abdeckung (z. B. Tragluftfolienabdeckung) und Anschluss des Gasraumes an das Verwertungssystem (BHKW, Kessel, Notfackel) könnten diese Methanemissionen weitgehend eliminiert werden. Ein zusätzlicher Positiveffekt ergibt sich in diesem Fall durch die Erhöhung der nutzbaren Methanmenge, die (i. d. R.) dem BHKW zugeführt und dort in Strom und Wärme umgewandelt wird. In der Praxis stark diskutiert wird die Frage der Wirtschaftlichkeit einer gasdichten Ausführung von Gärrestlagern, insbesondere bei Biogasanlagen mit langen hydraulischen Verweilzeiten. So weist z. B. WEIßBACH et al. (2012) anhand von Messungen an einer BGA mit 65 % Gülle- und 35 % Maisanteil und einer hydraulischen Verweilzeit im Fermenter von 40 Tagen nach, dass bei sommerlichen Temperaturbedingungen gut 3 % des Methanpotenzials der Substrate durch eine gasdichte Ausrüstung des Gärrestlagers und Erhöhung der Aufenthaltszeit des Gärsubstrates auf 107 Tage im gasdichten System erschlossen werden können. WEIßBACH et al. (ebd.) folgern hieraus, dass absolute Mehrerträge im Jahresverlauf unter Berücksichtigung winterlicher und Übergangstemperaturen bei weniger als 1 % des Methanpotenzials liegen sollten und stellt die Verhältnismäßigkeit einer solchen Maßnahme in Frage. Eine ähnliche Argumentation baut REINHOLD (2011) mit dem Hinweis auf Untersuchungen zum temperaturabhängigen Restgaspotenzial von Biogasgärresten auf. Er stellt dar, dass das Restgaspotenzial bei 10 °C (definiert als Temperatur für Winterlagerung) nur etwa 2 % des für 37 °C ermittelten Wertes ausmacht. Demgegenüber zeigen LIEBETRAU et al. (2011) anhand unterschiedlicher Messwerte, dass die Lagertemperaturen in unisolierten Gärrestlagern im Jahresverlauf deutlich über dem von REINHOLD (2011) als Winterlagerung definierten Wert liegen und folglich ein deutlich höherer Anteil des tatsächlichen Restgaspotenzials als Emission aus offenen Gärrestlagern freigesetzt werden kann. Die von LIEBETRAU et al. (2011) angegebenen Praxiswerte liegen im Jahresverlauf immer über 20 °C, nur für eine Erdlagune wurden minimale Werte von etwas über 15 °C gemessen. Diese Zahlen werden auch anhand eigener Erhebungen bestätigt (ZORN et al. 2013). Insofern sollte auch bei winterlichen Lagerbedingungen von relevanten Methanemissionen ausgegangen werden. Ein allgemein nicht beachteter Zusatzeffekt einer gasdichten Ausführung von Gärrestlagern ist die Schaffung eines deutlich vergrößerten Gasspeichervolumens, weil hierdurch eine deutliche größere Flexibilität z. B. in Bezug auf Ausfall- und Wartungszeiten des BHKW erreicht werden kann und Methanverluste durch einen Fackelbetrieb oder Methanemissionen aus Überdrucksicherungen reduziert werden können.

Nach REINHOLD (2013) sind „eine gasdichte Abdeckung für die Dauer von 100 Tagen in Fermenter, Nachgärer und Gärrestlager zusammen bzw. eine Gesamtraumbelastung auf den gesamten gasdicht abgedeckten Raum von unter 1,5 kg oTM/ m³ d ... Maßnahmen, die die Methanemissionen auf ein verhältnismäßiges Niveau begrenzen könnten“. Dies entspricht in etwa den Anforderungen, die nach VDI 3475 Blatt 4 (VDI 2010) für Bestandsanlagen (mit Ausnahme reiner Gülleanlagen, für die keine solchen Anforderungen definiert sind) angegeben werden. VDI (2010) definiert ein Restgaspotenzial der Gärreste bei 20 °C von 1,5 % der gesamt gebildeten Gasmenge als Grenzwert zulässiger Methanemissionen. Ergebnisse von Restgaspotenzialuntersuchungen des LfL Bayern an Praxisanlagen (EBERTSEDER & PREIBLER 2011) weisen zwar eine grundsätzliche Abhängigkeit des Restgaspotenzials von der hydraulischen Verweilzeit nach, die Höhe der spezifischen Restgaspotenziale streut jedoch über den gesamten Wertebereich sehr stark und überschreitet die o. g. Grenzwerte teilweise deutlich. Nach ROTH et al. (2010) sind zur Ermittlung der hydraulischen Verweilzeit alle in die Biogasanlage eingehenden Stoffströme (insbesondere Fugat aus der Fest-Flüssig-Trennung anfallender Gärreste oder Zusatzwasser) zu berücksichtigen. In der Praxis – insbesondere bei nawaRo-BGA – kann dieser Anteil teilweise überproportional hoch ausfallen und hat somit einen wesentlichen Einfluss auf die Effizienz des Substratabbaus. Insofern ist die hydraulische Verweilzeit als prüfbare Bewertungsgröße oder Einzelkriterium nur bedingt geeignet¹⁷.

Aus den o. g. Ergebnissen wird abgeleitet, dass sich eine Fassung entstehender Restgasmengen aus Gärrestlagern insbesondere im Hinblick auf das Treibhausgasminderungspotenzial positiv darstellen lässt. Als Szenario wird unterstellt, dass der Bestand an Biogasanlagen durch flächendeckende Nachrüstung mit gasdichten Gärrestlagern ausgestattet wird und sich die CH₄-Emissionen aus den Gärrestlagern von derzeit 2,45 % auf 0 % (bezogen auf den Gesamtbestand) redu-

¹⁷ Streng genommen ist bei der Berechnung der hydraulischen Verweilzeiten die durch Massenreduzierung (insbesondere bei NawaRo-Einsatz) erhöhte reale Verweilzeit in den einzelnen Prozessstufen zu berücksichtigen.

zieren. Geringe Methanemissionen, die auch bei gasdichter Ausführung der GPL unvermeidbar sind (z. B. durch die Gasmembran oder über Überdrucksicherungen), sind in den eigenen Berechnungen im Wert „diffuse Methanemissionen“ summarisch berücksichtigt. Das zusätzlich erfasste Biogas erzielt über die hieraus erzielbaren Strom- und Wärmemengen zusätzliche THG-Minderungen. Bei unterstellter gasdichter Abdeckung der Gärrestlager aller Bestandsbiogasanlagen ergibt sich somit ein zusätzliches THG-Minderungspotenzial von 72.828 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr.

Die Potenzialabschätzung lässt unberücksichtigt, dass die Nachrüstung einer gasdichten Abdeckung im Praxisfall insbesondere unter Berücksichtigung folgender Anforderungen für Rundbehälter (REINHOLD 2011) auf technische Machbarkeit überprüft werden müsste:

- statische Sicherheit
- Möglichkeit für die Einbringung einer Mittelstütze
- Betonqualität und Voraussetzung für einen passenden Betonschutz
- Installation von Durchmischungseinrichtungen.

Das resultierende technische Potenzial kann ohne konkrete Ausgangsbasis nicht abgeschätzt werden und sollte im Rahmen einer repräsentativen Bestandsdatenerfassung (ggf. im Zusammenhang mit Messreihen zu Lagertemperaturen, Restgaspotenzialen und Methanemissionen) erhoben werden. In diesem Zusammenhang könnte auch die kostenseitige Verhältnismäßigkeit für BGA im Bestand untersucht werden. Die Bewertung spezifischer THG-Minderungskosten kann nur über eine grobe Schätzung mit stark vereinfachten Ansätzen erfolgen, weil auf der einen Seite individuelle Investitionskosten stark von der Bauart und Größe abzudeckender Gärrestlager abhängen und auf der anderen Seite ein zusätzlicher Erlös durch eine höhere Stromeinspeisung (Vergütung nach EEG) erfolgt. Abziehen hiervon sind spezifische Wartungs- und Betriebskosten, die sich durch eine Laufzeiterhöhung des BHKW ergeben. Für die Abschätzung der THG-Minderungskosten wurden folgende Ansätze definiert: Investitionskosten gasdichte Abdeckung für Behälter mit Durchmesser > 25 m: 60.000 € (ROTH et al. 2010, eigene Datenbasis), „Standardbehälter“ mit Durchmesser 25 m und Füllhöhe 5 m, Nutzungsdauer 10 Jahre, Verzinsung 5 % p.a., EEG-Vergütung abzüglich zusätzlicher Wartungs-/Instandhaltungsaufwand BHKW: 18 ct/kWh_{el}. Auf dieser Basis und den abgeschätzten absoluten THG-Minderungen ergeben sich Minderungskosten von ca. 12,3 €/t CO₂-Äquivalent. Unter der Annahme einer Nutzungsdauer > 15 Jahre der gasdichten Abdeckung lässt sich diese Maßnahme wirtschaftlich darstellen und generiert unter den dargestellten Randbedingungen Zusatzerlöse für den Betreiber der Biogasanlage.

Unsicherheiten bezüglich der Berechnungsansätze ergeben sich insbesondere zur Vergütungssituation sächsischer Landwirtschaftsbetriebe, weil hierzu keine statistischen Erhebungen vorliegen. Dies liegt vor allem darin begründet, dass Einspeisung und Vergütung von Strom aus Biogas mit anderen Formen der energetischen Biomassenutzung „Biomassenutzung“ nach EEG bilanziert wird. Insofern sollten die getroffenen Ansätze anlagenkonkret überprüft und ggf. angepasst werden. ROTH et al. (2010) zeigen anhand der Vergütungsbedingungen nach EEG (2009), dass sich eine gasdichte Ausführung von Gärrestlagern (hier nur betrachtet: Abdeckung des äquivalenten Teils der ersten 60 Tage Lagerdauer) bei energetischer Nutzung des Restgaspotenzials wirtschaftlich darstellen lassen kann und weisen hierfür elektrische Mindestleistungen von BGA aus. Aussagen zu spezifischen THG-Minderungskosten können aus diesen Betrachtungen nicht abgeleitet werden, weil die Berechnungsansätze (insbesondere zur angesetzten Vergütungssituation) nicht benannt sind. Optionen für eine wirtschaftliche Nachrüstung gasdichter Abdeckungen für Gärrestlager könnten bei BGA mit mehreren Gärrestbehältern somit z. B. gegeben sein, wenn nur Teile der Lagerkapazität gasdicht werden und sichergestellt ist, dass der Stofffluss zuerst über den oder die gasdicht ausgeführten Behälter erfolgt.

Reduzierung des Methanschlupfs im Abgas von BHKW

Methanschlupf, d. h. die CH₄-Emission im Abgas von BHKW-Anlagen, ist durch die diskontinuierliche Verbrennung unvermeidbarer Effekt von Gas- und Zündstrahlmotoren. Tendenziell weisen dabei Hochwirkungsgradmotoren auf Grund der höheren Verdichtung und höheren spezifischen Leistung höhere Methanemissionen auf (SCHNEIDER 2013). Ansätze zur Reduzierung von Methanverlusten bestehen sowohl innermotorisch (Optimierung der Brennraum- und Kolbengeometrie, Werkstoffwahl, Regelungskonzepte) als auch durch nachgeschaltete Behandlungsschritte. SCHNEIDER (2013) schätzt ein, dass innermotorische Optimierungsmaßnahmen, insbesondere bei modernen Motorenbaureihen, weitgehend ausge-

schöpft sind. Dies ist u. a. an den in den letzten Jahren steigenden elektrischen Wirkungsgraden optimierter Baureihen verschiedener Motoren- bzw. BHKW-Hersteller zu erkennen. Als marktverfügbare Systeme für eine externe Methanreduzierung stehen derzeit nur thermische Nachverbrennungsverfahren (TNV) zur Verfügung. Mit dieser Abgasnachbehandlungstechnologie können Methan- und andere Kohlenwasserstoff-Emissionen (inklusive Formaldehyd) fast vollständig eliminiert werden (BAUER & WACHTMEISTER 2010). Die im Abgas enthaltene Methanfracht sollte in der Regel ausreichend hoch sein, um die notwendigen Oxidationstemperaturen aufrechtzuerhalten (autothermer Betrieb der TNV), je nach Anwendung, Motorentyp und Gasqualität könnte aber auch ein Zusatzenergiebedarf zwischen 0,5 und 2 % der Feuerungswärmeleistung notwendig werden (SCHNEIDER 2013). Werte zu spezifischen THG-Minderungskosten können nur abschätzend aus Herstellerangaben abgeleitet werden (SCHNEIDER 2013; HERMANN 2009), wobei diese Angaben keine konkreten Daten zum zu Grunde liegenden Methanschluß bzw. dem Zusatzenergiebedarf enthalten. Insofern haben die ermittelten Werte (Ansatz: Nutzungszeit 10 Jahre, interne Verzinsung 5 % p.a., Stromvergütung nach Abzug Wartungs- und Instandhaltungskosten BHKW: 0,18 €/kWh_{el}, Methanschluß 1,75 %) nur orientierenden Charakter und liegen für BHKW-Größen zwischen 150 und 1.000 kW_{el} zwischen ca. 260 und 80 €/t CO₂-Äquivalent.

Unterstellt man, dass bei einem üblichen Methanschluß die TNV weitgehend autotherm betrieben werden kann, reduzieren sich diese Kosten auf einen Bereich zwischen 220 bis 35 €/t CO₂-Äquivalent. Problematisch stellt sich insbesondere die Kostenbetrachtung für Anlagen sehr kleiner Leistungen dar, weil die spezifischen Investitionskosten für solche Anlagen vergleichsweise hoch ausfallen (Kostenangaben auf Basis der Zahlen von HERMANN 2009). Ein Nachteil von TNV ohne zusätzliche Verbrennungseinrichtung für den Anfahrbetrieb ist die lange Aufheizzeit nach längerem Anlagenstillstand, verbunden mit fehlender Methankonvertierung in diesem Zeitraum (BAUER & WACHTMEISTER 2010). Diese Einschränkung widerspricht im Grundsatz der zukünftigen Anforderung an Biogas-BHKW nach einer stärkeren Flexibilisierung der Betriebszeit zur Erbringung von Systemdienstleistungen im Stromnetz (BAAS 2013). Auf Grund der vergleichsweise hohen spezifischen THG-Vermeidungskosten und teilweise bereits bestehenden Investitionen in alternative Systeme zur Abgasbehandlung (Oxidationskatalysatoren mit vorgelagerter Feinentschwefelung zur Formaldehydreduzierung) wird nicht empfohlen, die Nachrüstung entsprechender thermischer Nachverbrennungsanlagen (ohne Ausgleich entsprechender Kosten) im Anlagenbestand als THG-Minderungsmaßnahme weiter zu verfolgen. Eine einseitige Forderung minimaler Methanemissionen im Abgas von Biogas-BHKW-Anlagen würde außerdem den weitaus größeren Bestand an Erdgas-BHKW (i. d. R. außerhalb der Landwirtschaft) bevorteilen, für den im Grundsatz die gleichen Emissionspotenziale gelten.

Eine Alternative zu thermischen Nachbehandlungsverfahren ist der Einsatz von Oxidationskatalysatoren für Methan (und weitere Kohlenwasserstoffe). Marktübliche Katalysatoren für die Reduzierung der Formaldehydfrachten im Abgas sind jedoch nicht bzw. nur in geringem Maße (bis max. 4 %) (BAAS 2013; BAUER & WACHTMEISTER 2010) in der Lage, Methan zu oxidieren und stellen somit keine Alternative zu TNV dar. Versuche, geeignete Beschichtungen für Katalysatoren zu finden, die es ermöglichen, auch bei niedrigen Abgastemperaturen von ca. 450 °C Methan umzusetzen, waren bislang noch nicht erfolgreich (BAAS 2013). Einzig bekannte technologische Entwicklung in diesem Bereich ist ein laufendes Kooperations-Forschungsvorhaben der Firma MWM GmbH als Motorenhersteller, der Firma Heraeus GmbH sowie des Deutschen Biomasseforschungszentrums (DBFZ). Konkrete Ergebnisse hierzu wurden bis dato noch nicht veröffentlicht. Es ist somit schwierig zu beurteilen, ob die Entwicklung in Richtung einer Katalysatortechnologie, die vergleichbare Standzeiten wie marktverfügbare Oxidationskatalysatoren erreichen kann, erfolgversprechend sein wird. HERMANN (2009) zeigt in einer älteren Veröffentlichung in Bezug auf eine Formaldehydreduzierung, dass die spezifischen Kosten für eine TNV zwischen 40 und 85 % höher liegen als eine Systemkombination aus Feinentschwefelung mittels Aktivkohle und Oxidationskatalysator. Inwiefern dieser Kostenvergleich auf die aktuelle Marktentwicklung im Bereich dieser Behandlungstechnologien übertragbar ist bzw. auf Neuentwicklungen übertragbar wäre, lässt sich derzeit nicht bewerten.

Für eine überschlägige Abschätzung der THG-Minderungspotenziale bei Einsatz effektiver Nachbehandlungsanlagen (TNV oder neuartige alternative Systeme) wird vereinfachend davon ausgegangen, dass eine Konversionsrate von 95 % erreicht wird. Hieraus resultiert für den Biogasanlagenbestand 2010 ein THG-Minderungspotenzial von ca. 44.946 t/a CO₂-Äquivalenten.

Reduzierung diffuser Methanemissionen durch Nachrüstung stationärer Gasfackeln (soweit nicht vorhanden)

Eine Vielzahl von Biogasanlagen verfügt(e) bislang noch nicht über eine stationäre Notgasfackel. Im Falle eines BHKW-Stillstands und vollen Gasspeicherkapazitäten emittieren diese Biogasanlagen Methan über die installierten Überdrucks-

cherungen. Nach eigener Schätzung emittiert der Biogasanlagenstand über diffuse Quellen (Gasleckagen, die Öffnung gasführender Systeme, z. B. Tragluftfoliendächer, Überdrucksicherungen) etwa 1 % der erzeugten Methanmenge. Mit Inkrafttreten des EEG (2012) wurden neue Anforderungen für Biogasbestandsanlagen definiert (gültig ab 01.01.2014), welche die Installation einer zusätzlichen Gasverbrauchseinrichtung fordert. Nach Auffassung des Fachverbandes Biogas e. V. (WALTER 2011) können dies stationäre oder Gasfackeln, Gasbrenner, Notstromaggregate oder Ersatz-BHKW-Aggregate sein. Weil die Nichteinhaltung dieser Anforderung mit einem Totalverlust des Anspruchs auf eine Stromvergütung nach EEG verbunden ist, sollte davon ausgegangen werden, dass bis zu diesem Stichtag alle bestehenden Biogasanlagen zusätzliche Gasverwertungseinrichtungen (i. d. R. automatische Gasnotfackeln) vorweisen können und entsprechende Emissionsminderungen erreicht werden. Die Bewertung erreichbarer Minderungseffekte ist hierbei nur unter Bezug auf eigene Abschätzungen möglich und wird pauschal mit einer 50%igen Minderung diffuser Methanverluste abgeschätzt (Reduzierung diffuser Verluste von 1 % auf 0,5 %). Hieraus ergibt sich ein THG-Minderungspotenzial von 12.497 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr, das ab dem Jahr 2014 dauerhaft wirksam werden sollte. Unter Berücksichtigung spezifischer Investitionskosten für Fackelanlagen, die im Größenbereich der Bestandsbiogasanlagen liegen, von etwa 140-70 €/Nm³/h Durchsatzkapazität lassen sich THG-Minderungskosten grob abschätzen. Für die Berechnungen wird eine rechnerische Nutzungsdauer von 16 Jahren (Wert für Gasbrenner mit Gebläse und Zubehör nach VDI-Richtlinie 2067 Blatt 1) (VDI 2012) und eine interne Verzinsung von 5 % unterstellt. Auf dieser Basis liegen die THG-Minderungskosten zwischen ca. 21 und 42 €/t CO₂-Äquivalent. Bei Annahme einer geringeren Nutzungsdauer von z. B. nur 10 Jahren liegen diese Kosten zwischen ca. 30 und 60 €/t CO₂-Äquivalent.

Reduzierung des Eigenstromverbrauchs

Der Eigenstromverbrauch von Biogasanlagen verursacht nach eigenen Berechnungen etwa 15 % der betrieblichen THG-Emissionen. In unterschiedlichen Studien und Untersuchungen wurde gezeigt, dass sowohl im Anlagenbestand als auch bei neuen, marktüblichen Standard-Biogasanlagen teilweise deutliche Potenziale zur Reduzierung des Eigenstrombedarfs liegen (z. B. DACHS & REHM 2006; ROSTALSKI 2009; HÄRING et al. 2011; ZORN et al. 2013). Wesentliche Einsparpotenziale liegen sowohl in der reinen Betriebsführung (beispielsweise der Anpassung von Fugat-Rezirkulationsmengen entsprechend der konkreten TM-Gehalte in den Fermenterstufen oder die Einstellung individueller Betriebszeiten installierter Rührtechnik) als auch im Austausch von Komponenten oder Aggregaten. Wesentliche Effizienzsteigerungspotenziale ergeben sich insbesondere im Bereich der Rührtechnik, bei elektrischen Antriebsmotoren sowie Systemen zur Feststoffeinbringung. Erhebliche absolute Energieeinsparungen können beim Einsatz moderner, energieeffizienter Rührtechnik erreicht werden. Zahlreiche Anbieter von Rührtechnik für Biogasanlagen haben in den vergangenen Jahre neue, energieeffiziente Produkte entwickelt oder bestehende Baureihen energetisch optimiert (größere Flügeldurchmesser, verbesserte Flügelgeometrien, höhere Wirkungsgrade der Antriebsmotoren etc.). Nach eigener Abschätzung lassen sich bei Ausschöpfung der aktuellen technischen Möglichkeiten allein für die Rührtechnik, die bei Biogasanlagen mit BHKW einen Anteil von ca. 40-60 % des Eigenstrombedarfs ausmacht, Einsparpotenziale bis zu 40 % realisieren.

Betreiber von Biogasanlagen erfahren in der Praxis jedoch häufig keine unabhängige Energieeffizienzberatung, sondern werden von Anlagen- und Komponentenherstellern mit deren Ansätzen von Energieeinsparungen konfrontiert. Die Bewertung einer Verhältnismäßigkeit von Energieeinsparinvestitionen oder alternativer Maßnahmen und Systeme kann i. d. R. durch den Betreiber einer BGA nicht bewerkstelligt werden. Ein Lösungsansatz hierfür ist die Inanspruchnahme unabhängiger Beratungsleistungen spezialisierter Energieberater. Im Bereich der gewerblichen Wirtschaft werden spezialisierte Energieberatungen bereits erfolgreich durchgeführt und können durch erreichte Einsparungen bei Maßnahmenumsetzung bestätigt werden. Die Entwicklung eines qualitätsgesicherten Beratungsstandards durch die Sächsische Energieagentur (SAENA), die die Ergebnisse speziell qualifizierter Energieberater in Form des sogenannten Sächsischen Gewerbeenergiepasses (SäGEP) bestätigt (SAENA 2009), ist ein Beispiel für die Umsetzung unabhängiger Energieberatungsstandards im Bereich der gewerblichen Wirtschaft. Ein anderer Beratungsstand, der jedoch deutlich geringere Anforderungen an die Qualifikation unabhängiger Energieberater stellt, wird durch die Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) im Rahmen des Programms „Energieberatung Mittelstand“ für kleine und mittelständische Betriebe definiert. Die Inanspruchnahme unabhängiger Beratungsleistungen im gewerblichen Bereich wird durch vorhandene Bundes- und Länderprogramme gefördert, die sowohl Beratungsleistungen als auch ausgewählte Investitionskosten von Energieeffizienzmaßnahmen anteilig fördern. Beispiele hierfür sind die Beratungsförderungen der KfW für Initial- und Detailberatungen zur Energieeffizienz, die BAFA-Förderung energieeffizienter Querschnittstechnologien sowie das Energie- und Klimaschutzprogramm des Freistaates Sachsen. Landwirtschaftliche Betriebe und gewerbliche Betreiber von Biogasanlagen sind nach derzeitigem Stand nicht

förderberechtigt. Es sollte geprüft werden, inwiefern diese Interessengruppen in bestehende Anreizsysteme integriert oder ob ggf. spezielle Fördermöglichkeiten mit dem Ziel der Verbesserung der Energieeffizienz geschaffen werden können. Bestandteil einer unabhängigen Energieberatung könnte neben der Untersuchung des Elektroenergieeinsatzes auch die Bewertung der Effizienz des mikrobiologischen Umsetzungsprozesses, Substratqualitäten, die Gasdichtigkeit der BGA und der Status der Fermenterbiologie bewertet werden. Förderanreize zu Investitionen in energieeffiziente Anlagentechnik könnten z. B. in der Größenordnung von bis zu 0,5 € Investitionsförderung/jährlich eingespartem kg CO₂ liegen (Bemessungsgrundlage nach EuK-RL des Freistaates Sachsen), wobei je nach Technologie die anteilige Förderung begrenzt werden sollte.

Zur Potenzialabschätzung von Energieeinsparungen im Biogasanlagenbestand wird pauschal abgeschätzt, dass ca. 20 % des bislang abgeschätzten Eigenstrombedarfs durch Umsetzung betrieblicher und investiver Einsparmaßnahmen reduziert werden könnte. Dies entspräche einer Änderung der Eigenstrombedarfsquote von 8 % auf 6,4 %. Die resultierenden THG-Minderungspotenziale belaufen sich hierfür auf ca. 7.725 t CO₂-Äquivalente pro Jahr. Eine Abschätzung spezifischer THG-Minderungskosten lässt sich – auf Grund der Vielzahl möglicher Effizienzmaßnahmen – nicht darstellen. Weil die Einsparung exergetisch hochwertiger Elektroenergie mit Kosteneinsparungen für den Strombezug (oder einer Erhöhung der Einspeisevergütung bei Eigenbedarfsdeckung) verbunden ist, ist in der Regel davon auszugehen, dass sich die Energieeinsparmaßnahmen über die Nutzungszeit der jeweiligen Komponenten wirtschaftlich darstellen lassen. Bilanziell gesehen verursachen diese somit keine Kosten. Hemmnisse bei der Umsetzung entsprechender Maßnahmen liegen häufig darin begründet, dass diese mit teilweise erheblichen Investitionsaufwendungen verbunden sind. Die Schaffung moderater Anreize einer Anteilsfinanzierung oder spezielle Kreditkonditionen könnten eine Maßnahmenumsetzung begünstigen. Es sollte geprüft werden, ob ggf. vorhandene, länderspezifische Anreizsysteme auf den Bereich der landwirtschaftlichen und gewerblichen Biogaserzeugung ausgeweitet werden könnten.

Optimierung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe, Einsatz alternativer Substrate

Silomais als ertragsstarke Kultur stellt derzeit als Ganzpflanzensilage den überwiegenden Anteil des Substratspektrums nachwachsender Rohstoffe im Anlagenbestand. Auf Grund bekannter Effekte (Verstärkung des Trends sehr einseitiger Fruchtfolgen, einer grundsätzlicher Konzentration des Maisanbaus um zentrale nawaRo-Biogasanlagen, steigende Pachtpreise, starke Humuszehrung, hoher Bedarf mineralischer Düngemittel und Pflanzenschutzmittel) sowie weicher Faktoren wie der Wahrnehmung zunehmender Maismonokulturen, der öffentlichen Diskussion um Effekte einer indirekten Landnutzungsänderung bzw. die „Tank-oder-Teller“-Debatte, erscheint es sinnvoll, die Art der Flächenbewirtschaftung stärker nach ökologischen Gesichtspunkten auszurichten und das Einsatzstoffspektrum stärker zu diversifizieren. Eine konkrete Abschätzung möglicher THG-Minderungseffekte ist auf Grund fehlender ökobilanzieller Betrachtungen solcher Entwicklung noch nicht möglich, die nachfolgend genannten Ansätze richten sich jedoch – neben der Minderung von THG-Emissionen – in der Regel auch auf übergreifende ökologische Belange und sollten deshalb hinsichtlich Wirtschaftlichkeit und konkreter THG-Minderungsleistungen bzw. ökologischer Vorteilhaftigkeit weiter untersucht und ggf. gezielt gefördert werden. Als Zielgröße realistischer THG-Minderungsleistungen durch eine Optimierung des Energiepflanzenanbaus bzw. Einsatz alternativer Substrate werden 10 %, bezogen auf die für 2010 ermittelten absoluten Emissionen dieser Quellgruppe (inkl. Transportlogistik) abgeschätzt. Dies entspräche einem THG-Minderungspotenzial von ca. 6.893 t CO₂-Äquivalenten/Jahr.

Die nachfolgende Liste stellt nur eine Auswahl vielfältiger Ansätze dar:

- Anbau von Mais in Mischkultur mit Leguminosen (z. B. Bohnen) zur Reduzierung des Bedarfs an mineralischem N
- Einsatz von Nebenprodukten aus der Marktfruchtproduktion (z. B. Raps-, Getreide- oder Maisstroh nach entsprechender Vorzerkleinerung)
- Anbau von Wildpflanzenmischungen, extensiv bewirtschaftbaren Energiegräsern oder mehrjährigen Kulturen (z. B. Durchwachsene Silphie)
- Nutzung von Zwischenfrüchten
- Etablierung spezieller Energiepflanzenfruchtfolgen
- Schaffung von Blühstreifen am Feldrand

Wissenschaftliche Nachweise zu THG- und sonstigen ökologischen Effekten o. g. Maßnahmen liegen noch nicht vor und sollten – zur Untersetzung möglicher Handlungsempfehlungen – für sächsische Standortbedingungen erarbeitet werden. Weitere Punkte wie die fachgerechte Durchführung der Arbeiten bei der Silierung (Festfahren, Abdichten, zügige Einlagerung der frischen Substrat etc.) oder der Einsatz von Silierhilfsmitteln bieten zusätzliche Potenziale zur Erhaltung der energetischen Wertigkeit der pflanzlichen Rohstoffe bzw. der Minimierung von Energieverlusten, werden aber nicht weiter betrachtet, weil diese im Ermessen des Landwirtes liegen. Hinweise und Potenzialschätzungen hierzu sind im Kapitel 3.4.1.1.5 enthalten.

Erhöhung des elektrischen Wirkungsgrades von Biogas-BHKW durch Einsatz von ORC-Nachverstromungsanlagen

ORC-Nachverstromungsanlagen ermöglichen die Nutzung der Abgas- oder der Abgas- und Kühlwasserwärme des BHKW in einem eigenständigen ORC-(Organic-Rankine-Cycle)-Kreisprozess mit einer Entspannungsturbine, die über einen verbundenen Generator Strom erzeugt. Kennzeichen des ORC-Prozesses ist die Verwendung eines organischen Arbeitsmittels mit niedrigen Verdampfungstemperaturen. Hierdurch kann auch Wärme auf einem vergleichsweise geringen Temperaturniveau als Antriebsenergie genutzt werden. Eine alternative Entwicklung stellt der CRC-(Clausius-Rankine-Cycle)-Kreisprozess dar, der Wasser/Wasserdampf als Arbeitsmedium verwendet und z. B. Hubkolbenexpansionsmaschinen zur Stromgewinnung nutzt. In den vergangenen ein bis zwei Jahren wurden durch mehrere Herstellerfirmen entsprechende ORC-/CRC-Systeme für Biogas-BHKW-Anlagen in den Markt eingeführt und bzw. werden fortlaufend weiterentwickelt. Eine Übersicht zu einigen marktverfügbaren Technologien ist z. B. im VDI Wissensforum (2013) nachzuschlagen. Langjährige Betriebserfahrungen dieser Technologien liegen somit noch nicht vor, obwohl die ORC-Technik als solche bereits vielfach in anderen Anwendungsbereichen (z. B. Holzheizkraftwerke, Geothermie) eingesetzt wird, hier jedoch in der Regel mit deutlichen höheren elektrischen Leistungen und Randbedingungen der Wärmequellen.

Die ORC-Technologie bietet eine geeignete Option zur energetischen Nutzung anfallender Abwärme, insbesondere wenn diese nicht für Heiz- oder Kühlprozesse genutzt werden kann. Systemkonzepte unterscheiden sich hinsichtlich der nutzbaren Wärmequelle (Abgas, Abgas- und Kühlwasserwärme) und der Kondensationstemperatur bzw. dem Niedertemperaturniveau, auf dem ggf. noch nutzbare Abwärme aus dem ORC-Prozess ausgekoppelt werden kann. Im Grundsatz lässt sich durch den Einsatz von ORC-Anlagen der elektrische Gesamtwirkungsgrad des BHKW um bis zu 10% steigern. Hieraus abgeleitet ergibt sich eine gesteigerte Einspeisung von Strom ins öffentliche Netz, verbunden mit höheren Gutschriften für die Verdrängung der THG-Emissionen aus der konventionellen Stromerzeugung. Weil sich die ORC-Technologie derzeit in der Phase der Markteinführung bzw. -durchdringung befindet und eine Vielzahl technologischer Lösungen angeboten wird, erfolgt der Verzicht auf eine detaillierte Potenzialabschätzung. Es wird aber empfohlen, diese aussichtsreiche Technologieoption (gerade als alternative Form einer Wärmenutzung) durch Pilotvorhaben in Sachsen zu fördern und entsprechende Daten zur Wirtschaftlichkeit und den Anlagenparametern im Rahmen eines Evaluierungsprogramms zu untersetzen. Auf dieser Basis könnten dann aufbauende Potenzialabschätzungen erarbeitet werden.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

Für die als grundsätzlich geeignet identifizierten Maßnahmen können die ermittelten absoluten THG-Minderungspotenziale als maximal erreichbare Zielgrößen wie in Tabelle 181 dargestellt werden. Für Optimierungsmaßnahmen im Anlagenbestand gilt als Ausgangsbasis das Jahr 2010. Alle zwischen 2010 bis dato umgesetzten THG-Minderungsmaßnahmen (i. W. der BGA-Zubau, aber auch die Nachrüstung von zusätzlichen Gasverwertungseinrichtungen an Bestandsanlagen) sind in dieser Potenzialschätzung mit enthalten. Ein zusätzliches, aber nicht zahlenmäßig untersetztes Potenzial besteht in der Nachrüstung von ORC-Nachverstromungsanlagen für Biogas-BHKW zur Verbesserung der Abwärmenutzung (s. o.).

Tabelle 181: Maximale THG-Minderungspotenziale durch eine Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen

Beschreibung der THG-Minderungsmaßnahmen	Maximales THG-Minderungspotenzial [t CO ₂ e/a]
Neubau oder Erweiterung wirtschaftsdüngerbasierte BGA mit BHKW vor Ort	270.030
Neubau oder Erweiterung von nawaRo-Biomethananlagen mit Gasaufbereitung und Einspeisung ins Erdgasnetz, Nutzung Biomethan in KWK	242.852
Nachrüstung von Gasspeichern auf bislang offene Gärrestlager und Anschluss an das Gasverwertungssystem	72.828
Reduzierung des Methanschlupfs im Abgas von BHKW der Bestands-BGA	44.946
Reduzierung diffuser Methanemissionen durch Nachrüstung stationärer Gasfackeln (soweit nicht vorhanden)	12.497
Reduzierung des Eigenstromverbrauchs der Bestands-Biogasanlagen	7.725
Optimierung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und Einsatz alternativer Substrate bei Bestands-BGA	6.893
Summe max. THG-Minderungspotenziale	657.771

Die in Tabelle 181 dargestellten Minderungspotenziale beziehen sich auf eine gesamtheitliche Betrachtung der Biogas-technologie (siehe Definition auf Seite 128) und können nicht ohne entsprechende Korrekturen auf die im Kapitel 1 definierte THG-Bilanz für den Bilanzraum „sächsische Landwirtschaft“ übertragen werden. Die ermittelten THG-Minderungseffekte überschreiten teilweise die räumlichen Bilanzgrenzen. In den dargestellten Werten nicht enthalten sind Abschätzungen zu möglichen Negativeffekten auf die globale THG-Bilanz (z. B. indirekte Landnutzungsänderungen, iLUC) durch eine Ausweitung der landwirtschaftlichen Flächennutzung zur Bioenergieproduktion. Es ist darauf hinzuweisen, dass aus methodischen Gründen Optimierungspotenziale nur in Bezug auf die Bestandssituation der BGA (Stand 2010) abgeschätzt wurden. Im Grundsatz lassen sich Optimierungsansätze wie eine optimierte elektrische Anlagentechnik, Maßnahmen in Bezug auf die Energiepflanzenbereitstellung oder Emissionsminderungsmaßnahmen an BHKW-Anlagen auch auf neue Biogasanlagen übertragen oder werden (z. B. im Bereich der Anlagentechnik entsprechend der Marktentwicklungen schrittweise Stand der Technik). Emissionsmindernde Maßnahmen, die bereits jetzt durch das EEG (2012) für den Anlagenneubau verbindlich gelten, sind in den Abschätzungen zur Entwicklung des Neuanlagenbestands bereits berücksichtigt.

Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzleistung/Maßnahmen

Tabelle 182 und Tabelle 183 stellen weitere Aspekte zur die Beurteilung der Klimaschutzleistungen/Maßnahmen vergleichend dar.

Tabelle 182: Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Biogasanlagen (1)

Maßnahme	Neubau wirtschaftsdünger- basierter BGA (nawaRo-Anteil gemittelt bis ca. 30 %)	Neubau von Biomethananlagen auf 100 % nawaRo-Basis	Gasdichte Ausführung der GPL aller Bestands-BGA (Stand 2010)
Wirksamkeit (Senkung der Emission/ Produkteinheit)	ca. 776 g CO ₂ e/kWh _{el}	ca. 767 g CO ₂ e/kWh _{el}	ca. 96 g CO ₂ e/kWh _{el}
Kosten je vermiedene Tonne CO ₂ e	16 und 550 €/t CO ₂ e (EU-AGRO-BIOGAS 2010)	keine Angaben vorhanden, Orientierungswerte siehe links	< 0 bis 12 €/t CO ₂ e (Kosten stark abhängig vom konkreten Emissionspotenzial der Gärreste und der angesetzten Nutzungsdauer der Gasspeicher)
Synergien/Dissynergien im Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft	bei mittleren und kleinen BGA keine wesentlichen Auswirkungen	je nach Flächennutzung für den Energiepflanzenanbau ggf. Dissynergien durch Konzentrationswirkung im Umfeld großer BMA	Synergien durch Reduzierung von NH ₃ -Emissionen bei der Lagerung
Dauerhaftigkeit*	bei sachgerechter Betriebsführung gewährleistet	bei sachgerechter Betriebsführung gewährleistet	bei sachgerechter Betriebsführung gewährleistet
Verlagerungs-/Verdrängungseffekte	möglich durch Reduzierung der Anbaufläche für andere landwirtschaftliche Produkte	möglich durch Reduzierung der Anbaufläche für andere landwirtschaftliche Produkte	keine
Kontrollierbarkeit	möglich im Rahmen der Anlagene genehmigung und -überwachung	möglich im Rahmen der Anlagene genehmigung und -überwachung	möglich im Rahmen der Anlagene genehmigung und -überwachung
Kontrollaufwand	je nach Anforderung	je nach Anforderung	je nach Anforderung
Eignung für den THG-Emissionshandel	nicht geeignet	nicht geeignet	nicht geeignet
Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft	grundsätzlich positiv (Diversifizierung von Einkommensquellen landwirtschaftlicher Betriebe)	unwesentlich (nur positiv siehe links, wenn Errichtung und Betrieb durch landwirtschaftliche Betriebe)	unwesentlich

* Die Bewertung der Dauerhaftigkeit entsprechender Maßnahmen setzt voraus, dass die gesetzlichen Randbedingungen für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb (insbesondere das EEG) erhalten bleiben oder ggf. verbessert werden.

Tabelle 183: Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Biogasanlagen (2)

Maßnahme	Reduzierung diffuser CH ₄ -Emissionen durch Nachrüstung stationärer Gasfackeln im Bestand (soweit nicht vorhanden)	Reduzierung des Eigenstromverbrauchs aller Bestands-BGA (Stand 2010)	Optimierung des Anbaus nachwachsender Roh- stoffe, Einsatz alternativer Substrate	Reduzierung des Methanschlupfs im Abgas aller BHKW der Bestands-BGA (Stand 2010)
Wirksamkeit (Senkung der Emission/Produkteinheit)	ca. 19,8 g CO ₂ e/kWh _{el}	ca. 7,6 g CO ₂ e/kWh _{el}	nicht allgemeingültig quantifizierbar, Schätzung: ca. 13,4 g CO ₂ e/kWh _{el}	ca. 63,6 g CO ₂ e/kWh _{el}
Kosten je vermiedene Tonne CO ₂ -Äquivalente	30 und 60 €/t CO ₂ e (Nutzungsdauer der Fackel: 10 Jahre) 21 und 42 €/t CO ₂ e (Nutzungsdauer der Fackel: 16 Jahre)	< 0 €/t CO ₂ e (bei wirtschaftlicher Gesamtbetrachtung über den Nutzungszeitraum von Effizienzkomponenten)	keine Angaben möglich	220 bis 35 €/t CO ₂ e (TNV, autothermer Betrieb), 260 und 80 €/t CO ₂ e (TNV mit Zusatzbrennstoffbedarf)
Synergien/Dissynergien im	unwesentlich	unwesentlich	überwiegend positive	unwesentlich

Maßnahme	Reduzierung diffuser CH ₄ -Emissionen durch Nachrüstung stationärer Gasfackeln im Bestand (soweit nicht vorhanden)	Reduzierung des Eigenstromverbrauchs aller Bestands-BGA (Stand 2010)	Optimierung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe, Einsatz alternativer Substrate	Reduzierung des Methanschlupfs im Abgas aller BHKW der Bestands-BGA (Stand 2010)
Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft			ökologische Auswirkungen (Diversifizierung, Extensivierung)	
Dauerhaftigkeit*	bei sachgerechter Wartung/Instandhaltung gegeben	bei sachgerechter Wartung/Instandhaltung gegeben	bei Einhaltung der guten fachlichen Praxis gegeben	bei sachgerechter Wartung/Instandhaltung gegeben
Verlagerungs-/Verdrängungseffekte	keine	keine	unwesentlich über die bestehenden Auswirkungen hinaus gehend	keine
Kontrollierbarkeit/	möglich im Rahmen der Anlagengenehmigung und -überwachung	keine externe (behördliche) Kontrollierbarkeit, bei Investförderung ggf. Nachweisführung über Messgeräte möglich/gering	möglich im Rahmen der Anlagengenehmigung und -überwachung	möglich im Rahmen der Anlagengenehmigung und -überwachung
Kontrollaufwand	je nach Anforderung	gering	je nach Anforderung	je nach Anforderung
Eignung für den THG-Emissionshandel	nicht geeignet	nicht geeignet	nicht geeignet	nicht geeignet
Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft	unwesentlich	leicht positiv, weil langfristige Kostenreduzierung bei BGA-Betrieb	unwesentlich	leicht negativ, weil Zusatzkosten für den BHKW-Betrieb**

* Die Bewertung der Dauerhaftigkeit entsprechender Maßnahmen setzt voraus, dass die gesetzlichen Randbedingungen für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb (insbesondere das EEG) erhalten bleiben oder ggf. verbessert werden.

** Benachteiligung gegenüber Betreibern von Erdgas-BHKW, falls hier keine äquivalenten THG-Minderungsmaßnahmen gefordert würden

Fazit

Für den Technologiepfad der Biogasproduktion und Verwertung bieten sich sowohl im Bereich des Neubaus und der Erweiterung von Anlagen als auch in der Optimierung bestehender Anlagen bedeutende Potenziale zur Minderung von THG-Emissionen. Geht man davon aus, dass ca. 50 % aller anlagenbezogenen THG-Emissionen als Methan emittiert werden, leitet sich ab, dass – sowohl im Anlagenbestand als auch beim Neubau von Biogasanlagen – eine Priorität auf der Vermeidung von Methanemissionen liegen sollte. Vermiedene Methanemissionen tragen zu zusätzlichen THG-Minderungen bei, wenn die nicht emittierten Frachten einer energetischen Verwertung zugeführt werden. Die gesetzlichen Randbedingungen, die aus dem EEG (2012) für den Neubau von Biogasanlagen gelten, definieren für wesentliche Emissionsquellen (Gärreste, Abluft aus Biogasaufbereitungsanlagen) und die Anlagentechnik (z. B. Nottackeln) bereits sinnvolle THG-Minderungsmaßnahmen verbindlich vor und bilden damit den Stand der Technik ab. Mit der Festschreibung einer Nachrüstpflicht alternativer Gasverwertungseinrichtungen (i. d. R. Nottackeln) für alle Bestandsanlage bis Ende 2013 wird diese emissionsmindernde Technik im EEG (2012) auch für den Anlagenbestand verbindlich gefordert. Die entsprechend abgeschätzten THG-Minderungspotenziale (>12.500 t CO₂-Äquivalente/Jahr) sollten somit spätestens bis zu diesem Zeitpunkt realisiert werden. Für BHKW-Anlagen, die mit dem Abgas erhebliche Mengen an Methan emittieren, liegt mit marktverfügbarer Technik thermischer Nachverbrennungsanlagen (TNV) zwar bereits eine Möglichkeit zur effektiven Minderung von Methanemissionen vor, die spezifischen Behandlungskosten sind jedoch vergleichsweise hoch. Alternative Systeme zur Emissionsminderung (insbesondere Oxidationskatalysatoren) befinden sich erst in einem frühen Entwicklungsstadium. Thermische Verfahren zur Nachbehandlung der Abgase von Biogas-BHKW-Anlagen stellen eine geeignete Möglichkeit dar, Methanemissionen zu reduzieren, die Minderungspotenziale erstrecken sich jedoch (über den Bereich der Landwirtschaft hinaus) analog auf Erdgas-BHKW-Anlagen, die in anderen Betrachtungsbereichen (Energieversorgung, Gewerbe, Industrie und Haushalte) zum Einsatz kommen. Insofern sollte eine Potenzialabschätzung bzw. ein möglicher Lösungsansatz übergreifend für die gesamte Gasmotorenteknologie (Erdgas, Biogas, Klärgas) angestrebt werden.

Auf Grund der hohen spezifischen Emissionsminderungspotenziale sollte der Ausbau wirtschaftsdüngerbasierter Biogasanlagen weiter gefördert und unterstützt werden. Die ermittelten Substratpotenziale zeigen jedoch, dass Standorte mit vergleichsweise hohem Wirtschaftsdüngeranfall i. d. R. bereits über eine Biogasanlage verfügen. Eine Ausbauoption liegt daher vielmehr im Bereich kleiner und mittlerer Güllebiogasanlagen, die je nach Wirtschaftsdüngeranfall am Standort als reine Güllevergärungsanlagen bzw. Anlagen mit hohem Wirtschaftsdüngeranteil (70-80 %) betrieben werden könnten. Insbesondere für den Kleinanlagenbereich (z. B. EEG-Güleanlagen 75 kW_{el}) sollte für die sächsischen Standortbedingungen geprüft werden, inwiefern bzw. unter Einbeziehung zusätzlicher Fördermaßnahmen eine solide Wirtschaftlichkeit beim Anlagenbetrieb erreicht und inwieweit durch Standardisierung von Abläufen bei Genehmigungsverfahren der Bau entsprechender BGA unterstützt werden kann.

Eine alternative Entwicklungsrichtung ist der Ausbau von nawaRo-Biomethananlagen (BGA mit Aufbereitung und Einspeisung ins Erdgasnetz). Anhand der derzeitigen Marktentwicklungen wird für diese Art von Anlagen, die in Sachsen erstmals ab dem Jahr 2010 errichtet und in Betrieb genommen wurden, jedoch ein eher verhaltener Zuwachs prognostiziert und ein zahlenmäßig begrenztes Potenzial (Verdopplung der Einspeiseleistung mit Stand 08/2013) abgeschätzt. Die absoluten THG-Minderungspotenziale dieser Anlagentechnik liegen in einer vergleichbaren Größenordnung wie die Schätzungen für Wirtschaftsdüngerbasierte BGA. Auf Grund der hohen durchschnittlichen Leistungsgrößen solcher Biogasanlagen und dem entsprechenden Flächenbedarf nachwachsender Rohstoffe sollte bei einer Weiterentwicklung dieser Technologieoption der Schwerpunkt auf einer ausgewogenen Substratmischung, angepassten Bewirtschaftungsverfahren für den Energiepflanzenanbau sowie einer effizienten Substrat- und Gärrestlogistik liegen.

Wesentliche THG-Minderungspotenziale sind dem Biogasanlagenbestand zuzurechnen. Insbesondere die Nachrüstung gasdichter Abdeckungen von Gärrestlagern und die Einbindung in das Gasverwertungssystem zeigen deutliche Minderungspotenziale, die – je nach Höhe der anlagenspezifischen Methanemissionen – bei einer Umsetzung sogar Zusatzerlöse für den Betreiber generieren können bzw. keine wesentlichen Mehraufwendungen bedeuten. Für diese Maßnahme sind jedoch die individuellen Voraussetzungen an den einzelnen Standorten verstärkt zu berücksichtigen. Weitere Einsparpotenziale liegen im Bereich des Eigenstromverbrauchs und der Optimierung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe bzw. dem Einsatz alternativer Substrate.

Für alle Biogasanlagen (Neubau und Bestand) wird empfohlen, verstärktes Augenmerk auf die Vermeidung von Methanemissionen zu legen. Inwiefern dies durch behördliche Kontrollfunktionen (beispielsweise Emissionsmessungen, Begutachtung der Funktionsfähigkeit von Sicherheitseinrichtungen) oder eine freiwillige Kontrollfunktion im Rahmen eines übergreifenden Anlagenmonitorings erfolgen kann, sollte geprüft werden. Auf Basis der Ergebnisse zum Anlagenbestand erscheint auch eine Weiterführung und Ausweitung des LfULG-Biogasanlagenmonitorings auf den Gesamtbestand (bzw. repräsentative BGA) unter Vertiefung einzelner Fragestellungen (z. B. Substrateinsatz, Anlagenauslegung, Energieeffizienz, Restgaspotenziale, Machbarkeit der Nachrüstung gasdichter Abdeckungen von Gärrestlagern) sinnvoll und sollte im Gesamtkontext eines THG-Minderungskonzeptes weiter verfolgt werden. Es wird außerdem empfohlen, qualifizierte Energieberatungsleistungen zu fördern und ggf. vorhandene Förderprogramme zur Umsetzung energieverbrauchs- bzw. emissionsmindernder Maßnahmen für auf den Bereich Biogasanlagen auszuweiten.

3.2.2.2 Erzeugung und Nutzung von Pflanzenöl, Biodiesel, Bioethanol

Status quo und Entwicklungstendenz

Die Entwicklung von Erzeugungskapazitäten und Produktionsmengen für Biokraftstoffe (Pflanzenöl, Biodiesel, Bioethanol) wird im Wesentlichen durch politische Vorgaben und die hieraus abgeleiteten gesetzlichen Rahmenbedingungen wie die Quotenvorgaben für die Biokraftstoffanteile im Kraftstoffmix und oder die reduzierte Besteuerung von Biokraftstoffen beeinflusst. Die dynamische Entwicklung der Biodieselerzeugung in Deutschland (und bis etwa 2008 auch die Produktion von Pflanzenöl als Biokraftstoff) ging bislang einher mit steigenden Produktionsmengen an Raps aus einheimischer Produktion in der Landwirtschaft, wobei keine unmittelbaren Proportionalitäten zwischen Biodiesel- und Rapsproduktion zu erkennen sind (siehe Abbildung 97). Zu berücksichtigen ist außerdem, dass Raps und andere heimische Ölpflanzen nicht die gesamte Rohstoffbasis repräsentieren. So wurden nach VDB (2013a) im Jahr 2012 ca. 15 % des erzeugten Biodiesels aus anderen Rohstoffen hergestellt. Weil Raps auch in anderen Produktionsbereichen Anwendung findet, ist davon auszuge-

hen, dass weder der inländische Bedarf der Produktionsanlagen noch der Bedarf der Endverbraucher vollständig durch einheimische Rohstoffe gedeckt werden konnte.

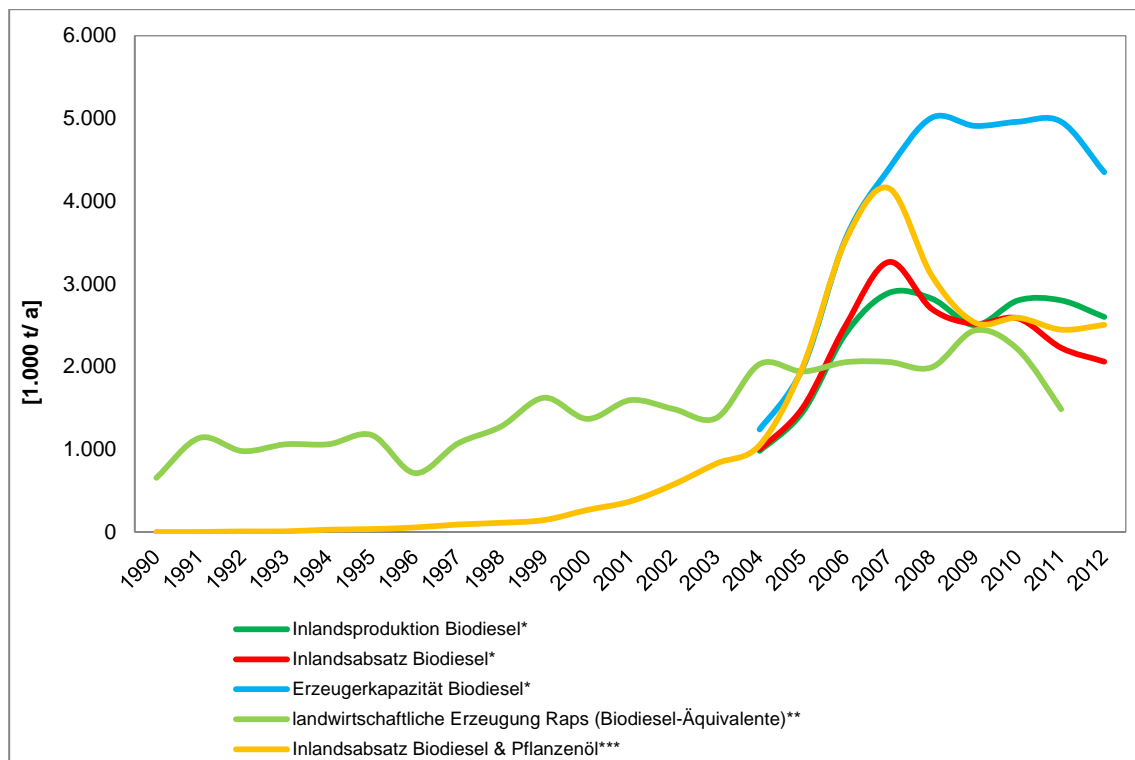


Abbildung 97: Entwicklung der Produktions- und Absatzmengen von Biodiesel und Rapsölkraftstoff sowie der landwirtschaftlichen Rapserzeugung nach unterschiedlichen Datenquellen

Quelle: eigene Grafik nach Daten von FNR (2013a)*, RÖSEMANN et al. (2013)** mit Umrechnung in Biodieseläquivalente und BMU (2013)***

Während sich der flächenbezogene Anteil des Rapsanbaus in Deutschland seit 1992 (Jahr mit ersten nennenswerten Produktionsmengen an Biodiesel und reinem Pflanzenöl als Biokraftstoff in Deutschland) von 8 % auf 11-12 % vergleichsweise moderat entwickelte, stieg der Anteil der Rapsanbaufläche in Sachsen von 8 % auf 18-19 % (RÖSEMANN et al. 2013) und erreichte damit ein Niveau, das aus pflanzenbaulicher Sicht (unter Einhaltung notwendiger Anbaupausen) bereits im Bereich einer hohen Flächenbeanspruchung liegt. Unter Beibehaltung einer minimalen Anbaupause für Raps von 3 Jahren ergibt sich eine maximale Obergrenze von 25 % der Ackerflächen der jeweiligen Betriebe (bzw. vereinfachend auf die Ackerflächen Sachsens übertragen). Hieraus abgeleitet bestehen für Sachsen nur noch geringe Ausbaupotenziale für diesen Bioenergie-Rohstoff.

Ein ähnliches Bild ergibt sich sowohl für Sachsen als auch für Gesamtdeutschland bei Getreide als potenziellem Rohstoff für die Bioethanolgewinnung, das mit 55 % (Sachsen) bzw. 52 % Deutschland) bereits eine sehr einseitige Flächennutzung widerspiegelt. Mit der Einführung der Beimischpflicht für Biokraftstoffe zu herkömmlichen Diesel- und Ottokraftstoffen im Jahr 2007 und die erstmalige (schrittweise) Besteuerung von Biokraftstoffen gab es eine weitgehende Stagnation der Produktionsmengen aller Biokraftstoffe und teilweise rückläufige Absatzzahlen. Besonders betroffen war der Absatz von reinem Pflanzenöl und reinem Biodiesel, weil diese über die zusätzlichen Steuerbelastungen nicht mehr hinreichend konkurrenzfähig waren. Mit Stand 2013 werden diese Reinkraftstoffe mit dem vollen Steuersatz besteuert und sind damit fast gleich besteuert wie fossiler Dieselkraftstoff. Seit etwa 2011 ist der Absatz von Reinkraftstoffen nur noch in marginalem Maße zu registrieren (FNR 2013a). Für Anwendungen in der Land- und Forstwirtschaft sind Biodiesel und Pflanzenöl als Reinkraftstoffe bis 2015 weiterhin steuerbefreit, fossiler Diesel genießt für diese Wirtschaftsbereiche jedoch auch einen reduzierten Steuersatz. Abbildung 98 zeigt die Entwicklung des Biokraftstoffabsatzes in Deutschland seit 2004.

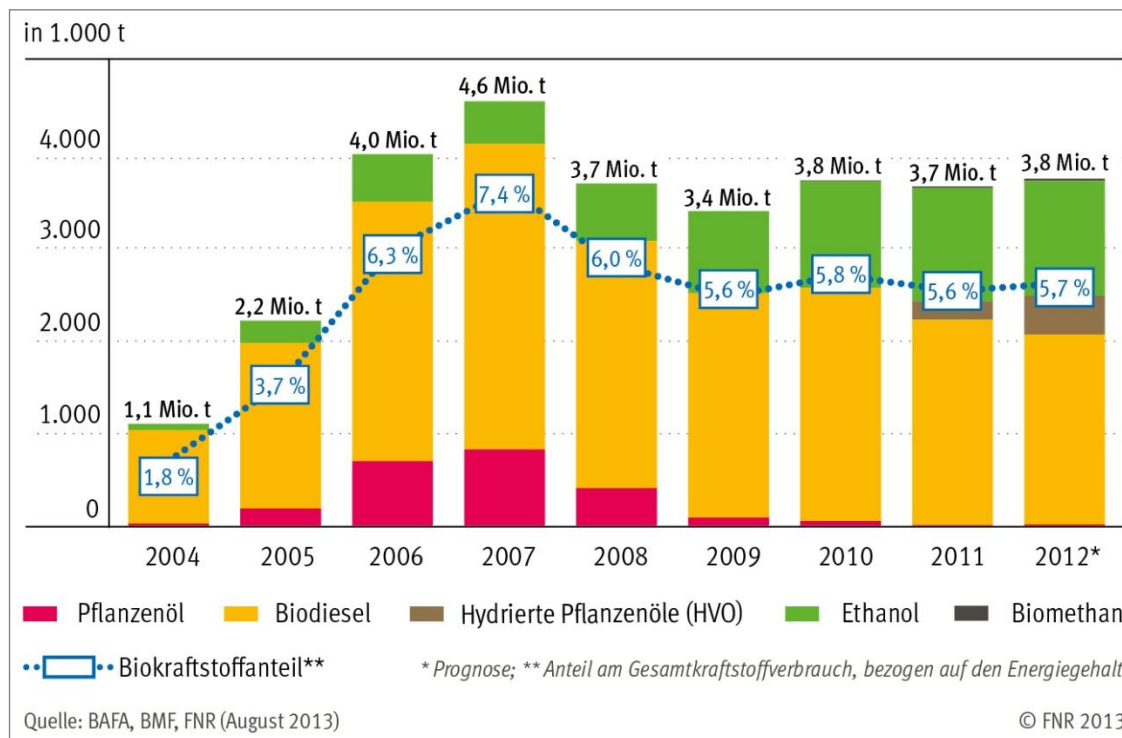


Abbildung 98: Entwicklung des Biokraftstoffabsatzes in Deutschland zwischen 2004 und 2012

Quelle: FNR (2013)

Inländische Produktionskapazitäten für Biokraftstoffe sind seit längerer Zeit nicht vollständig ausgelastet. So waren Produktionsstätten für Bioethanol im Jahr 2012 zu etwa 66 % ausgelastet (BDBe 2013), obwohl diese nur etwa 50 % der inländischen Absatzmengen erzeugen (FNR 2013a). Bei Biodiesel lag die Produktionsmenge in den letzten Jahren zwischen etwa 50 und 60 % der installierten Kapazität. Produktionskapazitäten für Pflanzenöle als Treibstoffe sind deutlich rückläufig. In Sachsen ging die Zahl der dezentralen Ölsaatenverarbeitungsanlagen seit 2010 um fast 1/3 zurück, die zwei Produktionsanlagen für Biodiesel blieben erhalten und steigerten in Summe die Produktion (JÄKEL 2013).

Seit etwa 2011/12 zeichnet sich auf europäischer Ebene eine Richtungsänderung in der Biokraftstoffpolitik ab. Neben der Diskussion um Effekte indirekter Landnutzungsänderungen als Folge der Biokraftstoffproduktion gehen Vorschläge dahin, den Einsatz von Biokraftstoffen aus Anbaubiomasse (d. h. Biodiesel aus Raps, Bioethanol aus Zuckerrüben oder Getreide) auf max. 6 % der Gesamtmenge zu begrenzen¹⁸ und Biokraftstoffe aus anderen Rohstoffen wie Altspeiseöle, tierische Fette, Stroh, Rohglycerin oder Zukunftsoptionen wie Algenbiomasse durch Mehrfachanrechnung auf die Biokraftstoffquote zu fördern (VDB 2013b). Damit würden die bestehenden Produktionskapazitäten bei weitem ausreichend sein, um die Quotenvorgaben für Kraftstoffe aus Anbaubiomasse bereitzustellen, das Absatzniveau würde sich – in Bezug auf das Niveau der letzten Jahre – nicht wesentlich verändern. Für deutsche und europäische Biokraftstoffproduzenten kommt erschwerend dazu, dass Importe aus nicht europäischen Ländern das Preisniveau deutlich negativ beeinflussen und die Existenz einzelner Produktionsstandorte teilweise in Frage stellen. So werden durch deutsche Biokraftstoffproduzenten Marktverwerfungen durch die Einfuhr subventionierte Biodieselmengen aus Argentinien und Indonesien, die teilweise nicht den Vorgaben der BioKraft-NachV (2009) entsprechen und über getauschte Nachhaltigkeitszertifikate auf die deutsche Biokraftstoffquote angerechnet wurden, sowie deutlich höhere Importe von Biodiesel aus Altspeisefetten beklagt (IWR 2012).

Die Herkunftsbilanz der an deutschen Tankstellen in Mischprodukten abgegebenen Biokraftstoffe verdeutlicht diesen Trend, indem bereits erhebliche Mengen nicht deutscher bzw. außereuropäischer Biokraftstoffe eingesetzt werden (BLE 2013). Verschiedene Autoren weisen auf mögliche Negativeffekte der geplanten Änderungen in der Biokraftstoffpolitik hin.

¹⁸ Prozentangaben zu Quotenvorgaben beziehen sich immer auf den Heizwert eingesetzter Kraftstoffe.

So verweist KINDT (2013) auf Betrugspotenziale bei der Sammlung und dem Handel von Altspeisefetten, die – nach Aufbereitung zu Biodiesel – eine Zweifachanrechnung auf die Biokraftstoffquoten genießen könnten und allein dadurch an Marktwert gewinnen. Betrugsansätze bestünden z. B. in der Deklaration von frischem Palmöl mit künstlich erzeugten Abfalleigenschaften als Altspeisefett (ebd.). NAUMANN & MAJER (2013) stellen dar, dass durch die Mehrfachanrechnung bestimmter Biokraftstoffe die reale Biokraftstoffquote abnimmt und durch den physischen Mehrbedarf fossiler Kraftstoffe die THG-Bilanz des gesamten Kraftstoffeinsatzes im Vergleich zum Status quo steigen werde.

Aus den oben genannten Entwicklungen lässt sich ableiten, dass es bei Beibehaltung der derzeitigen gesetzlichen Rahmenbedingungen bzw. bei Umsetzung der diskutierten Rahmenvorgaben keine wesentlichen Entwicklungen der deutschen (und sächsischen) Produktionsmengen geben wird. Auf Grund der Überkapazitäten, insbesondere im Bereich der Biodieselerzeugung, werden keine Zuwächse an Anlagenkapazität erwartet. Weil die Bewertung der THG-Minderungen in Sachsen ausschließlich produktionsbezogen erfolgt (d. h. über die Produktionsmenge an Biokraftstoffen aus sächsischen Produktionsanlagen und bilanziell aus sächsischer landwirtschaftlicher Erzeugung), lässt sich eine relativ sichere Prognose ableiten, dass keine Produktionsstätten für Biokraftstoffe bis ca. 2020 in Sachsen neu errichtet werden. Inwieweit sich der veränderliche Rohstoffbedarf bestehender Produktionsstätten auf das Angebot der landwirtschaftlichen Erzeuger auswirkt, ist schwer abzuschätzen, weil i. d. R. die standardisierten Rohstoffe (Raps, Getreide, Zuckerrübe) über Zwischeninstanzen gehandelt werden und Anbauentscheidungen in großem Maße an Marktpreisen orientiert sind. Marktpreise resultieren aus einem komplexen Zusammenspiel aus Nachfrage (Lebens- und Futtermittelindustrie, Biokraftstoff- und Grundstoffindustrie, Exporte), Einflüssen durch Spekulationsgeschäfte an Rohstoffterminbörsen, dem weltweiten Rohstoffhandel und Schwankungen der Ertragslage gehandelter Agrarprodukte in den weltweiten Anbauregionen. Ein rückläufiger Trend bei der landwirtschaftlichen Erzeugung von Raps ist auch aus Tabelle 93 zu erkennen, wobei hieraus noch keine belastbaren prognostischen Tendenzen abgeleitet werden sollten.

Eine grundsätzlich sinnvolle Option ist der Einsatz von reinem Pflanzenöl für Nutzfahrzeuge (insbesondere Traktoren) in der Landwirtschaft. Derzeit bestehen zwar durch die Steuerbefreiung reiner Biokraftstoffe in der Landwirtschaft keine wesentlichen Preisdifferenzen zu Agrardiesel, durch die deutlich höheren Anschaffungskosten marktverfügbarer Pflanzenölfahrzeuge – mit durchschnittlichen Mehrkosten von etwa 10.000 bis 15.000 Euro pro Schlepper (Neue Energie 2013) – bestehen aber bislang keine Anreize zur Neuanschaffung solcher Fahrzeuge. Eine aktuelle Initiative des Deutschen Bauernverbandes (DBV) gemeinsam mit der Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen (ufop) und dem Bundesverband Dezentraler Ölmühlen und Pflanzenöltechnik (BDOel) setzt sich für die Förderung des Einsatzes von Reinbiokraftstoffen in der Land- und Forstwirtschaft ein und propagiert ein 10.000-Schlepper-Programm mit einer Laufzeit von 5 Jahren zur Markteinführung von Landmaschinen für den Einsatz von Pflanzenöl, Reinbiodiesel und Biomethan (BDOel/UFOP/DBV 2013). Ziel ist u. a. die Investitionskostenreduzierung durch eine verstärkte Nachfrage nach entsprechender Landtechnik und Weiterentwicklung bzw. Serienproduktion in relevanten Stückzahlen. Auch die Agrarministerkonferenz der Länder sprach sich am 28. September 2012 dafür aus, die bereits bestehende Steuerbefreiung für reinen Pflanzenölkraftstoff in der Land- und Forstwirtschaft fortzuführen, außerdem sollte durch das BMELV die Möglichkeiten zur Förderung der Aus- und Umrüstung von Traktoren und sonstigen Landmaschinen auf den Betrieb mit Pflanzenöl geprüft werden (AMK 2012).

Bewertung von Minderungspotenzialen

Für die Bewertung der Minderungspotenziale des Einsatzes von reinem Pflanzenöl als Kraftstoff werden die gültigen Standard-Werte (Default) nach BioKraft-NachV (2009) verwendet, die auch im Kapitel 2.2.2.4 beschrieben sind.

Potenzial zur THG-Minderung in Sachsen

Der Bestand an Traktoren in Deutschland liegt derzeit bei etwa 150.000 bis 200.000 Fahrzeugen (Neue Energie 2013). Der als Potenzial beschriebene Zuwachs an Neu- oder umgerüsteten Fahrzeugen liegt damit bei etwa 5 %. Unterstellt man eine etwaige Verteilung dieser Fahrzeuge entsprechend der Anteile landwirtschaftlicher Nutzflächen der Bundesländer, läge der potenzielle Fahrzeugbestand in Sachsen bei etwa 550 Fahrzeugen. Für die Abschätzung der THG-Minderungspotenziale bis 2020 wird vereinfachend davon ausgegangen, dass diese Fahrzeuge etwa 5 % des Dieselbedarfs (Stand 2010, siehe Kapitel 1.3 und 2.2.1) in der sächsischen Landwirtschaft substituieren und entsprechende THG-Minderungen bewirken. Es ist davon auszugehen, dass diese Schätzung das Potenzial leicht überbewertet, weil in diesen Verbrauchsmengen auch Fahrzeuge enthalten sind, für die eine Umrüstung auf Pflanzenölbetrieb derzeit technisch nicht

möglich ist (z. B. Mährescher). Basierend auf einem Gesamt-Dieselbedarf in Höhe von 4.428.000 GJ/Jahr ergibt sich ein Pflanzenöleinsatz von 221.400 GJ/a, der eine THG-Minderung in Höhe von 7.055 t CO₂-Äquivalenten/Jahr bewirken würde. Der reale Flächenbedarf für die Erzeugung der ca. 6.000 t/a Rapsöl läge bei ca. 5.030 ha. Dies entspricht ca. 3,7 % der Anbaufläche von Winterraps im Jahr 2010. Unter der Annahme, dass die Zielsetzung der o. g. Initiative in den kommenden 5 Jahren umgesetzt würde, könnten ggf. eintretende Bedarfsreduzierungen der Rohstoffmengen bestehender Biodieselproduktionsstätten gedämpft oder ausgeglichen werden. Damit könnten auch indirekte Folgeeffekte wie ein erhöhter Bedarf an Sojaextraktionsschroten aus Importen in einem begrenzten Umfang vermieden bzw. abgemildert werden. Folge des beschriebenen Anreizprogramms sollte nach dessen Laufzeitende sein, dass der Einsatz von Pflanzenöl in speziellen Fahrzeugen auch unter Marktbedingungen eine wirtschaftliche Technologieoption darstellt. Demnach sollten die im Jahr 2020 realisierten THG-Minderungen höher ausfallen als hier abgeschätzt.

Eine vollständige Deckung des Kraftstoffbedarfs der sächsischen Landwirtschaft hätte THG-Minderungen in Höhe von **141.100 t CO₂-Äquivalenten/Jahr** zur Folge. Der Flächenbedarf für die Erzeugung der hierfür notwendigen ca. 120.000 t/a Rapsöl läge bei ca. 100.570 ha. Dies entspricht ca. 73,5 % der Anbaufläche von Winterraps im Jahr 2010. Eine autarke Versorgung der sächsischen Landwirtschaft mit Biokraftstoffen aus eigener Produktion wäre somit rechnerisch möglich, hätte jedoch (bei Beibehaltung des Produktionsniveaus des Jahres 2010) Auswirkungen auf die Angebotsnachfrage anderer Verarbeitungsbranchen oder müsste durch Erhöhung der Flächenanteile bis zu Ausschöpfung des maximal möglichen Flächenanteils erfolgen.

Die Initiative des Deutschen Bauernverbandes, der Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen und dem Bundesverband Dezentraler Ölmühlen und Pflanzenöltechnik schlägt folgende Maßnahmen zu Zielerreichung des bundesdeutschen 10.000 Schlepper-Programms vor (BDOel/UFOP/DBV 2013):

- **Einführung eines Marktanreizprogramms:** „Gewährung einer Förderung für Schlepper und andere land- und forstwirtschaftliche Fahrzeuge, welche für Flex-Fuel, Pflanzenöl-, B100- oder Biomethan-Betrieb verkauft oder nachgerüstet werden. Die Förderung kann als Darlehen mit Tilgungszuschuss (Vorbild KfW) bzw. als direkter Investitionszuschuss gewährt werden. Eine Finanzierung kann aus dem Energie- und Klimafonds oder über die Agrarinvestitionsförderung (ELER/GAK) erfolgen. Als Zielgröße sollte etwa fünf Jahre lang die Anschaffung von 10.000 Schleppern gefördert werden. Dabei sind alle Biokraftstoffverwender der Land- und Forstwirtschaft wie Maschinenringe, Lohnunternehmen usw. einzubeziehen. Um in einem kurzen Zeitintervall viele Neufahrzeuge mit Flex-Fuel, Pflanzenöl-, B100- und Biomethan-Betrieb zu erreichen, sollten Leasing-Varianten in der Förderung besonders berücksichtigt werden“.
- **Vereinfachtes Steuerverfahren:** „Einführung eines vereinfachten Steuerverfahrens für die genannten Nutzergruppen, die auf Pflanzenöl, B100 oder Biomethan zum Energiesteuersatz ‚Null‘ umstellen. Dazu wird vorgeschlagen, dass Landwirte eine für den jeweiligen Betrieb limitierte Bezugsmenge zum Steuersatz ‚Null‘ einsetzen können, die aus den nachgewiesenen Verbrauchsmengen der Vorjahre abgeleitet wird“.
- **Monitoring/Beratung/Öffentlichkeitsarbeit:** „Begleitung der Markteinführung durch eine Branchenplattform unter Einbindung der Landmaschinenindustrie, einschließlich der nötigen Öffentlichkeitsarbeit, Beratung (z. B. Qualitätssicherungssysteme) usw. Hierzu sollte begleitend eine Marktstudie zur Einschätzung des Eintrittszeitraumes der für dezentrale Ölmühlen existenzsichernden Absatzmengen in die Landwirtschaft erstellt werden. In diesem Zusammenhang sind auch Brückenlösungen für die zwischenzeitliche Existenzsicherung der bestehenden Infrastruktur (Produktion und Vertrieb ‚Kraftstoff‘, Entwicklung und Wartung ‚Technik‘) zu entwickeln“.

Weitere Aspekte für die Bewertung der Klimaschutzleistungen/Maßnahmen

Für die energetische Nutzung von reinem Pflanzenöl aus Biokraftstoff sind folgende weiteren Aspekte zu berücksichtigen:

- **Wirksamkeit (Senkung der Emission/Produkteinheit):** Die THG-Emissionen lassen sich durch Einsatz von Pflanzenöl als Fahrzeugtreibstoff um ca. 57 % in Bezug auf fossilen Dieselmotorkraftstoff reduzieren und belaufen sich auf ca. 48 g CO₂-Äquivalente/MJ Kraftstoff (Standardwerte nach BioKraft-NachV 2009).
- **Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente:** Die THG-Vermeidungskosten sind sehr stark abhängig vom aktuellen Marktpreis fossilen Rohöls (Referenzwert) und den Erzeugerpreisen für Raps (abzüglich der Gutschriften für zusätzlich vermarktete Nebenprodukte). FNR (2009b) weist auf der Preisbasis von 2007 allgemeine THG-Minderungskosten in Höhe von 159 €/t vermiedener CO₂-Äquivalente aus. Inwieweit sich diese Zahlen auf den beschriebenen Anwen-

dungsfall übertragen lassen, wäre durch eigene Berechnungen zu untersetzen. Im Vergleich zu anderen Biokraftstoffoptionen ist die Pflanzenöltechnologie i. d. R. vorteilhaft in Bezug auf die THG-Minderungskosten zu bewerten.

- **Synergien/Dissynergien im Hinblick auf weitere ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft:** Unter der Prämisse, dass Pflanzenöl für den Betrieb von Landmaschinen aus Raps gewonnen wird, der im eigenen Betrieb oder in regionaler Nachbarschaft erzeugt wurde und der anfallende Rapskuchen/-schrot innerbetrieblich oder regional für die Tierfütterung eingesetzt werden kann, sollten Synergieeffekte dadurch auftreten, dass Emissionen durch Transporte von Futtermitteln und Kraftstoffen und ggf. der Anteil von Zukauffuttermitteln aus Übersee (z. B. Soja) reduziert werden können. Die Verwendung des nicht wassergefährdenden Kraftstoffs Pflanzenöl ist auch aus Sicht des Grundwasser- und Bodenschutzes positiv zu bewerten. Eine Ausweitung des Rapsanbaus würde den Trend zu eingeschränkten Fruchtfolgen in der Landwirtschaft mit seinen negativen Begleiterscheinungen auf Bodenökologie und Artenvielfalt verstärken.
- **Dauerhaftigkeit:** THG-Minderungen durch Substitution von fossilen Kraftstoffen sind dauerhaft.
- **Verlagerungs- und Verdrängungseffekte:** Direkte Verdrängungseffekte können auftreten, wenn der Einsatz von Pflanzenöl als Biokraftstoff mit einer Ausweitung der Anbauflächen für Raps oder andere Ölpflanzen einhergeht. Hierbei werden andere Ackerkulturen aus der Fruchtfolge verdrängt. Inwieweit eine solche Verdrängung einen Einfluss auf Marktpreise oder die Landnutzung in anderen Teilen der Welt ausmacht, lässt sich nicht seriös abschätzen. Weil die Bedarfssituation an Rapsöl bestehender Biodieselproduktionsanlagen als konstant bzw. eher rückläufig eingeschätzt wird und der für das abgeschätzte Realszenario berechnete Rapsbedarf vergleichsweise gering ist, sollten Verdrängungseffekte eine sehr untergeordnete Rolle spielen. Positiver Begleiteffekt eines gesteigerten Anbaus von Raps wäre die Bereitstellung hochwertiger Proteinfuttermittel, der den Bedarf an Import-Soja mit den damit verbundenen, höheren THG-Emissionen reduzieren kann.
- **Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand:** Der Anbau von Ölpflanzen und die innerbetriebliche Verwendung von Pflanzenölen lassen sich über bestehende Dokumentationssysteme bzw. über eine steuerrelevante Erfassung kontrollieren. Der Kontrollaufwand wird (insbesondere) bei Anwendung vereinfachter steuerlicher Regelungen als moderat eingeschätzt.
- **Eignung für Emissionshandel:** Die Maßnahme ist für die Einbeziehung in den THG-Emissionshandel nicht geeignet.
- **Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft:** Ziel eines Marktanreizprojektes ist die Überführung einer Technologie in marktwirtschaftlich tragbare Strukturen. Wenn erreicht werden kann, dass die Pflanzenöltechnologie im Nutzfahrzeugsektor der Land- und Forstwirtschaft eine wirtschaftlich tragfähige Option darstellt, werden vielfältige positive Impulse für die sächsische Landwirtschaft erwartet (Erhöhung der Wertschöpfungstiefe durch Eigenerzeugung von Pflanzenöl in betriebseigenen oder genossenschaftlichen Pressereien, Reduzierung der Abhängigkeit von Preisentwicklungen im Bereich Kraftstoffe und Zukauffuttermittel, Erhöhung der Transparenz bezüglich der Stoffflüsse im Betrieb etc.). Diese Effekte sind jedoch stark vom Durchdringungsgrad dieser Technologieoption in Sachsen abhängig. Die Entwicklung bzw. „Wiederbelebung“ des Einsatzes von Pflanzenöl könnte auch zu einer wirtschaftlichen Stabilisierung dezentraler Ölmühlen in Sachsen leisten bzw. deren Neuerrichtung (inkl. regionaler Vertriebsstrukturen) befördern.

Fazit

Die Entwicklung der Biokraftstofferzeugung und Nutzung ist sehr stark durch die europäischen Zielvorgaben und hieraus abgeleitete europäische und nationalstaatliche Gesetzesregelungen geprägt. Die Entwicklungstendenzen zeigen, dass für den Zubau von Produktionsanlagen zur Erzeugung von Bioethanol oder Biodiesel in Deutschland und insbesondere Sachsen derzeit keine absehbaren Perspektiven bestehen. Auch die Ausweitung der Produktionsmengen aus heimischer Rohstoffbasis durch Erhöhung der Auslastungsgrade erscheint unter den derzeitigen Randbedingungen und Entwicklungsperspektiven unwahrscheinlich. Ggf. könnte eine sinkende Nachfrage die landwirtschaftliche Produktion von Anbaubiomasse wie Raps negativ beeinflussen. Die Markteinführung von Biokraftstoffen der sogenannten zweiten Generation (synthetische Biokraftstoffe auf einer deutlichen breiteren Rohstoffbasis wie holzartiger Biomasse oder Algen) ist im betrachteten Zeithorizont bis etwa 2020 wenig realistisch (NAUMANN & MAJER 2013). Eine sinnvolle Technologieoption ist die dezentrale Erzeugung von Pflanzenöl aus Raps oder anderen Ölfrüchten und der innerbetriebliche Einsatz als Kraftstoff für landwirtschaftliche Fahrzeuge (insbesondere Traktoren). Positive Nebeneffekte sind die Gewinnung hochwertiger Eiweißfuttermittel als Nebenprodukte aus der Ölpressung und der Aufbau betrieblicher oder regionaler Wertschöpfungsketten. Für das von verschiedenen Interessensverbänden vorgeschlagene Ziel eines 10.000-Schlepper-Programms lassen sich anteilig für

Sachsen THG-Minderungspotenziale von etwa **7.055 t CO₂-Äquivalenten/Jahr** abschätzen. Eine vollständige Deckung des Kraftstoffbedarfs der sächsischen Landwirtschaft wäre – bei derzeitigem Anbauniveau – rechnerisch möglich und hätte THG-Minderungen von **141.100 t CO₂-Äquivalenten/Jahr** zu Folge.

3.2.2.3 Erzeugung und Nutzung von fester Biomasse

Status quo

Die energetische Nutzung fester Biomasse aus der Landwirtschaft spielt in Sachsen nur eine untergeordnete Rolle. Wesentlichster Nutzungspfad ist der Anbau schnellwachsender Baumarten in Kurzumtriebsplantagen. Seit dem Jahr 2010 hat sich die Anbaufläche für Kurzumtriebsgehölze (KUG) zwar um ca. 100 ha auf 280 ha erhöht (JÄKEL 2013), dies entspricht aber nur 0,04 % der sächsischen Ackerfläche. Nach JÄKEL (2013) ist ein wesentlicher Grund für die fehlende Entwicklung dieser Form der Biomassennutzung in den ungünstigen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen zu suchen. Auch nach FNR (2012c) ist die Wirtschaftlichkeit von Kurzumtriebsplantagen der kritischste Punkt dieses Biomassennutzungspfades, weil im Vergleich zum Marktfruchtanbau zum Teil deutlich geringere Deckungsbeiträge erzielt werden. So ist die Wirtschaftlichkeit des Anbaus von KUG sehr stark von den tatsächlich erzielbaren Trockenmasseerträgen, der Standdauer und des (Markt)-Preises für Hackschnitzel abhängig (ebd.). PESCHEL (2013) zeigt im Gegensatz hierzu, dass Hackschnitzel aus Kurzumtriebsplantagen bei den derzeitigen Preisen für Brennstoffe zur Wärmeversorgung (Erdgas, Heizöl, Holzpellets, Holzhackschnitzel) und Ertragserwartung zwischen 9 und 13 t_{atro}/Hektar und Jahr (niedrig-ertragsstark) bei Annahme einer maximalen Transportentfernung von 10 km bereits wirtschaftlich gleichwertig zu „klassischen“ Holzhackschnitzeln sein können bzw. deutliche Kostenvorteile gegenüber Holzpellets oder fossilen Brennstoffen aufweisen. Ein wirtschaftlicher Verwertungsweg ist nach PESCHEL (2013) der Einsatz von KUG-Hackschnitzeln in Holzheizkraftwerken, die eine Stromvergütung gemäß EEG beanspruchen können. Nach FLESSA et al. (2012) ist die Ausweitung von Kurzumtriebsplantagen häufig durch die langfristige Flächenbindung begrenzt (problematisch ist dies insbesondere bei gepachteten Flächen). Weitere Gründe für eine eingeschränkte Entwicklung dieser Biomassennutzungsform können Wissenslücken in der landwirtschaftlichen Praxis, regional fehlende Erntetechnik oder fehlende regionale Absatzmöglichkeiten sein (ebd.). Ein entscheidender Faktor für einen wirtschaftlichen Anbau ist somit das Vorhandensein regionaler Abnehmer und eine möglichst langfristige vertragliche Bindung zur Sicherstellung der getätigten Investitionen.

Bewertung von Minderungspotenzialen

Die Bewertung der THG-Minderungspotenziale durch den Einsatz von Holz aus KUP zur Wärmebereitstellung (realistischste Option in Sachsen) erfolgt anhand der im Kapitel 2.2.2.6 benannten spezifischen Minderungsleistung in Höhe von 68,6 g CO₂-Äquivalenten/MJ_{th}. Für die Option „Stromerzeugung aus KUP“ werden die vom WBA (2007) für ein beispielhaftes 500 kW_{el}-Heizkraftwerk auf ORC-Basis angegebenen spezifischen THG-Minderungsleistungen in Höhe von 515,8 g CO₂-Äquivalenten/MJ_{el} angesetzt, weil diese Technologie (im Vergleich zu einer Co-Verbrennung von Hackschnitzeln in Kohlekraftwerken) für Sachsen die realistischste Option darstellt. Es werden nur THG-Minderungsleistung berücksichtigt, die sich aus der Substitution fossiler Brennstoffe zur Wärmebereitstellung ergeben, weitere Effekte, die sich z. B. aus der Extensivierung der Flächenbewirtschaftung ergeben, sind bereits an anderer Stelle berücksichtigt (vgl. Ausführungen in Kapitel 3.3.4).

Potenzial zur THG-Minderung in Sachsen

Die Anlage von KUP bietet neben der Erzeugung von Holz als Brennstoff weitere positive Effekte in Bezug auf ökologische und klimarelevante Aspekte wie die Erhöhung der Struktur- und Artenvielfalt, Verringerung der Bodenerosion, Verringerung unproduktiver Verdunstung, Schattenwirkung und teilweise die Verbesserung der Nutzbarkeit von Grenzstandorten (FNR 2012c). Ein möglicher Aspekt wäre die Anlage von KUP in Ackerstreifen als Wind- und Erosionsschutz, siehe hierzu auch die Ausführungen im Kapitel 3.3.4.

Die Entwicklungsmöglichkeiten und damit verbundenen THG-Minderungspotenziale von KUP in Deutschland werden derzeit sehr unterschiedlich bewertet. Verallgemeinernd lassen sich folgende Auffassungen zu Entwicklungspotenzialen ableiten:

- **Realszenario:** Unter Beibehaltung bislang geltender Förderinstrumente und der Vielzahl sowie teilweise uneinheitlicher rechtlicher, administrativer und beihilferechtlicher Regelungen werden nur moderate Zuwächse an KUP-Flächen bis ca. 2020 erwartet. So schätzt BEMMANN (2012b) für dieses Szenario für Deutschland nur eine Ausweitung der Anbauflächen

auf ca. 10.000 ha. Dies entspräche etwa der einer Verdopplung des Flächenbestands von 2011/12. Auf Sachsen übertragen würde das einen Flächenzuwachs auf etwa 600 ha bis 2020 bedeuten.

■ **Maximalszenario:** Das Entwicklungspotenzial schnellwachsender Bäume im Kurzumtrieb wird – auf Grund der ökologischen Vorteilhaftigkeit und der Möglichkeit der „Entlastung“ bestehender Wälder – allgemein als sehr hoch eingeschätzt. Nach BEMMANN (2012a) gehen Szenarien und Prognosen unterschiedlicher Autoren von KUP-Flächenpotenzialen zwischen 100.000 bis 1 Mio. ha in Deutschland aus. In diesem Umfang könnten KUP einen erheblichen Beitrag zur Klima- und Energiepolitik der Bundesregierung leisten (ebd.). Für den Aufbau eines eigenen Energiepfades mit Holz aus KUP sei jedoch eine ‚kritische Masse‘ zwischen 50.000-100.000 ha in Deutschland notwendig (ebd.). Überträgt man die genannte Obergrenze vereinfachend über den Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche auf den Freistaat Sachsen (die Nutzungspotenziale erstrecken sich bei einer solchen Größenordnung auch auf andere Flächentypen wie z. B. Konversionsflächen), läge der Zielwert für dieses Szenario bei etwa 6.000 ha. Dies entspräche einer Steigerung der KUP-Flächen in Sachsen um mehr als das 20-Fache in Bezug auf den aktuellen Stand, stellt trotz allem jedoch nur einen Anteil von 0,8 % der sächsischen Ackerflächen dar. Voraussetzung für eine solche Flächenentwicklung wäre jedoch die Beseitigung der derzeit bestehenden wirtschaftlichen, rechtlichen und administrativen Hemmnisse durch eine politische Ausrichtung auf eine entsprechende Zielsetzung (BEMMANN 2012a/b; STROHM et al. 2012). Für das THG-Minderungspotenzial des Maximalszenarios werden zwei unterschiedliche Verwertungswege berücksichtigt:

- Einsatz von Holz aus KUP zur Wärmeerzeugung
- Einsatz von Holz aus KUP überwiegend zur Wärmeerzeugung (60 %) und anteilig zur gekoppelten Strom- und Wärmeerzeugung (40 %).

Auf Grund der vergleichsweise geringen absoluten Energieerträge wird für das Realszenario der Einsatz der Hackschnitzel nur als Brennstoff für Einzelfeuerungsanlagen als realistisch abgeschätzt (zur Auslastung eines 500 kW_{el}-Heizkraftwerks auf ORC-Basis nach Schätzung des WBA [2007] werden ca. 440 ha zusätzliche Anbaufläche benötigt) und entsprechend berechnet.

Vergleicht man die abgeschätzten Flächenpotenziale mit den Szenarien für die Anlage von Ackerrandstreifen als THG-Minderungs- bzw. Extensivierungsmaßnahme (vgl. Kapitel 3.3.4, Tabelle 193), liegen diese bei ca. 8 (Realszenario) bzw. 77 % (Maximalszenario) des im Kapitel 3.3.4 beschriebenen Maximalszenarios für die AuW-Maßnahme S5 Ackerrandstreifen/Grünstreifen. Berücksichtigt man die perspektivisch sinnvoll Möglichkeit der Anlage von KUP auf Grünland, sind die abgeschätzten Flächenpotenziale als praktisch realisierbar einzustufen. Tabelle 184 stellt die absoluten THG-Minderungspotenziale für die definierten Szenarien zur Entwicklung der energetischen Nutzung von Holz aus KUP vergleichend dar. Die angegebenen Zahlen beziehen sich auf den Stand des Jahres 2010 (184 ha KUP) und beinhalten somit Klimaschutzleistungen, die durch die Anlage von ca. 100 ha weiterer KUP und deren energetische Nutzung bis dato erreicht werden konnten.

Tabelle 184: Klimaschutzpotenziale durch Ausweitung der Anlagen von KUP und die energetische Nutzung von Holz aus KUP zur Strom- und Wärmeerzeugung (Prognosezeitraum bis 2020)

Szenario	Anbaufläche gesamt	THG-Minderungspotenzial bei 100 % Wärmeerzeugung	THG-Minderungspotenzial bei 60 % Wärmeerzeugung und 40 % Stromerzeugung in KWK
	[ha]	[t CO ₂ e/a]	[t CO ₂ e/a]
Realszenario	600	4.051	-
Maximalszenario	6.000	56.640	64.562

Berücksichtigt man realistische Ertragssteigerungen von 10 auf 12 t TM/ha a durch erwartete Züchtungsfortschritte und standortangepasste Sortenwahl, lassen sich 20 % höhere THG-Minderungspotenziale darstellen. Hinzu kommen THG-Minderungseffekte, die sich indirekt durch die Form der Extensivierung ergeben (vgl. Kapitel 3.3.4).

Die Zielwerte des Maximalszenarios könnten sich nur dann erreichen lassen, wenn bestehende Hemmnisse abgebaut und die Entwicklung von Kooperationsprojekten zwischen Landwirtschaftsbetrieben und Holzabnehmern gezielt gefördert würden. Folgende Maßnahmen werden in diesem Zusammenhang von unterschiedlichen Autoren benannt:

- Schaffung zielgerichteter finanzieller Marktanreize auf europäischer Ebene sowie auf Bundes- und Landesebene zur Anlage und Bewirtschaftung von KUP (BEMMANN 2012a; STROHME et al. 2012; MARX 2012; PESCHEL 2013)
- Spezifische KUP-Förderung innerhalb der Gemeinschaftsaufgabe Agrarstruktur und Küstenschutz (GAK) mit einem einmaligen Investitionskostenzuschuss und einer begrenzten Laufzeit (BEMMANN 2012b; MARX 2012)
- Nach Einzelfallprüfung sollten Kurzumtriebsplantagen auch auf Grünlandflächen mit geringem Naturschutzwert angelegt werden können. Für die Flächenwahl sollten entsprechende Kriterien entwickelt werden. Die Folgen des Anbaus von KUP auf Grünlandstandorten (u. a. Entwicklung von Biodiversität, Kohlenstoffspeicherung) sind gegenwärtig bereits Gegenstand von FuE-Maßnahmen und sollten weiter systematisch untersucht werden. Derzeit würde die Anlage von KUP auf Grünland aus zu einer Änderung des Flächenstatus von Dauergrünland zu Dauerkultur führen (MARX 2012). Ausnahmenregelungen hierfür gelten z. B. bereits in Mecklenburg-Vorpommern (ebd.).
- Verringerung der Anzahl juristischer und administrativer Regelungen und Hemmnisse für eine Anlage und Bewirtschaftung von KUP (BEMMANN 2012a; STROHME et al. 2012)
- Klärung der rechtlichen Situation bezüglich der Kostenübernahme bei Wildschäden in Kurzumtriebsplantagen, weil diese im Vergleich zu Wildschäden bei Ackerkulturen noch ungeklärt ist (BBE 2011, zitiert in STROHME et al. 2012)
- Förderung der Verwerter von KUP-Hackschnitzeln bzw. des Baus von mit Hackschnitzeln befeuerten BHKW (BEMMANN 2012a)
- Anerkennung von KUP als ökologische Vorrangflächen im Rahmen des geplanten GREENING-Programmes (GAP-Reform), ggf. mit zusätzlichen Flächenprämien (STROHM et al. 2012; BEMMANN 2012a)
- Förderung und Stärkung regionaler Entwicklungen von ‚Leuchtturmkonzepten‘ für eine regionale Wärmeversorgung (‚Energiewende von unten‘) und des Aufbaus regionaler Wertschöpfungsketten (BEMMANN 2012a)
- Intensivierung des Wissenstransfers in die Praxis (landwirtschaftliche Unternehmen, Unternehmen der Energiewirtschaft, Behörden, Kommunen) (BEMMANN 2012a; STROHME et al. 2012)
- Ausweitung der beihilfefähigen Baumarten bzw. der maximalen Erntezykluszeiten auf europäischer Ebene

Nach PESCHEL (2013) sollten Kooperationsmodelle zwischen Energiedienstleistungsunternehmen (z. B. Stadtwerke, EVU) und Landwirtschaftsbetrieben, z. B. durch Netzwerke bzw. Cluster, gezielt entwickelt und gefördert werden. Drei Kernelemente solcher Kooperationsmodelle, die jeweils projektindividuell anzupassen wären, sind (ebd.):

- gemeinsame Beteiligung an der Plantagenetablierung sowie Risiken und Chancen
- regelmäßige Vergütung des Aufwuchses
- langfristige Liefer- und Abnahmevereinbarungen der Vertragspartner (10 bis 20 Jahre)

PESCHEL (2013) weist weiter auf Unterstützungsmöglichkeiten (z. B. anteilige Vorfinanzierung) von KUP-Etablierungsmaßnahmen durch den Abnehmer hin, weil diese Kosten bezogen auf die Investitionskosten einer Wärmeerzeugungsanlage mit Nahwärmenetz in der Regel nur einen geringen Anteil ausmachen (z. B. 10 %) bzw. unter den jährlichen Brennstoffkosten liegen. Eine monetäre Bewertung aller ökosystemarer Dienstleistungen und THG-Minderungseffekte von KUP-Landnutzungs-systemen könnte geeignete Argumente für die Zielsetzung zum Ausbau dieses Biomassenutzungspfades liefern.

Bezogen auf die derzeit geltenden Förderbedingungen im Freistaat Sachsen über die Richtlinie „Land- und Ernährungswirtschaft“ (RL LuE/2007) könnten verbesserte Anreize geschaffen werden, wenn der Mindestbetrag der zuwendungsfähigen Investitionssumme (derzeit 20.000 €) gesenkt und die Fördersumme (derzeit 30 % der zuwendungsfähigen Kosten) angehoben würde. Die derzeitige Investitionskostengrenze schließt die Förderung von Projekten mit KUP < 7 ha aus der Förderung aus. Dies ist wahrscheinlich der Grund, warum seit Inkrafttreten der sächsischen Richtlinie im Jahr 2007 nur ein För-

derfall beantragt wurde (Stand 03/2012 nach MARX 2012). Eine Pauschalierung einer Investitionsförderung könnte möglicherweise den Verwaltungsaufwand minimieren und verhindern, dass Baumschulen und KUP-Dienstleister ihre Kosten entsprechend der gültigen Förderung anpassen (STROHM et al. 2012). Weiterhin wäre es sinnvoll, derzeit bestehende, landesweite Förderprogramme dahingehend anzupassen und ggf. zu vereinfachen, dass die gesamte Prozesskette für die energetische Verwertung von Holz aus KUP (beginnend beim Anbau über die Verarbeitung bis hin zur Verwertung in Wärmeerzeugungs- oder KWK-Anlagen) angepasst gefördert würde, um zusätzliche Anreize für ganzheitliche Verwertungskonzepte zu setzen.

Weitere THG-Minderungspotenziale bestehen in der energetischen Nutzung von Raps-, Getreide- oder Maisstroh in Biogasanlagen durch eine angepasste Anlagentechnik (Substrataufbereitung, Prozessführung, Rührtechnik). Auf eine Schätzung absoluter THG-Minderungspotenziale wird jedoch verzichtet, weil davon auszugehen ist, dass diese Stoffe eher „klassische“ Energiepflanzen wie Maissilage, Grassilage oder Getreideganzpflanzensilage anteilig aus der Nutzung verdrängen, jedoch nicht in relevantem Maßstab zu einer zusätzlichen Bioenergieproduktion aus nawaRo beitragen werden. Nach Einschätzung von JÄKEL (2013) werden alternative Formen der energetischen Biomassennutzung (Verbrennung von Stroh, Miscanthus oder anderen trockenen Ganzpflanzen) auf Grund technischer Einschränkungen und hoher genehmigungsrechtlicher Anforderungen (z. B. Abgasgrenzwerte der Feuerungsanlagen, fehlender Standardtechnik am Markt) weiterhin nur als Nischenanwendungen mit einem geringem Umfang fortbestehen oder sich nur geringfügig weiterentwickeln. Erschwerend kommt bei solchen Anwendungen hinzu, dass aus Kostengesichtspunkten nur geringe Transportentfernungen zwischen Anbauflächen und Verwertungseinrichtung liegen sollten und somit nur lokale Verwertungsstrukturen wirtschaftlich zu betreiben sind. Insbesondere Investitionen in Wärmeversorgungsstrukturen (Verbrennungseinrichtungen, Wärmespeicher, Nahwärmenetze) sind langfristige unternehmerische Entscheidungen, die u. a. durch eine gesicherte Substratversorgung flankiert werden müssen. Der zuletzt genannte Punkt trifft in gleicher Weise für die Nutzung von Holz aus KUP zu.

Weitere Aspekte für die Bewertung der Klimaschutzleistungen/Maßnahmen

Für die Anlage von KUP und die energetische Nutzung des Holzaufwuchses sind folgende weiteren Aspekte zu berücksichtigen:

- **Wirksamkeit (Senkung der Emission/Produkteinheit):** Durch Substitution fossiler Energieträger zur Wärme- oder gekoppelte Strom- und Wärmeerzeugung lassen sich THG-Minderungen, die zwischen ca. 85 % (Wärmeversorgung auf Hackschnitzelbasis) bzw. > 90 % (Wärme- und Stromerzeugung mit ORC) darstellen (Werte nach WBA 2007). Auch STROHME et al. (2012) geben für die Verwertung von Holz aus KUP in KWK THG-Minderungen > 90 % ab.
- **Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente:** Die THG-Minderungskosten sind sehr stark von standortspezifischen Randbedingungen, der Sortenwahl und der Art der energetischen Verwertung abhängig. Für den Einsatz von Hackschnitzeln aus KUP weist der WBA (2007) negative Minderungskosten in Höhe von ~11 €/t vermiedenes CO₂-Äquivalent aus. Diese Technologieoption ist somit gesamtwirtschaftlich ohne Zusatzkosten darstellbar. Der Einsatz von Hackschnitzeln aus KUP erfordert Minderungskosten in Höhe von ca. 29 €/t vermiedenes CO₂-Äquivalent (WBA 2007). Damit ist die Vermeidung von THG-Emissionen mit vergleichsweise geringem Aufwand darstellbar.
- **Synergien/Dissynergien im Hinblick auf weitere ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft:** Der Anbau von schnellwachsenden Gehölzen in Kurzumtriebsplantagen hat – insbesondere bei Anlage auf Ackerflächen – als Extensivierungsmaßnahme eine Reihe zusätzlicher ökologischer Begleiteffekte, weil (mit Ausnahme der Anwuchsphase) keine Pflanzenschutzmittel und keine mineralischen Dünger eingesetzt werden. Hieraus resultiert unter KUP gegenüber ackerbaulicher Nutzung u. a. deutlich verminderte Nitrat- und Nährstoffauswaschung (STROHME et al. 2012). KUP können weiterhin Bodenerosionen durch Wind und Wasser reduzieren. Weiterhin kann sich die Anlage in Feldstreifen positiv auf die Biodiversität auswirken. Weitere Synergieeffekte sind eine Humusanreicherung im Boden, ein verbessertes Kleinklima sowie die Möglichkeit der Biotop- und Lebensraumvernetzung.
- **Dauerhaftigkeit:** Für die energetische Verwertung von Holz aus KUP ist eine Dauerhaftigkeit gegeben. Unsicherheiten bestehen bei einer Rückumwandlung von KUP in Ackerflächen z. B. der Bodeneigenschaften wie dem Humus-Gehalt (Ziel: Erhaltung eines angereicherten Niveaus).
- **Verlagerungs- und Verdrängungseffekte:** Durch die Anlage von KUP vorrangig auf Ackerflächen erfolgt eine direkte Beeinflussung der Flächennutzung und damit eine Verdrängung der vormaligen Ackerkulturen). Weil das Maximalszena-

rio mit einer Nutzung von weniger als 1 % der sächsischen Ackerflächen ausgeht, die ggf. durch Randlagen eingeschränkte Ertragspotenziale widerspiegeln, können indirekte Verdrängungseffekte weitgehend ausgeschlossen werden. Keine eindeutigen Zusammenhänge sind derzeit in Bezug auf die Ertragsentwicklung benachbarter Ackerkulturen auszumachen (FNR 2012c). Je nach Standort und Ackerkultur können im Einflussbereich der KUP sowohl positive als auch negative Einflüsse auftreten (ebd.).

- **Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand:** Die Kontrollierbarkeit dieser Maßnahme auf der Ebene der landwirtschaftlichen Erzeugung ist gegeben und durch Vor-Ort-Begehungen und eine schlagbezogene Auswertung gewährleistet. Der Kontrollaufwand ist verhältnismäßig gering.
- **Eignung für Emissionshandel:** Der Anbau und die energetische Verwertung von Holz aus KUP ist auf Grund der hohen Variabilität der Ertragsparameter und der Vielzahl technologischer Verwertungsoptionen mit unterschiedlichen THG-Minderungsleistungen nicht für die Einbeziehung in den THG-Emissionshandel geeignet.
- **Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft:** Bei Sicherstellung wirtschaftlicher Rahmenbedingungen und langfristiger Vertragsbeziehungen kann die Anlage und Bewirtschaftung von KUP durch Diversifizierung der landwirtschaftlichen Produktion und anteilige Entkopplung von den Preisen für Marktfrüchte zu einer Stärkung der Wettbewerbsfähigkeit führen. Unter den bislang geltenden Randbedingungen trifft diese Aussage nur beschränkt zu und ist wesentlich von individuellen Betriebsergebnissen abhängig.

Fazit

Der Anbau und die energetische Nutzung von Holz aus KUP hat eine Vielzahl ökologischer und klimarelevanter Vorteile und sollte gezielt gefördert und unterstützt werden. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die gesamte Prozesskette von der landwirtschaftlichen Erzeugung bis zur energetischen Nutzung entwickelt und wirtschaftlich betrieben werden muss. Um die maximalen THG-Minderungspotenziale dieser Technologieoption ausschöpfen zu können, wären jedoch rechtliche und auch wirtschaftliche Rahmenbedingungen (insbesondere Förderprogramme) anzupassen. Die energetische Nutzung von Holz aus KUP sollte sowohl auf Seite der landwirtschaftlichen Erzeugung als auch auf Verbraucherseite unterstützt und gefördert werden. Sollten KUP ab 2014 als Ökologisierungskomponente (Greening) im Rahmen der GAP-Reform anerkannt werden, könnten ggf. zusätzliche Impulse für diese Form der Landnutzung generiert werden.

3.3 Ackerbau

3.3.1 Anwendung konservierender Bodenbearbeitung/Direktsaat

Bewertung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren vor dem Hintergrund des Klimawandels

Der Ist-Stand der derzeitigen Klimaschutzleistungen aus dem Einsatz von konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren wurde im Kapitel 2.3.1 berechnet. Auf rund 30 % der Anbaufläche wurde im Referenzjahr 2010/2011 die Anwendung des Pfluges durch konservierende Bodenbearbeitungsverfahren ersetzt und damit eine Klimaschutzleistung ~4,1 kt CO₂-Äquivalent/Jahr erbracht. Die THG-Minderung wurde auf Basis des reduzierten Treibstoffeinsatzes berechnet. In der Summe erscheint das Minderungspotenzial derzeit gering. Weil es aber als positiver Nebeneffekt der vorrangig zur Minderung von Erosionserscheinungen eingesetzten Verfahren zu werten ist, kommt dem Klimaschutzbetrag dennoch eine relevante Bedeutung zu, die es zu sichern und auszubauen gilt.

Voraussetzung für einen langfristigen Erfolg konservierender Anbauverfahren sind ein verdichtungsfreier Boden und ein ausreichendes **Grobporenvolumen** sowie eine gute Humusversorgung im Oberboden. Die Bewirtschaftungsmaßnahmen müssen angepasst und konsequent beibehalten werden. Wichtig bei pflugloser, flacher Bodenbearbeitung sind insbesondere weite Fruchtfolgen, Zwischenfruchtanbau, eine sehr gute Strohzerkleinerung und -verteilung und ein bodenschonendes Befahren des Ackers (Breitreifen, Reifendruckregelung). Bei großen Flächen sollten zur Aussaat spezielle Mulchsaatmaschinen bzw. Direktsaatmaschinen eingesetzt werden. Eine gute Bodenstruktur in Kombination mit einer Reduktion der Bearbeitungsintensität ermöglicht Kraftstoffeinsparungen. Diese wirken sich positiv auf die Treibhausgasbilanz aus.

Im Hinblick auf eine Reduzierung der Treibhausgasemissionen durch Einsatz der konservierenden Bodenbearbeitung bis zum Jahr 2020 bestehen insbesondere in folgenden Bereichen Optimierungspotenziale:

- Ausdehnung der Anbauflächen für konservierende Verfahren
- Steigerung der Dauerhaftigkeit der Maßnahmen
- Ausschöpfung der Potenziale zur weiteren Treibstoffeinsparung
- Erhalt und Aufbau der Bodenstruktur als Grundvoraussetzung

Die Aspekte werden nachfolgend erläutert.

Potenzial zur THG Emissionsminderung in Sachsen

Ausdehnung der Anbauflächen: Mit ~30 % an der AF sind schon weitere Teile der Ackerflächen auf konservierende Verfahren umgestellt worden. Nach BLE (2010a) können zumindest theoretisch nahezu alle Böden (auf Sandböden zumindest teilweise) auch im Direktsaatverfahren bestellt werden. Das noch für mögliche Umstellungen zur Verfügung stehende Potenzial sollte genutzt werden. Vorrangig sollte eine Ausdehnung der konservierenden Bodenbearbeitung in den dafür ausgewiesenen Erosionsschutzkulissen erfolgen. Diese wird vom LfULG mit 600.000 Hektar angegeben. Gegenwärtig werden schon auf 160.000 Hektar periodisch konservierende Verfahren eingesetzt. Hier könnte das Ziel verfolgt werden, den Anteil an Pflugeinsatz weiter zu senken.

Ausschöpfung der Potenziale zur weiteren Treibstoffeinsparung: Es können im Hinblick auf die bearbeitungsbedingt realisierbaren Kraftstoffeinsparungen nur exemplarische Größenordnungen angegeben werden, denn die Vielfalt der einsetzbaren Technik, Schlaggrößenunterschiede, Bearbeitungskombinationen und -tiefen beeinflussen den Kraftstoffbedarf in vielfältiger Weise.

Die Kraftstoffeinsparung durch Direktsaatverfahren gegenüber wendenden Verfahren beträgt ~41 % im Anbauverfahren. Im Bereich der Konservierenden Bodenbearbeitung werden im Schnitt 5 % an Einsparpotenzial gegenüber der wendenden Bearbeitungsform angegeben (um 4 l/ha verminderter Treibstoffverbrauch). Hier sind jedoch weitere Optimierungen möglich, bis hin zu einer Annäherung an die Verbräuche des Direktsaatverfahrens (BLE 2010a). Die folgenden Beispiele verdeutlichen exemplarisch Einsparpotenziale bei der konservierenden Bodenbearbeitung:

- Einsparpotenziale durch eine Reduzierung der Bearbeitungstiefe gibt der KTBL mit 3,5 bis 4,5 l Treibstoff bei einer Verringerung der Arbeitstiefe von 20-25 cm auf 10-15 cm an (in Abhängigkeit von der Arbeitsbreite).
- Weiteres Potenzial besteht in der Reduzierung der Häufigkeit der Überfahrten. Wird auf den Pflug verzichtet und stattdessen der Grubber eingesetzt, so liegt das Einsparpotenzial bei ~5 l/ha. Wird bei konservierender Bodenbearbeitung ohne Grundbodenbearbeitung von 2 auf 1 Überfahrten reduziert, so können ~10 l/ha Kraftstoff eingespart werden (BLE 2010a).
- Durch Reduzierung des Bodendrucks können Verdichtungen verhindert, die Bodenstruktur erhalten und Erträge gesichert werden. Die Sicherung der Ertragsstabilität ist entscheidend für die Realisierung von Klimaschutzpotenzialen. Durch eine bodenschonende Fahrwerksausstattung mit Gleisbändern und Zwillingstreifen können Bodendrucke auch bei hohen Radlasten, wie sie z. B. beim Mähdrescher oder Rübenroder auftreten, deutlich vermindert werden (unter 100 kPa). In diesen Lastbereichen (bis 13.000 kg Radlast) reichen Terra- oder Breitreifen nicht mehr aus (MARSCHALL 2006) (siehe auch Kapitel 3.3.3).
- Das Strip-Till-Verfahren stellt eine Mischung aus konservierender Bodenbearbeitung und Direktsaat dar, welches derzeit in Sachsen als innovatives Verfahren in der Erprobung ist. Es ermöglicht in der Reihe weiterhin eine Bodenlockerung, während zwischen den Reihen der Boden nicht bearbeitet wird. Das Verfahren bietet die Vorteile des Erosionsschutzes und erlaubt gleichzeitig noch eine gewisse Bodenlockerung, sodass mit einer höheren Akzeptanz als bei der Direktsaat gerechnet werden kann. Der Treibstoffbedarf wird mit unter 10 l/ha angegeben (KÜPER 2011). Unklar ist derzeit noch, ob mit dem Verfahren die gleiche Ertragsleistung wie bei wendender Bodenbearbeitung mit konventioneller Gülleausbringung erzielt werden kann. Erste Ergebnisse von GLÄSER (2012) zeigen Mindererträge von rund 10 % bei Mais. Bei entsprechender Erfahrung mit dem Anbausystem kann jedoch voraussichtlich auch von vergleichbaren Ertragsleistungen ausgegangen werden. Wird im Strip-Till-Verfahren zusätzlich Mineraldünger durch Wirtschaftsdünger ersetzt, so können auch Kostenersparnisse für den Mineraldüngereinkauf realisiert werden.

■ Minderung der Verfahrensintensität: Bisher wurde das Einsparpotenzial bei konservierender Bearbeitung auf Basis eines Grubbereinsatz bei 20-25 cm Bearbeitungstiefe berechnet. Durch eine Reduzierung auf 10-15 cm Tiefe kann der Treibstoffbedarf von -5 auf -9,6 % gegenüber Wenden weiter gesenkt werden (BLE 2010a). Kraftstoffeinsparungen im Bereich der Direktsaatverfahren sind ebenfalls in Anhängigkeit von der Verfahrensintensität möglich. Tabelle 185 gibt Kraftstoffbedarf und Einsparungspotenziale verschiedener Bearbeitungsintensitäten wieder, wobei jeweils das gesamte Anbauverfahren berücksichtigt wurde. Bei den Direktsaatbeispielen wurde dabei unterstellt, dass nicht alle Kulturen gleichermaßen in Direktsaat bestellt werden, sondern kulturartenabhängig Abstufungen der Bearbeitungsintensitäten realistisch sind. Das berechnete Einsparpotenzial für den Freistaat Sachsen liegt bei Berücksichtigung der Gesamt-AF je nach Bewirtschaftungsintensität bei 24 Mio. Liter Diesel und bei Berücksichtigung der WRRL-Kulisse bei 21 Mio. Liter Diesel/Jahr (siehe auch Tabelle 96).

Tabelle 185: Kraftstoffbedarf und relative Kraftstoffeinsparung verschiedener Intensitäten von Anbauverfahren am Beispiel von Winterweizen

Anbauverfahren	Einsparung Diesel [%]	Kraftstoffbedarf [l/ha]	Kraftstoffbedarf bei 100 % der AF ⁴⁾ [Mio. l/a]	Kraftstoffbedarf in Erosionsschutzkulisse ⁴⁾ [Mio. l/a]
wendend	Basis	81	58	49
nicht wendend, tiefe Grundbodenbearbeitung (20-25 cm)	5	77	55	46
nicht wendend, flache Grundbodenbearbeitung (10-15 cm) bei gleicher Fahrgeschwindigkeit	9,6	73	53	44
Direktsaat ¹⁾ und nicht wendend (tief) bzw. wendend ³⁾	36	52	37	31
Direktsaat ¹⁾ und nicht wendend (flach bis sehr flach) ²⁾ bzw. wendend	42	47	34	28
Direktsaat ¹⁾ und nicht wendend (flach bis sehr flach) ²⁾ bzw. wendend	42	47	34	28

¹⁾ Direktsaat: bei Winter- und Sommergetreide, Winter- und Sommerraps, Öllein, Futtererbsen, Ackerbohnen

²⁾ nicht wendend: bei Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln, Sonnenblumen

³⁾ wendend: bei Ackerfutter

⁴⁾ AF 2010: 720.739 ha; WRRL Erosionsschutzkulisse: 600.000 ha nach LfULG

Quelle: BLE (2010a)

Berechnung der potenziellen THG-Emissionsminderung durch konservierende Bodenbearbeitung

Um das bis 2020 realisierbare THG-Einsparpotenzial durch konservierende Bodenbearbeitungsverfahren für den Freistaat Sachsen zu erfassen, wird folgender Ansatz gewählt: Es werden lediglich die CO₂-Emissionen aus der Treibstoffeinsparung der Anbauverfahren bewertet. Eine Bewertung der potenziellen Humussenkenfunktion bei konservierender Bodenbearbeitung bleibt wegen derzeit fehlender Kenntnisse unberücksichtigt. Mögliche THG-Minderungspotenziale durch eine stoffaustragsmindernde Wirkung (Nitrat) werden im Kapitel 3.4.2 berücksichtigt. Berücksichtigt werden folgende Szenarien:

■ Szenarien für die WRRL-Fläche (600.000 ha):

- Direktsaat konstant, Umwandlung von derzeit periodisch konservierend bearbeitet zu dauerhaft konservierend mit aktuellem Treibstoffverbrauch (Tiefe der Bearbeitung 20-25 cm, 4 l/ha Einsparung). Anteil wendender Bodenbearbeitung bleibt konstant.
- 100 % der WRRL Fläche (600.000 ha) dauerhaft konservierend mit reduziertem Treibstoffverbrauch (Tiefe der Bearbeitung 10-15 cm, 8 l/ha Einsparung), davon Anstieg der Direktsaatfläche auf 20.000 ha
- 50 % reduzierter Treibstoffverbrauch + 50 % Direktsaat

■ Szenarien für die Gesamtackerfläche (730.000 ha):

- a) 50 % dauerhaft konservierend bei aktuellem Treibstoffverbrauch + 50 % periodisch konservierend (2 l/ha Einsparung)
- b) 100 % dauerhaft konservierend bei reduziertem Treibstoffverbrauch (Tiefe der Bearbeitung 20-25 cm, 4 l/ha Einsparung) und Ausdehnung des Anteils Direktsaatfläche auf 30.000 ha
- c) 100 % Direktsaat

Die Ergebnisse sind Tabelle 186 zu entnehmen.

Tabelle 186: Potenzial der THG-Minderung durch konservierende Bodenbearbeitung für den Freistaat Sachsen

Szenarien	Wendende Bearbeitung		Periodisch konservierende Bearbeitung		Konservierende Bearbeitung		Direktsaat		Summe
	[ha]	[kt CO ₂]	[ha]	[kt CO ₂]	[ha]	[kt CO ₂]	[ha]	[kt CO ₂]	[kt CO ₂]
Ist-Stand ¹⁾	334.741	71,7	163.739	34,2	211.210	43,0	11.049	1,4	150
Szenarien für die WRRL-Fläche									
a) Umwandlung von periodisch zu dauerhaft konservierend bei aktuellem Treibstoffverbrauch	334.741	72	0	0	374.949	76	11.049	1	149
b) 100 % der WRRL-Fläche dauerhaft konservierend bei reduziertem Treibstoffverbrauch, Anstieg der Direktsaatfläche	120.739	26	0	0	580.000	112	20.000	3	140
c) 100 % WRRL-Fläche dauerhaft konservierend mit 50 % reduziertem Treibstoffverbrauch, davon 50 % Direktsaat	120.739	26	0	0	300.000	58	300.000	38	122
Szenarien für die Gesamt-AF									
d) 50 % dauerhaft konservierend bei aktuellem Treibstoffverbrauch + 50 % periodisch konservierend	0	0	360370	70	360.370	73	0	0	143
e) 100 % dauerhaft konservierend bei reduziertem Treibstoffverbrauch, Direktsaat 30.000 ha	0	0	0	0	690.739	133	30.000	4	137
f) 100 % Direktsaat	0	0	0	0	0	0	720.739	92	92

¹⁾ Zahlen gerundet

Die folgende Tabelle stellt für die oben aufgeführten Szenarien eine Kurzübersicht der Minderungspotenziale bis 2020 gegenüber dem Ist-Stand dar.

Tabelle 187: CO₂-Einsparung durch Ausdehnung und Intensivierung der konventionellen Bodenbearbeitung. Szenarien für 2020 gegenüber dem Ist-Stand

Szenarien	CO ₂ -Einsparung gegenüber Ist-Stand	
	[kt CO ₂]	[%]
Ist-Stand	(150 kt CO₂e/a)	
a)	0,9	0,6 %
b)	9,9	6,6 %
c)	28,4	18,9 %
d)	7,4	4,9 %
e)	13,1	8,7 %
f)	58,7	39,0 %

Als **maximales THG-Minderungsszenario** wurde eine Umstellung der gesamten sächsischen Ackerfläche auf Direktsaat unterstellt (Szenario f). In diesem extremen Beispiel könnten die THG Emissionen von derzeit 150 kt CO₂/Jahr auf 92 kt CO₂/Jahr im Jahr 2020 reduziert werden. Dies entspräche einer **Minderung um 58 kt CO₂/Jahr bzw. 39 %**. Dieses Szenario gibt allerdings nur ein theoretisches Potenzial an, das in der Praxis so nicht umsetzbar erscheint (für die Direktsaat potenziell ungeeignete Kulturen wurden nicht berücksichtigt).

Durchaus denkbar wäre jedoch die vollständige Umstellung der WRRL-Gebietskulisse auf dauerhaft konservierende Verfahren mit gleichzeitiger Reduzierung des Treibstoffverbrauches und eine Verdoppelung der Direktsaatfläche auf 20.000 ha (Szenario b). In diesem **Real-Szenario** könnten die CO₂-Emissionen auf 140 kt/Jahr gesenkt werden, was einer Minderung von nahezu **10 kt CO₂/Jahr bzw. ~7 %** gegenüber dem Ist-Stand entspräche. Der Treibstoffbedarf könnte in diesem Realszenario um 3,7 Mio. l/Jahr reduziert werden. Eine **Ausdehnung des Direktsaatanteils** auf 50 % der WRRL-Fläche (Szenario c) würde das Minderungspotenzial auf **46 kt CO₂/Jahr bzw. 28 %** steigern.

Die Auswertungen zeigen, dass neben der weiteren Ausdehnung der konservierenden Verfahren auch eine weitere Reduktion des Treibstoffbedarfes bei gleichzeitiger Sicherung der Erträge zielführend wäre. Ansätze, wie z. B. der Einsatz des Strip-Till-Verfahrens, wären sicherlich eine weitere Option, um möglichst große Teile der Anbaufläche zu erreichen. Der Effekt auf die Treibhausgasemissionen ist jedoch derzeit nicht geklärt. Fragen zur Rolle von Stroh- bzw. Gülleearbeitung, Bearbeitungstiefe, Energieeinsatz und Ertragssicherheit sind dabei zu klären. Untersuchungen zum THG-Minderungspotenzial von konservierender Bodenbearbeitung und Gülleunterfußdüngung sind im Rahmen eines Vorhabens der DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) in Sachsen geplant.

Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzleistung/Maßnahmen

■ **Kosten je vermiedene Tonne CO₂-Äquivalent:** Bei förderfreier Maßnahmenumsetzung, wie sie bei den periodisch konservierend bearbeiteten Flächen derzeit der Fall ist, lägen die CO₂-Vermeidungskosten bei Null. Auf Basis der aktuellen AuW Förderung würden sich bei einem Förderbetrag von 68 €/ha und Einsparpotenzialen von 10 kg CO₂/ha (konservierend) bzw. 87 kg CO₂/ha (Direktsaat) Kosten von ~6.580 € bzw. 780 €/t CO₂ Minderung berechnen. Weil die Maßnahme aber in erster Linie zu Erosionsschutzzwecken finanziert wird, ist die THG-Minderung eher als Begleiteffekt zu sehen. Die Klimaschutzleistung könnte somit auch als kostenfreie Begleitleistung eingestuft bzw. sollte kostenseitig nur anteilig bewertet werden.

■ **Synergien/Dissynergien im Hinblick auf weitere ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft:** Die Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung eignen sich in besonderer Weise zur Umsetzung der Ziele des Bodenschutzgesetzes (§ 17, 2 BBodSchG) und Erhalt der natürlichen Funktionen des Bodens. Hierzu gehören u. a. der Erhalt der Bodenstruktur, der natürlichen biologischen Aktivität sowie des Humusgehaltes, die Vermeidung von Bodenerosion und Bodengefügeschäden (LfULG 2010b). Zur Erfüllung dieser Ziele werden derzeit konservierende Bodenbearbeitungsverfahren in Sachsen durch die AuW gefördert. Eine weitere Optimierung könnte erzielt werden, wenn

die Dauerhaftigkeit der Maßnahmen, die derzeit auf max. 5 Jahre begrenzt ist, weiter heraufgesetzt werden könnte. Damit würden nicht nur die Ziele des Gewässerschutzes (Vermeidung von Nitrataustrag), sondern auch die Ziele des Klimaschutzes (C-Sequestrierung) bessere Berücksichtigung finden.

- **Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit:** Die zusätzliche Speicherung von Bodenkohlenstoff im Zuge der Umstellung der Bodenbearbeitung ist generell zeitlich und mengenmäßig begrenzt, dass sich ein neues Humusgleichgewicht im Boden einstellt. Wird die Bewirtschaftung geändert, so kann sich wieder ein neues Humusgleichgewicht einstellen, mit der Folge kurzfristiger Kohlenstoffmineralisation. Die aus dem verminderten Treibstoffeinsatz resultierende Klimaschutzleistung ist dagegen generell nicht umkehrbar.
- **Verlagerungs- und Verdrängungseffekte:** Wird die Ertragsleistung durch die veränderte Bodenbearbeitung nicht verändert, so sind keine Verdrängungseffekte zu erwarten. Treten jedoch Mindererträge oder auch erhöhte Produktionsmitteleinsätze auf, so wirkt sich dies auf die Emissionen aus und kann theoretisch auch Verdrängungseffekte nach sich ziehen.
- **Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand:** Im Rahmen von AuW-Förderprogrammen wäre auch eine Kontrollierbarkeit gegeben. Diese würde jedoch zusätzlichen Dokumentationsaufwand nach sich ziehen. Für nicht geförderte Flächen ist dies jedoch derzeit nicht flächendeckend möglich. Weitergehende qualitative Optimierungen wie Bearbeitungstiefe oder Anzahl der Arbeitsgänge würden einen hohen Kontrollaufwand erfordern.
- **Eignung für Emissionshandel:** Teilweise geeignet, weil die Möglichkeit besteht, die Kraftstoffeinsparungen an die eingesetzte Technik zu knüpfen. Weitergehende Optimierungen wie etwa die Reduzierung der Bearbeitungstiefe oder der Verzicht auf einzelne Arbeitsgänge würden jedoch einen hohen Kontrollaufwand erfordern. Bevor die Maßnahme als für den Emissionshandel geeignet erscheint, sind zudem umfassende THG-Bilanzen unter Einbezug der möglicher Mehremissionen aus dem Pestizideinsatz sowie der Ertragsleistungen und des C-Sequestrierungspotenzials zu erstellen. Hier ist noch Forschungsbedarf gegeben.
- **Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft:** Die Maßnahme wirkt sich nach aktuellem Kenntnisstand tendenziell positiv auf die betriebliche Wettbewerbsfähigkeit aus. Voraussetzung sind stabile Erträge gegenüber der wendenden Bearbeitung.

Fazit

Das Interesse an konservierender Bearbeitungstechnik in Sachsen ist vergleichsweise hoch. Dies hängt mit den gegebenen Anbauverhältnissen zusammen (große Bewirtschaftungseinheiten, leichte bis mittelschwere Böden, große Betriebsstrukturen, kontinental geprägtes Klima, bedeutender Anteil an Erosionskulissen). Bis zum Jahr 2020 erscheint ein Anstieg der Klimaschutzleistungen aus dem Treibstoffeinsatz für konservierenden Bearbeitungsverfahren um jährlich **~10 kt CO₂-Einsparung** auf der Basis von Verdoppelung der Direktsaat- und Ausdehnung sowie Optimierung der dauerhaft konservierenden Bodenbearbeitung in der WRRL-Erosionsschutzkulisse realistisch (Szenario b). Weiter gesteigert werden kann die Klimaschutzleistung durch weitere Flächenausdehnung, Treibstoffeinsparungen bei der konservierenden Bearbeitung bis hin zur Umstellung auf Direktsaatverfahren. Auf der WRRL-Maßnahmenfläche könnten bei konsequenter Ausdehnung der Direktsaat auf 50 % der Fläche theoretisch auch bis zu **28 kt CO₂-weitere Klimaschutzleistungen realisiert werden**.

Eine weitere Ausdehnung der konservierenden Bearbeitung erscheint möglich, insbesondere, weil die Verfahren neben den genannten Umweltwirkungen auch weitere Vorteile wie Arbeitszeit- und Kostenersparnis mit sich bringen. In Sachsen wird die dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung derzeit durch das Programm AuW gefördert. Durch eine Fortsetzung der Förderungen und ggf. eine weitere Qualifizierung der Maßnahme kann die Umstellung auf konservierende Bearbeitungsverfahren weiter unterstützt und beschleunigt werden. Förderseitig steht derzeit die Erosionsschutzleistung im Vordergrund, sodass der Klimaschutzvorteil nur anteilig finanziert bzw. als kostenneutral betrachtet werden könnte.

3.3.2 Stickstoffminderung gemäß WRRL

Bewertung der derzeitigen AuW Maßnahmen

Der Ist-Stand der derzeitigen Klimaschutzleistungen aus der Umsetzung von AUW-Maßnahmen zur Erfüllung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie wurde im Teil 2 mit **~38 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** zuzüglich **39,6 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** aus nicht geförderten Maßnahmen berechnet. Der Klimaschutzleistung dieser Maßnahmen kommt damit eine eher unterge-

ordnete Bedeutung zu. Weil die THG-Einsparung jedoch gewissermaßen als ökologisches Koppelprodukt zum eigentlichen Wasserschutzziel anzusehen ist, ist ihr Stellenwert dennoch hoch.

Der erreichte Umsetzungsstand und der zeitliche Verlauf der umgesetzten Agrarumweltmaßnahmen lassen eine weitere Zunahme der Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen erwarten, sodass davon ausgegangen werden kann, dass bis 2015 in nahezu allen Wasserkörpern die in den Maßnahmenprogrammen vorgesehenen landwirtschaftlichen Maßnahmen umgesetzt werden können. Dies setzt voraus, dass die bisherigen Förderprogramme in Form und Umfang weiterhin zur Verfügung stehen.

Potenziale zur weiteren Reduzierung von THG-Emissionen durch die Maßnahmen der Stickstoffminderung gemäß WRRL bestehen im Wesentlichen in folgenden Bereichen:

- Ausdehnung der AuW-Maßnahmenflächen
- Verbesserung der N-Effizienz im Ackerbau
- Optimierung von Grünstreifen am Gewässerrand

Die genannten Aspekte werden nachfolgend vertieft.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

Ausdehnung der AuW-Maßnahmenflächen: Zur Abschätzung weiterer flächenbezogener Ausbaupotenziale der Klimaschutzleistung durch Umsetzung von Maßnahmen der Stickstoffminderung gemäß WRRL wurden ein Realszenario und ein Maximalszenario entworfen. In Abstimmung mit dem LfULG wurde für das Realszenario als Prognosezeitraum analog zum Modell Stoffbilanz das Bezugsjahr 2015 gewählt. Das Maximalszenario unterstellt keine Weiterentwicklung bis zum Jahr 2020, sondern die für jede Einzelmaßnahme aus heutiger Sicht maximal zur Verfügung stehende Fläche dar. Teilweise wurde auf die EPLR-Zielvorgaben für 2015 zurückgegriffen. Die Szenarien orientieren sich an den aktuellen AuW-Maßnahmen und deren N-Einsparpotenzialen. Die Szenarien werden tabellarisch beschrieben und stellen die Grundlage der Berechnung der THG-Minderungspotenziale bis 2015/2020 dar:

Tabelle 188: Beschreibung und Zielflächen der Szenarien für N-stoffaustragsmindernde Maßnahmen gemäß WRRL a) Realszenario, b) Maximalszenario

a) Real-Szenario:	Beschreibung des Szenarienziels (2015)	Zielfläche [ha]
S1 Ansaat von Zwischenfrüchten	Wie Realszenario N- Minderung in Stoffbilanzmodell bis 2015	40.000
S2 Untersaaten (nur Mais)	s. o.	750
S3 Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/ Direktsaat	s. o.	240.000
S5 Anlage von Grünstreifen	s. o.	800
S6 Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren des Ackerfutterbaus	s. o.	10.000
G10 Umwandlung von Acker- in Dauergrünland	s. o.	6.000
Ö1 Ökologischer Ackerbau	s. o. (nach Zielangaben für GAK-Förderung 2020, nur Acker [60 %])	25.000
Weitere: Beratung	auf 100 % der gefährdeten Kulisse	160.000

b) Maximal-Szenario:	Beschreibung des Szenarienziels (2020)	Zielfläche [ha]
S1 Ansaat von Zwischenfrüchten	zu allen Sommerungen	170.000
S2 Untersaaten (nur Mais)	100 % Untersaaten zum Maisanbau, angenommener Maisanteil ca. 15 %	100.000
S3 Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/ Direktsaat	auf 100 % der Ackerfläche (EPLR Zielvorgabe 2015) anzüglich der Maßnahmenfläche, die durch die S1–S6, G10 und Ö1 belegt ist.	334.249
S5 Anlage von Grünstreifen	5 m Streifen an allen Ackerflächen entlang von Gewässern	7.751
S6 Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren des Ackerfutterbaus		30.000
G10 Umwandlung von Acker- in Dauergrünland		6.000
Ö1 Ökologischer Ackerbau	wie Maximalszenario in Modell Stoffbilanz: auf 10 % der AF, nur Acker	72.000
Weitere: Beratung	auf 100 % der gefährdeten Kulisse	160.000

Einrichtung von Arbeitskreisen in prioritär belasteten Gebieten: Das LfULG hat zur Umsetzung der WRRL in den prioritären Gebieten sowie zur Anpassung an den Klimawandel und zum Boden- und Klimaschutz in Sachsen Arbeitskreise etabliert. Mit Demonstrationsvorhaben und Feldtagen werden Beispiele für eine stoffaustragsmindernde Bewirtschaftung durch konservierende Bodenbearbeitung (u. a. Strip Till), durch den Einsatz von grundwasserschonenden Techniken zur Wirtschaftsdüngerabfuhr (u. a. Gülle-Unterflurdüngung) sowie durch die Optimierung der N-Düngung vermittelt. Der Beratungseffekt wurde für das Realszenario bis 2015 auf 2 kg N/ha Einsparung geschätzt. Durch den effizienten Umgang mit N-haltigen Düngern erscheint bis zum Jahr 2020 eine weitere N-Einsparung in der WRRL Kulisse von 1 kg N/ha realistisch (mdl. Mittlg. KURZER 2013). Bei einer flächendeckenden Umsetzung in der Schutzkulisse resultiert ein zusätzliches **Klimaschutzpotenzial von 2,4 kt CO₂-Äquivalent/Jahr**. Es ist davon auszugehen, dass dieser Effekt nur durch eine kontinuierliche Beratungsleistung erhalten werden kann. Eine Ausdehnung der Beratung auf die gesamte Anbaufläche könnte zur Potenzialerweiterung angestrebt werden.

Flächendeckende Verbesserung der N-Effizienz im Ackerbau: Ergänzend zur weiteren Flächenausdehnung der bestehenden AuW- Maßnahmen werden derzeit weitere Instrumente im Hinblick auf eine Optimierung des Stickstoffeinsatzes im Ackerbau diskutiert und getestet. Grundsätzlich kann bei einer Steigerung der N-Effizienz auch von einem positiven Effekt auf die Klimaschutzleistung ausgegangen werden, wenn dies zu einer Minderung des Mineraldüngereinsatzes führt. Eine landesweite Verbesserung der N-Effizienz ist im Wesentlichen durch technische Weiterentwicklung sowie durch gesetzliche Vorgaben und Regelungen zu erwarten.

Innovative N-verbessernde Maßnahmen sind:

- Optimierung der N-Bilanzierung durch klare Vorgaben u. a. zur Saldenbegrenzung, Umsetzung der Hoftorbilanz
- Einsatz von Nitrifikationshemmern, dadurch gleichmäßigere N-Verfügbarkeit
- Biomasseabhängige N-Düngung zu Raps, dadurch bessere Steuerung der Mineraldüngung
- Teilflächenspezifische N-Düngung, dadurch Berücksichtigung von Boden- und Ertragsunterschieden
- Einsatz von Parallelfahrssystemen, dadurch Vermeidung von Überlappungen bei der Düngung.
- Effizienter Wirtschaftsdüngereinsatz, z. B. durch
 - Unterflurapplikation, dadurch Vermeidung von Ausgasung, Ersatz von Mineraldünger durch Wirtschaftsdünger
 - Schleppschlauch, Schleppschuh, Injektion, dadurch Vermeidung von Ausgasung, erweitertes Ausbringfenster

Weitere Effekte werden durch die **Düngerverordnung** (2007) erwartet. Die Regelungen in § 6 „Bewertung des betrieblichen Nährstoffvergleichs“ geben seit 2011 die Einhaltung von betrieblichen Nährstoffüberschüssen in Höhe von max.

60 kg N/ha*a vor. Das LfULG (mdl. Mittgl. KURZER 2012) geht derzeit davon aus, dass durch diese Regelung eine Einsparung von 1 kg N/ha in der gesamten Fläche Sachsens erfolgt. Die Zielerreichung würde u. a. durch die oben aufgeführten Maßnahmen erfolgen. Die Klimaschutzleistungen dieser Maßnahmen sind derzeit nicht bekannt und können nur grob abgeschätzt werden. Einzelfallbezogen würden sich die Klimaschutzleistungen aus der tatsächlichen Einsparung an Mineraldünger durch verbesserte Anrechnung der Wirtschaftsdünger bzw. verbesserte Berücksichtigung der tatsächlichen Ertragsleistungen im Anbaujahr ergeben. Nach Schätzungen des LfULG (mdl. Mittgl. KURZER 2013) können durch Umsetzung der **N-Effizienz verbessernden Maßnahmen und Neufassung der Düngeverordnung** in der Summe Effizienzsteigerungen von 2 kg N/ha ermöglicht werden. Dies entspricht einem THG-Minderungspotenzial von 30 kg CO₂-Äquivalent/ha. Bei Umsetzung auf der **gesamten LN** (abzüglich WRRL-Kulisse, die gesondert berechnet wurde = 560.739 ha) würde sich zusätzlich zu den aktuellen AuW-Maßnahmen eine **potenzielle Klimaschutzleistung von 16,8 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** berechnen. In welcher Flächenausdehnung und in welchem Zeithorizont die genannten Maßnahmen tatsächlich zur Umsetzung kommen, kann derzeit nicht beantwortet werden. Auch liegen noch keine Untersuchungsergebnisse zu den tatsächlichen Maßnahmeneffekten vor.

Optimierung von Grünstreifen am Gewässerrand: Die ökologischen Effekte von Grünstreifen am Gewässerrand, die über eine Reduzierung der Nährstoffeinträge hinausreichen, sind schwierig abzuschätzen, zumal oft nur minimale strukturelle Verbesserungen der oftmals stark degradierten Gewässerabschnitte bewirkt werden. Zukünftig sollten daher auch Möglichkeiten bei der Förderung berücksichtigt werden, die eine Anpflanzung von standortgerechten Gehölzen am Gewässer und eine wenigstens begrenzt eigendynamische Entwicklung des Gewässerverlaufs ermöglichen. Dadurch wäre eine wesentlich größere ökologische Wirksamkeit zu erreichen, weil neben der Reduzierung der Nährstoffeinträge aus der Landbewirtschaftung zusätzliche positive Effekte wie Beschattung und Schaffung naturnaher Strukturen im Uferbereich und der Gewässersohle zu erwarten sind (LfULG 2012). Im Hinblick auf die THG-Emissionen könnten vergleichsweise langfristige N-Senken durch C-Sequestrierung geschaffen werden.

Berechnung der potenziellen THG-Emissionsminderung durch stoffaustragsmindernde Maßnahmen gemäß WRRL
Die Berechnung der THG Potenziale erfolgt auf Basis der Szenarienbeschreibung in Tabelle 188. In Tabelle 189 sind die Ergebnisse dargestellt.

Tabelle 189: Berechnung der weiteren Klimaschutzleistungen gegenüber dem Ist-Stand bei Ausdehnung der Flächen für stoffaustragsmindernde Maßnahmen in zwei Szenarien

AuW Maßnahmen	Klimaschutzleistung Ist-Stand 2010		Weitere Klimaschutzleistung Realszenario bis 2015		Weitere Klimaschutzleistung Maximalszenario bis 2020	
	[ha]	[kt CO ₂ e/Jahr]	[ha]	[kt CO ₂ e/Jahr]	[ha]	[kt CO ₂ e/Jahr]
S1 Ansaat von Zwischenfrüchten	24.360	7,3	40.000	4,7	170.000	43,7
S2 Untersaaten (nur Mais)	275	0,1	750	0,1	100.000	29,9
S3 Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/ Direktsaat	222.259	21,0	240.000	1,7	334.249	10,6
S5 Anlage von Grünstreifen**	663	0,3	800	0,1	7.751	3,7
S6 Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren des Ackerfutterbaus	9.579	2,9	10.000	0,1	30.000	6,1
G10 Umwandlung von Acker- in Dauergrünland	3.960	1,2	6.000	0,6	6.000	0,6
Ö1 Ökologischer Ackerbau	17.679	5,3	25.000	2,2	72.000	16,3
Summe	278.775	38,1	322.550	9,5	720.000	110,9
Änderung in % gegenüber Ist-Stand			116 %	25 %	108 %	291 %
weitere: Beratung	160.000	nicht ermittelbar	160.000	2,4	160.000	24,0

Die aktuelle Klimaschutzleistung kann im **Realszenario** noch um **9,5 kt CO₂-Äquivalent/Jahr bzw. 25 %** gegenüber dem Ist-Stand ausgebaut werden. In der Summe würde die Klimaschutzleistung damit auf 47,6 CO₂-Äquivalent/Jahr ansteigen. Dafür ist eine Zunahme der Gesamt-Maßnahmenfläche um insgesamt 15 % auf 322.050 ha erforderlich. Wird die bis 2020 maximal zu erreichende Zielfläche im **Maximalszenario** unterstellt, so könnte die aktuelle Klimaschutzleistung noch um **110 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** ausgebaut werden, was einer Verdreifachung nahe kommt. In der Summe würde die Klimaschutzleistung damit auf 149 CO₂-Äquivalent/Jahr ansteigen. Weiter könnten durch Intensivierung der N-Effizienz steigenden Beratung zusätzliche THG-Minderungspotenziale 2,4 kt CO₂-Äquivalent/Jahr innerhalb und 16,8 kt CO₂-Äquivalent/Jahr außerhalb der WRRL-Kulisse durch die Verschärfung der Düngeverordnung realisiert werden.

Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzleistung/Maßnahmen

- **Kosten je vermiedene Tonne CO₂-Äquivalent:** Weil Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL betrachtet wurden, ist die jeweilige Klimaschutzleistung als ökologisches Koppelprodukt zu verstehen und verursacht somit keine weiteren Kosten. Die Bewertung der zusätzlichen Klimaschutzleistung einer vorrangigen Wasserschutzmaßnahme stellt jedoch eine Argumentationshilfe für die Förderfähigkeit dar. Geförderte Umweltmaßnahmen sollten grundsätzlich auch in Bezug auf weitere Schutzgüter (z. B. Klimaschutz, Biodiversität, Bodenschutz) zumindest neutral, aber nicht negativ bewertet werden, weil sonst Folgekosten in anderen Bereichen zu erwarten wären.
- **Synergien/Dissynergien im Hinblick auf weitere ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft:** Das vorrangige Ziel der untersuchten Maßnahmen besteht in der Minderung von Stoffeinträgen in das Oberflächen- und Grundwasser. Mögliche Klimaschutzleistungen treten somit als Nebeneffekt des Gewässerschutzes auf und basieren auf der Einsparung von Mineraldünger, der durch eine Verringerung von N-Verlusten begründet ist. Prinzipiell kommt eine Steigerung der N-Effizienz auch dem Klimaschutz zugute. Dissynergien können dann auftreten, wenn die Maßnahme mit einem erhöhten Treibstoffbedarf einhergeht, die den Effekt der N-Minderung im Hinblick auf die Treibhausgasemissionen relativiert.
- **Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit:** Wird auf den verringerten Stoffaustrag der untersuchten Maßnahmen direkt mit einer Reduzierung des Mineraldüngeraufwandes reagiert, so ist dieser Klimaschutzerfolg dauerhaft. Weitere Aspekte, wie z. B. die gesteigerte N-Fixierung durch konservierende Bodenbearbeitung, die Umwandlung von Acker in Grünland oder die Umstellung auf Ökolandbau sind dann reversibel, wenn nach Beendigung der Maßnahme der Kohlenstoff im Boden wieder abgebaut wird, was mit einer verstärkten N-Mineralisation einhergeht (derzeitige 5-Jährigkeit der Maßnahmen). Aus Klimaschutzsicht kritisch zu hinterfragen sind der Anbau von **Leguminosen** und die Herbst-Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in der WRRL-Zielkulisse. Die positiven Effekte der N-Fixierung von Leguminosen stehen den möglichen Mineralisationsprozessen im Frühjahr, der schwierigen N-Anrechnung bei der Düngeplanung und den daraus möglicherweise resultierenden höheren THG-Emissionen entgegen. Auch die positiven Effekte des **Zwischenfruchtanbaus** (N-Fixierung, Bodenstruktur, Humusbilanz) stehen möglichen Risiken durch die zu Zwischenfrüchten derzeit erlaubte Herbstaussbringung von Wirtschaftsdüngern entgegen. Eine Herbstaussbringung von organischen Düngern ist im Hinblick auf die N-Effizienz und N-Auswaschung über Winter zu hinterfragen, weil daraus neben einer Gefahr für den Wasserschutz auch erhöhte THG-Emissionen resultieren können.
- **Verlagerungs- und Verdrängungseffekte:** Keine Verdrängungseffekte sind bei Zwischenfrüchten und Untersaaten zu befürchten, da diese ergänzend und nicht alternativ zu den Hauptkulturen angebaut werden. Auch die konservierende Bodenbearbeitung führt nicht zu Verdrängungseffekten, solange die Erträge konstant bleiben. Die Umwandlung von Acker in Grünland ist dagegen mit der Verdrängung des Ackerbaus verbunden und kann zur Verschiebung des Bedarfs an Ackerflächen führen. In deutlich geringerem Maße trifft dies auch für die Anlage von Grünstreifen zu, wenn diese eine relevante Breite einnehmen. Der Ökologische Landbau führt dann zu Verdrängungseffekten, wenn die Ertragsleistungen geringer als im konventionellen Anbau sind. Dieser Nachteil kann bei Umstellung auf eine ökologische Ernährungsweise wieder aufgefangen werden (siehe die Fachkapitel).
- **Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand:** Eine mögliche Kontrollierbarkeit sowie die Kontrolle ist fester Bestandteil jeder geförderter AuW-Maßnahme und Bestandteil der EU-Vorgaben. Förderungen im Technikbereich sind üblicherweise recht gut zu kontrollieren, während jährlich neu zu bewertende Erfolgsgrößen wie etwa höhere Wirtschaftsdüngeranrechnungen oder Gesamtbetriebsbewertungen mit einem hohen Datenerfassungs- und Kontrollaufwand verbunden sind. Berechnungsstandards zur Bewertung der THG-Minderung von Umweltmaßnahmen des AuW-Kataloges gibt es derzeit nicht. Es erscheint daher für die Zukunft wichtig, für Sachsen einheitliche Berechnungsansätze zu definieren. Die Größe

„N-Einsparung“ ist ein geeigneter und relativ einfacher Parameter. Die Bewertung der N-Minderung im Hinblick auf die THG-Leistungen einer Maßnahme sollte auf jeden Fall auf der gleichen Datengrundlage wie die Bewertung möglicher Wasserschutzleistungen beruhen, damit die Ergebnisse künftig vergleichbar bzw. auch koppelbar sind.

- **Eignung für Emissionshandel:** Für den Emissionshandel erscheinen die untersuchten Maßnahmen derzeit noch wenig interessant. Das Gesamtpotenzial sachsenweit ist überschaubar, das Potenzial einzelner Betriebe entsprechend gering. Es fehlt derzeit an der Entwicklung eines Gesamtsystems zur Integration landwirtschaftlicher Betriebe in den Emissionshandel. Dies zu entwickeln erscheint reizvoll, gerade bei größeren Betriebseinheiten, die u. a. regenerative Energien und Biogaserzeugung betreiben. Im Rahmen von Gesamtkonzepten könnte dann auch eine THG-Minderungsleistung von AuW-Maßnahmen berücksichtigt werden.
- **Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft:** Mögliche wirtschaftliche Nachteile durch die Umsetzung von stoffaustragsmindernden AuW-Maßnahmen werden den Betrieben gegenwärtig durch Ausgleichszahlungen kompensiert. Eine zusätzliche Bewertung der THG-Leistung würde keine weitere Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit haben. Die Entwicklung neuer, vorrangig Klimaschutzorientierter Maßnahmen wäre individuell im Hinblick auf Ertragseinbußen zu prüfen und dementsprechend ggf. auszugleichen.
- **Förderinstrumente und Ordnungsrahmen:** Die weltweite Liberalisierung der Agrarmärkte führt zu einem steigenden Anpassungsdruck in der Landwirtschaft. Die erforderlichen Anpassungsschritte (u. a. Wachstum, Spezialisierung und Diversifizierung) werden für existenzfähige Unternehmen grundsätzlich unter gleichzeitiger Erfüllung von gesellschaftlichen Anforderungen (Tierschutz, Natur- und Umweltschutz) größer als bisher sein. Bei der integrierten Entwicklung des ländlichen Raumes, u. a. Erreichung eines guten und nachhaltigen Gewässerzustandes, Klimaschutz, Schutz und Wiederherstellung der natürlichen Bodenfunktionen, nachhaltige Sicherung der natürlichen, biologischen Vielfalt kommt der **zweiten Säule der GAP** eine besondere Bedeutung zu. Die Umsetzung dieser Ziele soll durch die Förderung von freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen weiter vorangebracht werden (SMUL 2009a). Das EPLR-Programm „Umweltgerechte Landwirtschaft“ hat u. a. die Minderung der N-Düngung und die emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdünger, aber auch den Ausbau der Biogaserzeugung in der Landwirtschaft zum Ziel. Die neuere Förderphase ab 2014 sollte hier aktiv im Hinblick auf die Entwicklung und Förderung von klimaschutzorientierten Maßnahmen genutzt werden. Problematisch sind die derzeitigen Grundsätze der EU-Agrarförderung, die Förderperioden für Bewirtschaftungsmaßnahmen auf fünf Jahre zu begrenzen. Dadurch wird z. B. eine geförderte Grünlandbewirtschaftung auf Ackerflächen, die zur deutlichen und nachhaltigen Reduzierung von Nährstoffeinträgen in Oberflächen- und Grundwasser führt, am Ende der Förderperiode eingestellt und die Fläche zumindest kurzzeitig wieder als Acker umgebrochen, weil sonst der Ackerstatus der Fläche verloren geht (diese würde in Dauergrünland entsprechend der oben zitierten Regelung umgewandelt, was zu Wertverlust der Fläche für den Eigentümer führt). Insbesondere auf Gewässerrandstreifen führt diese Regelung dazu, dass sich die Wirksamkeit der Maßnahme sowohl für den Gewässer- als auch für den Klimaschutz nicht voll entwickeln kann.

Ob die Ziele der WRRL zur Umsetzung der Nitratrichtlinie allein auf dem Wege der Freiwilligkeit und durch Förderinstrumente erreicht werden können, ist derzeit fraglich. Vielfach diskutiert wird daher eine verstärkte Anpassung ordnungsrechtlicher Maßnahmen u. a. der **Düngeverordnung** zur weiteren Reduzierung der Stoffausträge. Kann durch eine Anpassung der N-Bilanzvorgaben oder auch der Anrechnung von organischen Wirtschaftsdüngern die N-Effizienz in der Landwirtschaft gesteigert werden, so kann auch von einem emissionsmindernden Effekt ausgegangen werden. Nicht zuletzt sollte durch eine gezielte, umweltorientierte **Betriebsberatung** eine Stärkung der Fachkompetenz im Hinblick auf die Ausschöpfung ackerbaulicher Möglichkeiten zur Minderung von Stoffausträgen und Emissionen erfolgen.

Fazit

Die aktuelle Klimaschutzleistung der stoffaustragsmindernden Maßnahmen nach WRRL kann bis zum Jahr 2015 bzw. 2020 weiter gesteigert werden. In Anlehnung an das Modell Stoffbilanz erfolgte eine realistische Bewertung der Flächenausdehnung der untersuchten Maßnahmen bis 2015. Dieses **Realszenario** zeigt ein weiteres **Potenzial an Klimaschutzleistungen in Höhe von 9,5 kt CO₂-Äquivalent/Jahr bzw. 25 %** gegenüber dem Ist-Stand. Dafür ist eine Zunahme der Gesamt-Maßnahmenfläche auf 322.550 ha erforderlich. Wird die bis 2020 maximal zu erreichende Zielfläche (Gesamt-AF von 720.000 ha mit unterschiedlichen Maßnahmen belegt) im **Maximalszenario** unterstellt, so könnte die aktuelle Klimaschutzleistung noch um **110,9 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** ausgebaut werden. Weitere THG-Minderungspotenziale werden künftig durch eine Verbesserung der N-Effizienz im Ackerbau, unterstützt durch eine gezielte Beratung und technische

Weiterentwicklungen, wie sie die teilflächenspezifische Düngung oder Injektionsverfahren zur Gülleausbringung darstellen, erwartet. Auch die Vorgaben zum N-Saldo in der Düngeverordnung werden sich künftig positiv auf den effizienten N-Einsatz auswirken und die THG-Emissionen mindern. Eine differenzierte Bewertung dieser weiteren Minderungspotenziale ist zu empfehlen.

3.3.3 Emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdüngern

Bewertung der derzeitigen Ausbringungstechnik in Sachsen und Möglichkeiten zur Minderung von Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement

Die derzeitige Klimaschutzleistung der bisher angewandten Ausbringungstechniken und Einarbeitungszeiten in Sachsen beträgt bei dem Vergleich der Jahre 1990 und 2010 rund 28 kt CO₂-Äquivalent/Jahr. Bei Anrechnung der N-Gutschrift kommen zusätzlich 29 kt CO₂-Äquivalent/Jahr hinzu. Ein Vergleich der Jahre 2007 und 2010 lässt keine Aussagen einer Klimaschutzleistung zu.

Entsprechend der Leitlinien für Gute Verfahrenspraxis zur Verringerung von Ammoniakemissionen als internationale Vereinbarung zur Reduktion von Ammoniakemissionen werden in Sachsen folgende Maßnahmen aufgegriffen, die zu einer Reduzierung der NH₃-Emissionen beitragen:

- Beratung zur umweltfreundlichen Anwendung von Wirtschaftsdünger
- weitgehende Minimierung von NH₃-Emissionen durch Abdeckung von Güllelagern (feste Abdeckung bzw. Strohschwimmschicht)
- Förderung emissionsverringender Stallbautechnik
- Förderung von immissionsarmer Ausbringtechnik (SMUL 2009a)

Die Einhaltung der guten fachlichen Praxis und der Düngeverordnung, die die sofortige Einarbeitung von Düngemitteln mit wesentlichen Nährstoffmengen nach § 3 Abs. (7) vorschreibt, trägt zusätzlich zur Reduzierung der NH₃-Emissionen, die indirekt klimawirksam werden, bei. Die Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern auf unbewachsenen Flächen gilt entsprechend Kapitel 2.3.3 neben dem Injektionsverfahren als effektivste Maßnahmen um NH₃-Emissionen zu reduzieren. Auf Grünlandflächen gilt das Schleppschuh- bzw. Schlitzverfahren für die Ausbringung von Gülle als das effektivste Verfahren, die Freisetzung von NH₃-Emissionen zu mindern. Neuere technische Ausbringungsmaßnahmen wie die Ansäuerung von Gülle und Precision farming werden in der Praxis diskutiert.

In der Literatur wurde gezeigt, dass die pH-Wert-Absenkung zu einer Minderung sowohl von NH₃-, N₂O- als auch CH₄-Emissionen führt (BERG et al. 2006; FROSC 2006; HILHORST et al. 2002; HÖRNIG et al. 1996; MONTEIRO et al. 2010). Die Zusammenstellung von FLESSA et al. (2012) zeigt auch, dass der Einsatz von Milchsäure insbesondere für Betriebe interessant ist, die selbst Milchsäure aus nachwachsenden Rohstoffen oder Reststoffen (org. Säuren aus der Lebensmittelindustrie) erzeugen können, um sie nachträglich in bestehende Lagerungssysteme einzusetzen. CLEMENS et al. (2005) weist darauf hin, dass die Gülleversauerung mit organischen Reststoffen technisch möglich ist und sie NH₃- und Klimagasemissionen reduziert, wenn darauf geachtet wird, dass der pH-Wert rasch abgesenkt wird. Bei einer Zugabe einer zu geringen Menge an organischen Stoffen besteht die Möglichkeit, dass die Absenkung nicht dauerhaft ist und es zu einer unerwünschten Erhöhung der CH₄-Emissionen kommen kann. Außerdem wird empfohlen, die Gülleversauerung erst kurz vor der Ausbringung durchzuführen, weil hohe und unangenehme Geruchsemissionen während der Fermentationsprozesse entstehen können. Um gesicherte Aussagen treffen zu können, wie hoch die emissionsmindernde Wirkung durch die Ansäuerung von Gülle ist, sind weitere Untersuchungen notwendig, die nicht zuletzt auch weitere Umweltwirkungen betrachten.

Im Rahmen des Precision farming (Präzisionslandbau) kann die Düngung teilflächenspezifisch durchgeführt werden. Die Basis stellen zum einen der Kartenansatz und zum anderen der Sensorenansatz. Precision farming anhand des Kartenansatzes nimmt historische Ertragsdaten und Standorteigenschaften zur Hilfe, um das Ertragspotenzial des Standortes zu bestimmen. Hierdurch können Annahmen getroffen werden, welche Mengen an Dünger für die jeweilige Teilfläche effizient verwertet werden können. Beim Sensorenansatz werden verschiedene Parameter im Pflanzenbestand gemessen, die anzeigen, wie hoch die Düngegabe zu bemessen ist. Die teilflächenspezifische Düngung kommt derzeit hauptsächlich bei

der mineralischen Düngung zum Tragen. Es gibt erste Ansätze, die die Gülleausbringung in das Precision Farming mit einbeziehen. So ist das Ziel von SCHRENK et al. (2006), die Gülleinhaltsstoffe mit Vor-Ort-Sensoren zu bestimmen und die Auswertung der Gülleparameter im Ausbringungsfahrzeug und die Berechnung der exakten Ausbringmengen anhand der Messwerte der Stickstoffbestandteile auf dem Fahrzeug zu etablieren. Die Steuerung der Ausbringung bspw. mit Schleppschläuchen soll elektronisch erfolgen. Das CLAAS-Unternehmen verbindet bereits die Ergebnisse der Sensormessungen der Gülle-Nährstoffe mit dem Tankwagen, der in Verbindung mit dem Pflanzensensor gesteuert wird. Es werden in Echtzeit unmittelbar vor der Ausbringung der Gülle die Nährstoffe gemessen. Die Analyse, Dosierung und Kartierung der Ausbringung erfolgt automatisch. Das Regelventil im Schleppschlauchverfahren wird entsprechend gesteuert. Dieses Verfahren ist derzeit im Zusammenhang mit der Gülleausbringung noch nicht weit verbreitet. Hingegen gilt die teilflächenspezifische Düngung mit mineralischen Düngern als effizient. Nach der Literaturlauswertung von FLESSA et al. (2012) kann die N-Aufwandmenge einhergehend mit einer N-Produktivitätssteigerung durch den Einsatz der teilflächenspezifischen Düngung im Mittel um bis zu 18 kg N/ha reduziert werden. Aufgrund der unterschiedlichen Wirksamkeiten der organischen Düngemittel ist dieses Ergebnis nicht 1 : 1 auf die teilflächenspezifische Düngung mit Gülle übertragbar. Vergleichbare N-Einsparmengen sind bisher nicht bekannt. Interessant wäre dieser Ansatz für Betriebe mit großen Bewirtschaftungseinheiten und entsprechenden Betriebsstrukturen sowie Lohnunternehmen. Als mögliche Maßnahme zur Verbesserung der N-Effizienz von organischen Düngemitteln, damit Erhöhung der N-Wirksamkeit und somit Einsparung von mineralischen Düngemitteln sollte dieser Ansatz aus Sicht des Klimaschutzes weiter verfolgt werden.

Im Hinblick auf eine Erschließung zusätzlicher potenzieller Klimaschutzleistungen bis zum Jahr 2020 wird die Verbesserung der Ausbringungstechniken und Einarbeitungszeiträume angestrebt. Folgende Ansätze werden für die Ausbringung von Flüssig- und Festmist in Sachsen näher untersucht. Die gewählten Ausbaupotenziale basieren nicht zuletzt auch auf den Forderungen von OSTERBURG & TECHEN (2012).

- Einarbeitung des gesamten in Sachsen 2010 anfallenden Rinder-, Schweine- und Geflügelmists innerhalb von einer Stunde
- Ausbringung der gesamten in Sachsen 2010 anfallenden Gülle (rund 20 %, hauptsächlich Rindergülle) auf Grünland im Schlitzverfahren
- Einarbeitung der Gülle, die ab Oktober auf Ackerland in Sachsen 2010 ausgebracht wird (16 %) innerhalb von einer Stunde mit Schleppschlauch
- Ausbringung der Gülle auf Ackerland in Sachsen 2010 (84 %) von Februar bis September mit Gülleinjektion in den Bestand

Die genannten Aspekte werden nachfolgend vertieft.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

Um zusätzlich THG-Minderungspotenziale durch die Optimierung der Ausbringungstechnik und kürzere Einarbeitungszeiten bis zum Jahr 2020 aufzuzeigen, wurden als Referenz die berechneten Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdünger für das Jahr 2010 von insgesamt 23 kt CO₂-Äquivalent/Jahr gewählt. Die Berechnungsgrundlagen wurden bereits in Kapitel 2.3.3 erläutert.

Die Summen der Einsparung der Gesamtemissionen aus der Optimierung der Ausbringung für das Jahr 2020 ergeben sich aus folgenden Szenarien:

- Szenario 1: Einarbeitung des gesamten in Sachsen 2010 anfallenden Rinder-, Schweine- und Geflügelmistes innerhalb von einer Stunde

Es zeigt sich, dass das Emissionsminderungspotenzial insbesondere bei Geflügelmist durch die Verkürzung der Einarbeitungszeiten besonders hoch ist. Es wird entsprechend der Emissionsfaktoren angenommen, dass hierdurch bei der Ausbringung keine Emissionen entstehen und damit die Emissionen zu 100 % reduziert werden. Insgesamt könnten im Bereich der Ausbringung von Festmist etwa 2,8 kt CO₂-Äquivalent/Jahr eingespart werden.

Tabelle 190: Szenario 1 – Einarbeitung des gesamten in Sachsen 2010 anfallenden Rinder-, Schweine- und Geflügelmistes innerhalb von einer Stunde

	2010	2020
	Rinder-, Schweine-, Geflügelmist	Rinder-, Schweine-, Geflügelmist
Summe THG-Emissionen in kt CO ₂ e	3,2	0,4
THG-Minderungspotenzial in kt CO ₂ e (Ausbringung)		2,8

■ Szenario 2: Emissionsarme Ausbringung der Gülle

- Ausbringung der gesamten in Sachsen 2010 anfallenden Gülle (rund 20 %, hauptsächlich Rindergülle) auf Grünland im Schlitzverfahren
- Einarbeitung der Gülle, die ab Oktober auf Ackerland in Sachsen 2010 ausgebracht wird (16 %) innerhalb von einer Stunde mit Schleppschlauch
- Ausbringung der Gülle auf Ackerland in Sachsen 2010 (84 %) von Februar bis September mit Gülleinjektion in den Bestand.

Es zeigt sich, dass neben dem Schlitzverfahren im Grünland insbesondere die Gülleinjektion der im Frühjahr ausgebrachten Gülle zu einer deutlichen Reduzierung der Emissionen führen kann. Unter der Annahme, dass die Rindergülle auf Grünland mit dem Schlitzverfahren ausgebracht wird, die Herbstgülle innerhalb von 1 h eingearbeitet und mit dem Schleppschlauch ausgebracht sowie die Frühjahrsgülle injiziert wird, ist von einem THG-Minderungspotenzial bis 2020 von 14,4 kt CO₂-Äquivalent auszugehen.

Tabelle 191: Szenario 2 – Emissionsarme Ausbringung der Gülle

	2010	2020		
	Rinder-, Schweinegülle	Rindergülle auf Grünland im Schlitzverfahren	Einarbeitung der Herbstgülle innerhalb 1 h	Injektion der Frühjahrsgülle
Summe THG-Emissionen in kt CO ₂ e	20	2,4	0,4	3
THG-Minderungspotenzial in kt CO ₂ e(Ausbringung)				14,4

Werden die THG-Minderungspotenziale für die optimierte Ausbringungstechnik von Fest- und Flüssigmist aufsummiert, so können 17 kt CO₂-Äquivalent im Vergleich zum Ist-Stand der Klimaschutzleistung eingespart werden.

Bei Anrechnung des erhöhten N-Wertes der Wirtschaftsdünger durch die verbesserte Ausbringungstechnik und die verkürzten Einarbeitungszeiten in der Düngeplanung ist eine Einsparung der mineralischen N-Düngung möglich und damit auch eine Einsparung der Emissionen, die zur Bereitstellung der mineralischen Dünger entstehen. Zusätzlich können damit 18 kt/Jahr CO₂-Äquivalent aus der Reduzierung des Einsatzes von mineralischen Düngern eingespart werden.

Tabelle 192: Reduzierung der THG-Emissionen durch Anrechnung der N-Gutschrift und optimierter Ausbringungstechnik

	2010	2020
THG-Emissionen in kt CO ₂ e/a	23	6
THG-Minderungspotenzial in kt CO ₂ e/a		17
NH ₃ in t NH ₃ -N/a	4.777	1.212
Erhöhung des N-Wertes in den Wirtschaftsdüngern in t N/a		3.565
THG-Minderungspotenzial in kt/Jahr CO ₂ e infolge der N-Gutschrift und Einsparung von mineralischen N-Düngemitteln		18

In der Summe scheint ein THG-Minderungspotenzial bis 2020 von 35 kt CO₂-Äquivalent/ Jahr möglich. Die Anwendung des Schlitzverfahrens im Grünland, die Einarbeitung der Gülle innerhalb einer Stunde mit vorheriger Schleppschlauchausbringung sowie die Gülleinjektion werden daher empfohlen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass der erhöhte N-Wert in die Düngeplanung mit einzurechnen ist, um zusätzliche Emissionen aus der Mineraldüngeranwendung einzusparen.

Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzleistung/Maßnahmen

■ **Kosten je vermiedene Tonne CO₂-Äquivalent:** Einzelbetriebliche Kosten können bei verpflichtender Einführung von verbesserten Ausbringetechniken hoch sein. Öffentliche Kosten können für den Kontrollaufwand einer verkürzten Einarbeitungszeit, aber auch verbesserten Ausbringetechnik bei bis zu 190.000 €/Jahr (Arbeitskraftstunden und Fahrtkosten) liegen (FLESSA et al. 2012). Werden diese Kostenabschätzungen auf die eingesparten THG-Emissionen in Sachsen (ohne N-Gutschrift), die durch eine verbesserte Ausbringungstechnik möglich sind, bezogen, ergeben sich öffentliche Ausgaben von 11 € je eingesparter Tonne CO₂-Äquivalent.

Im Rahmen der Förderrichtlinie Land- und Ernährungswirtschaft (RL LuE/2007) werden in Sachsen einzelbetriebliche Förderungen von Investitionen für eine wettbewerbsorientierte und nachhaltige Landwirtschaft durchgeführt. Förderbare Maschinen und Geräte sind

- a) Maschinen und Geräte, die zur bodennahen Ausbringung, zur Injektion oder zur Direkteinbringung von Flüssigung auf Ackerland und/oder auf Grünland geeignet sind,
- b) DLG-geprüfte Geräte zur verteilgenauen Ausbringung von Stallmist, wenn der Hersteller ein Prüfzeugnis der Deutschen Landwirtschaftsgesellschaft (DLG) nachweisen kann, das die Anforderungen an die Längs- und Querverteilung gemäß der aktuellen Prüfkriterien der DLG (derzeit: ein Variationskoeffizient von unter 20 Prozent sowohl in der Quer- als auch in der Längsverteilung von Stallmist bei der Ausbringungsmenge von 10 t/ha) erfüllt sind (RL LuE/2007).

Seitens des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) ist vorgesehen, die bisherige Förderung bodennaher und verteilgenauer Ausbringetechnik für Wirtschaftsdünger in der kommenden Förderperiode (2014-2020) weitgehend beizubehalten. Die abschließende Ausgestaltung der Fördermaßnahmen ist derzeit noch offen. Daher wird an dieser Stelle keine Kostenabschätzung vorgenommen.

■ **Synergien/Dissynergien im Hinblick auf weitere ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft:** Der effiziente Einsatz von Wirtschaftsdüngern in der gesamten Wirtschaftsdünger-Kette ist nicht nur bedeutend, um Nährstoffüberschüsse zu vermeiden und die Stickstoffeffizienz auf betrieblicher Ebene zu verbessern, sondern auch, um naturnahe Ökosysteme und Grundwasserkörper nicht zu belasten. Synergien ergeben sich in der Reduzierung der NH₃-Emissionen mit dem Grundwasserschutz, indem der Eintrag von reaktiven N-Verbindungen über die Deposition und Auswaschung vermieden wird. Die größtmögliche Einsparung von NH₃- und N₂O-Emissionen durch die Einarbeitung der Wirtschaftsdünger auf unbewachsene Flächen im Herbst widerspricht allerdings dem Konsens aus Sicht des Wasser-schutzes, dass eine bedarfsgerechte Düngung und damit bestmögliche Reduzierung der Herbst-N_{min}-Werte die Wirtschaftsdüngeranbringung im Frühjahr vorsieht.

■ **Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit:** Die Einsparung von Emissionen während der Ausbringung ist nicht umkehrbar und dauerhaft.

- **Verlagerungs- und Verdrängungseffekte:** Mit Verlagerungs- und Verdrängungseffekten ist bei der Optimierung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern nicht zu rechnen. Es ergibt sich vielmehr ein doppeltes Klimaschutzpotenzial, weil THG-Emissionen direkt durch die Verminderung von Emissionen eingespart werden und indirekt durch die Erhöhung des N-Wertes der Gülle Mineraldünger reduziert werden können.
- **Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand:** Wird eine Reduzierung der Einarbeitungszeit verpflichtend, ist auch mit einem erhöhten Kontrollaufwand zu rechnen. In am stärksten betroffenen Zeiträumen sind hierzu Feldbeobachtungen nötig. Ein verpflichtender Einsatz von verbesserten Ausbringtechniken müsste in der Düngeverordnung oder einem zusätzlichen Erlass ähnlich wie in Anlage 4 zu § 3 Abs. 10 der DüV geregelt sein. Bisher gelten folgende Geräte zum Ausbringen von Düngemitteln als nicht den allgemeinen anerkannten Regeln der Technik entsprechend:
 - Festmiststreuer ohne gesteuerte Mistzufuhr zum Verteiler
 - Güllewagen und Jauchewagen mit freiem Auslauf auf den Verteiler
 - zentrale Prallverteiler, mit denen nach oben abgestrahlt wird
 - Güllewagen mit senkrecht angeordneter, offener Schleuderscheibe als Verteiler zur Ausbringung von unverdünnter Gülle
 - Drehstrahlregner zur Verregnung von unverdünnter Gülle

Die Novellierung der Düngeverordnung bleibt abzuwarten. Bei einer Verschärfung in Bezug auf die Ausbringungstechniken, die erlaubt sind, wären auch hier Feldbeobachtungen in den am stärksten betroffenen Zeiträumen nötig. Agrarinvestitionsprogramme zur Förderung der emissionsarmen Techniken würden auf freiwilliger Umsetzung beruhen und damit zur Förderung der Akzeptanz beitragen.

- **Eignung für Emissionshandel:** Weil die genannte Klimaschutzleistung auf verschiedenen Variablen beruht, die nicht kalkulierbar sind, wie z. B. wann welche Wirtschaftsdüngerart (Rinder-, Schweinegülle mit unterschiedlichen EF) ausgebracht wird, ist diese Maßnahme nicht für den Emissionshandel geeignet.
- **Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft:** Eine Optimierung der Ausbringungstechnik geht einzelbetrieblich mit der Investition in die Technik oder in eine überbetriebliche Nutzung der Technik über einen Lohnunternehmer einher. Dabei könnten anfänglich höhere Kosten durch die Nutzung von Fördermöglichkeiten wie Agrarinvestitionsprogramme ausgeglichen werden. Allerdings begreift sich die verpflichtende Erhöhung von Umweltstandards wie die dauerhafte Reduzierung von Emissionen durch die Anpassung der DüV oder zusätzliche Erlässe auch als Chance, die nachhaltige Landwirtschaft zu fördern. Nicht zuletzt können durch die Einsparung von Emissionen während der Ausbringung und entlang der gesamten Wirtschaftsdünger-Kette N-Gehalte in den Wirtschaftsdüngern erhöht und bei Anpassung der Düngeplanung damit Mineraldünger eingespart werden. Dies führt zur einzelbetrieblichen Reduzierung der Kosten und erhält trotz anfänglicher Investitionen die Wettbewerbsfähigkeit der Landwirtschaft.

Fazit

Die Anwendung des Schlitzverfahrens im Grünland, die Einarbeitung der Herbstgülle innerhalb einer Stunde mit vorheriger Schleppschlauchausbringung und die Gülleinjektion werden im Hinblick auf das Jahr 2020 empfohlen. Eine dahingehende Optimierung der Ausbringungstechnik und Reduzierung der Einarbeitungszeiten hätte ein THG-Minderungspotenzial bis 2020 von bis zu 17 kt CO₂-Äquivalent/Jahr zur Folge. Dieses THG-Minderungspotenzial könnte sich weiterhin verdoppeln, wenn beispielsweise die landwirtschaftliche Beratung zusätzlich darauf abzielen würde, den erhöhten N-Wert der Wirtschaftsdünger in die Düngeplanung mit einzurechnen, um Mineraldünger und damit zusätzliche Emissionen aus der Mineraldüngeranwendung einzusparen. Es ist seitens des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) vorgesehen, die bisherige Förderung bodennaher und verteilgenauer Ausbringtechnik für Wirtschaftsdünger in der kommenden Förderperiode (2014-2020) weitgehend beizubehalten.

3.3.4 Zwischenfruchtanbau/Untersaat/Grünstreifen auf Ackerland/bodenschonender Ackerfutterbau

Für den Ist-Stand der stoffaustragsmindernden AuW-Maßnahmen S1 Zwischenfruchtanbau, S2 Untersaaten, S5 Anlage von Grünstreifen und S6 bodenschonender Ackerfutterbau wurde eine **Klimaschutzleistung von 9,9 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** berechnet. Dabei wurden N₂O-Einsparungen aus der Stickstoffminderungsleistung und der Legumino-

seneffekt über die Einsparung an Mineraldüngern für Ackergras (S6) und CO₂-Einsparungen aus dem Treibstoffeinsatz berücksichtigt.

Im Hinblick auf eine Erschließung zusätzlicher potenzieller Klimaschutzleistungen bis zum Jahr 2020 sollen folgende Ansätze näher untersucht werden:

- Klimaschutzorientierte Qualifizierung der Maßnahmen
- Vorschläge für weitere Maßnahmen mit Synergien für den Klima- und Gewässerschutz
- Ausbaupotenziale durch Steigerung der Maßnahmenflächen

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

Klimaschutzorientierte Qualifizierung der Maßnahmen

S1 Zwischenfrüchte: Neben dem positiven Effekt des Zwischenfruchtanbaus im Hinblick auf die Vermeidung der Nitrat- auswaschung, mit der auch eine Vermeidung von N₂O-Emissionen einhergeht. Allerdings besteht für den Klimaschutz das Risiko erhöhter N₂O-Emissionen bei der Einarbeitung der stickstoffreicher Zwischenfrüchte und Erntereste (LEICK 2003). Dies gilt insbesondere für Zwischenfrüchte und Erntereste mit einem niedrigen C/N-Verhältnis. IPCC (2006) gibt N₂O-Emissionen aus der Einarbeitung von Ernteresten in Höhe von 1,25 % des in den Ernteresten enthaltenen Stickstoffs an. Folgende Maßnahmen können zur klimaschonenden Optimierung des Zwischenfruchtanbaus beitragen:

- Anbau von Zwischenfrüchten anstatt Schwarzbrache insbesondere nach Hauptkulturen, die eine hohe Stickstoffverfügbarkeit nach der Ernte aufweisen, um hier eine N-Verlagerung über Winter und damit einhergehende indirekte N₂O-Emissionen zu vermindern. Möglich wäre z. B. ein Zwischenfruchtanbau nach Raps, gefolgt von einer Sommerung anstatt einer folgenden Winterung (OSTERBURG & RUNGE 2007).
- Konsequente Anrechnung des in Zwischenfrüchten fixierten Stickstoffs bei der Düngeplanung der Folgekulturen und Realisierung des damit verbundenen Potenzials zur Einsparung von Mineraldünger
- Anbau von Zwischenfrüchten mit weitem C/N-Verhältnis
- Verzicht auf eine N-Düngung zu Zwischenfrüchten
- Aus Sicht des Wasserschutzes werden leguminosenfreie Sommer- und Winterzwischenfrüchte bevorzugt, weil sie die Schwarzbrachezeiten überbrücken und durch ihre Nährstoffaufnahme die N-Verlagerung vermindern. Die Ziele des Klimaschutzes gehen mit dem Wasserschutzziel konform, weil verminderte N-Austräge auch die N₂O-Emissionen senken.
- Umbruch von Zwischenfrüchten erst kurz vor der Bestellung der Folgekultur, damit diese den mineralisierenden Stickstoff möglichst vollständig aufnehmen kann. Diese Maßnahme hat insbesondere dann Bedeutung, wenn Sommerungen wie Zuckerrüben oder Mais mit spätem Reihenschluss angebaut werden.
- Auswahl von Zwischenfrüchten, die abgefahren werden können, zum Beispiel, indem Möglichkeiten einer energetischen Nutzung in Biogasanlagen erschlossen werden. Hierdurch wird die Menge an Ernteresten, die zu erhöhten Emissionen bei der Einarbeitung führen können, reduziert.
- Einhaltung einer mindestens dreiwöchigen Wartezeit zwischen Einarbeitung der Gründüngung und der Mineraldüngung, weil eine gleichzeitige Mineraldüngung zu einer gleichzeitigen Erhöhung der C- und N-Verfügbarkeit und somit zu steigenden N₂O-Emissionen führt (PFAB 2011; AULAKH et al. 1984; GARCIA-RUIZ & BAGGS 2007).

S2 Untersaaten: Für Untersaaten gelten prinzipiell die für Zwischenfrüchte getroffenen Aussagen. Vorteile resultieren in der Minderung der Stickstoffverlagerung und der damit einhergehenden Reduzierung von N₂O-Emissionen. Risiken können bei der Einarbeitung der Aufwüchse durch Mineralisierungsprozesse entstehen. I. d. R. kommen Gräser als Untersaaten zum Anbau. Es kommen folgende Möglichkeiten zum Ausbau der Klimaschutzleistung in Frage:

- Die Wahl leguminosenfreier Mischungen ist aus Wasser- und Klimaschutzsicht günstiger zu bewerten, weil sie niedrigere N-Gehalte im Erntegut sowie weitere C/N-Verhältnisse im Boden hinterlassen als Leguminosengemenge. Damit wird das Risiko von N₂O-Emissionen gemindert.

- Ein Umbruch von Gräseruntersaaten erst im folgenden Frühjahr, möglichst zeitnah zum Anbau der Hauptfrucht, ist einem Herbstumbruch vorzuziehen, weil mineralisierender Stickstoff direkt wieder im Folgeaufwuchs gebunden werden kann. Auch hier gilt es, die Untersaaten bei der Düngung der Folgefrucht zu berücksichtigen.

S5 Ackerrandstreifen: Die nach AuW geförderten Ackerrandstreifen haben aufgrund der Umwandlung von Ackernutzung hin zu einer extensiven Grasnarbe ohne Düngung und mit 5-jähriger Bestandsdauer ein hohes THG-Minderungspotenzial. Sie gehen weiterhin mit den Interessen des Gewässer- und Bodenschutzes konform. Eine Ausdehnung der Maßnahme erscheint daher erstrebenswert. Die Akzeptanz der Maßnahmen ist derzeit aber eher gering. Hohe Erzeugerpreise und zunehmende Flächenknappheit mit der Folge steigender Pachtpreise stehen im Gegensatz zu dem Ziel einer Ausdehnung von Randstreifen. Potenzial könnte jedoch dann bestehen, wenn Randstreifen als ökologische Vorrangflächen im Rahmen des Greenings ab 2014 anerkannt werden würden. Folgende Maßnahmen können zur klimaschonenden Qualifizierung der Maßnahme geprüft werden:

- Sinnvoll erscheint die Ausdehnung des Randstreifenprogramms auf möglichst alle vorhandenen Gewässerränder. Wird dabei die Mindestbreite von 6 Metern eingehalten, so kommen voraussichtlich mögliche Verdrängungseffekte durch Verlust von Ackerbauflächen nur abgeschwächt zum Tragen, weil i. d. R. mit Mindererträgen in den Randbereichen zu rechnen ist (z. B. Beschattung durch Hecken- und Baumstrukturen, Erosionseinflüsse, Temperatureinflüsse).
- Eine Ausdehnung der Breite der Randstreifen wäre eine weitere Möglichkeit, die heute in der AuW mit der Vorgabe „bis zu 50 Metern Breite“ schon besteht. Hier müssten aber weitere ökologische Aspekte mit der Stilllegung der Ackerfläche einhergehen, weil sonst die Verdrängungseffekte zu einer Intensivierung an anderer Stelle und dort zu einem Anstieg von THG-Emissionen führen könnten. In Frage kommen daher im Prinzip nur für die Produktion uninteressante Flächen, z. B. mit weiter Hof-Feld-Entfernung, schlechter Bodengüte, Vernässungsproblemen o. ä.
- Eine Steigerung der Akzeptanz von Randstreifen könnte durch die Akzeptanz der Nutzung des Aufwuchses erreicht werden. Hier kommen extensiv geführte Dauerkulturen wie Kurzumtriebsgehölze oder auch die Durchwachsende Silphie und energetisch nutzbare Blühstreifen in Frage. Eine N-Düngung sollte nicht zulässig sein. Die energetische Nutzung des Aufwuchses in Hackschnitzelfeuerungsanlagen oder Biogasanlagen würde eine zumindest teilweise wirtschaftliche Nutzung ermöglichen und die Gefahr der Flächenkonkurrenz mindern. Die Akzeptanz und damit auch Flächenausdehnung von Randstreifenprogrammen könnte gestärkt werden.

S6 Bodenschonender Ackerfutterbau: Durch den bodenschonenden Ackerfutterbau sollen intensivere Kulturen ersetzt werden, woraus THG-Minderungen resultieren können. Durch den Leguminosenanteil in Feldfutterbeständen kann der Bedarf an Mineraldünger reduziert werden, mit positiven Auswirkungen auf die THG-Emissionen. Andererseits führt das Einarbeiten von Klee grasbeständen zu deutlich höheren N₂O-Emissionen als von Feldgras ohne Leguminosenanteilen (LEICK 2003; BAGGS et al. 2000). Auch die Art der Leguminosen scheint einen Einfluss zu haben, wobei nicht nur die chemische Zusammensetzung der eingearbeiteten Biomasse von Bedeutung ist, sondern auch pflanzeninduzierte Unterschiede im Bodengehalt an Wasser und mineralischem N sowie im Boden-pH-Wert. Daher sollten auch beim Feldfutteranbau mögliche Maßnahmen zur Steigerung des Klimaschutzpotenzials ergriffen werden:

- Für die Feldgrasnutzung sollte künftig die Möglichkeit bestehen, auch über den Zeitrahmen von 5 Jahren hinaus die Bestände ohne Risiko des Verlustes des Ackerstatus nutzen zu können. Dies würde dem Wasser-, Boden-, Arten- und Klimaschutz gleichermaßen zugutekommen.
- In Zeiten des Klimawandels ist auf ertragsstabile Gräsermischungen zu setzen, die auch bei zunehmenden Witterungsextremen noch gute Bestände und Erträge sichern. Damit einhergehend werden Nährstoffüberschüsse vermieden, was sich positiv auf den Gewässerschutz und die N₂O-Emissionen auswirkt. Die Hochleistungsgräser wie das Deutsche Weidelgras (insbesondere mittlere und späte Sorten) sind beispielsweise anfälliger für Trockenstress als Knautgräser. Wird nicht die tierische, sondern die energetische Verwertung angestrebt, so eignet sich auch Rotschwingel (JUNK 2008).
- Klee grasgemenge reduzieren den Dünger-N-Bedarf. Wo dies zu Einsparungen an Dünger-N führt, entsteht eine positive Klimawirkung, was für eine Bewerbung des Anbaus von Klee grasmischungen spricht. Allerdings muss gewährleistet sein, dass bei Einsatz von Wirtschaftsdüngern die N-Gaben entsprechend an den reduzierten Bedarf angepasst werden können und ausreichend Gesamtfläche für eine bedarfsorientierte Düngung bereitsteht.

Vorschläge für weitere Maßnahmen mit Synergien für den Klima- und Gewässerschutz: Neben den hier untersuchten bestehenden AuW-Maßnahmen kommen für die Zukunft weitere Anbaumaßnahmen in Betracht, die sowohl aus Sicht des Gewässerschutzes als auch, soweit dies derzeit zu beurteilen ist, aus Sicht des Klimaschutzes interessant erscheinen. Hierzu gehören:

- Förderung des Anbaus von extensiven Dauerkulturen: Dauerkulturen fördern den Humusaufbau und die C-Senkenfunktion des Bodens. Beispiele hierfür wurden mit Kurzumtriebsgehölzen und Durchwachsender Silphie schon genannt. Auch erste Versuchsergebnisse zum Anbau und zur energetischen Verwertung von mehrjährigen, trockenheitsresistenten Energiegräsern (z. B. Savazi) und Blühstreifenmischungen mit hohem Massenwuchs deuten darauf hin, dass hier neue Alternativen für die Nutzung von Randstreifen oder Extensivstandorten entstehen (FNR 2012a).
- Klimaschonende Fruchtfolgegestaltung: Neben der Integration von N-bindenden Zwischenfrüchten bestehen weitere Möglichkeiten einer klimaschonenden Fruchtfolgegestaltung:
 - Die Integration mehrjähriger Fruchtarten wie Gräser und die Förderung der Fruchtfolgediversität gehen mit einer Abnahme der Treibhausgasbelastung einher.
 - Durch die Integration tiefwurzelnder Pflanzen in die Fruchtfolge bzw. die Nutzung eines Sortenspektrums zur C-Anreicherung im Unterboden kann die N-Senkenfunktion des Bodens erhöht werden.
 - Der klimaschonende Anbau von Körnerleguminosen kann einen Beitrag zur THG-Minderung leisten. In Frage kommen Ackerbohnen, Futtererbsen, Lupinen oder Sojabohnen aus Hauptfrucht. Der Import von N-haltigen Futtermitteln wird damit eingeschränkt. Leguminosen kommen zudem ohne mineralische N-Düngung aus und leisten somit einen Beitrag zum Klimaschutz. Die Maßnahme wird in anderen Bundesländern als Klimaschutzmaßnahme gefördert (siehe Kulap Thüringen).
- Anbau N-effizienter Weizensorten, um einen Verzicht der dritten Stickstoffgabe zu ermöglichen
- Vorgaben zur Steigerung der N-Effizienz durch klare Bilanzziele sowie Hoftorbilanzierung
- Grundsätzliche Vermeidung von Grünlandumbrüchen
- Erhalt der C-Sequestrierungsleistung von Böden:
 - Der Schutz bestehender C-Vorräte ist u. a. durch eine verpflichtende Umsetzung der Humusbilanzierung anzustreben. Die Humusbilanzierungsmethoden sollten überprüft und praxistauglich weiterqualifiziert werden. Die Vorgaben der Cross Compliance-Richtlinie werden als nicht ausreichend erachtet.
 - Es ist effektiver, Humusbestände zu sichern und zu erhalten als Humusbestände neu aufzubauen. Eine Ausnahme stellen humusverarmte Böden dar. Diese könnten durch den Einsatz abbaustabiler Primärschubstanzen kurzfristig und effizient auf einen standort- und nutzungstypischen Humusgehalt angehoben werden.
 - Hydromorphe Böden sollten ganz aus der Nutzung genommen oder in ihrer Nutzung stark angepasst werden, z. B. durch die Kultivierung von Schilf, Torf, Torfmoos oder Paludikulturen.
 - Klimaschutzmaßnahmen sollten gezielt auf effiziente Standorte gelenkt werden, das heißt vorrangige Berücksichtigung von Quellenstandorten.
- Stärkung der qualifizierten Klimaschutzberatung: Bei der Einhaltung der guten fachlichen Praxis, zu der auch ein effizienter Einsatz von Betriebsmitteln gehört, fallen in der Regel auch die vergleichsweise geringsten Emissionen an. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass die Minimierung der THG-Emissionen aus betriebsökonomischer Sicht bislang nicht zu den Unternehmenszielen gehörte. Durch die stärkere Synchronisation von N-Düngung und Pflanzenbedarf ist daher mit einer Minderung der annualen N₂O-Emissionen zu rechnen. Die Auslegung der guten fachlichen Praxis wäre in diesem Sinne zu qualifizieren.

Ausbaupotenziale durch Steigerung der Maßnahmenflächen

Derzeit bestehen noch Flächenpotenziale zur Ausdehnung der untersuchten Maßnahmen. Diese sollten genutzt werden. Die Berechnung der THG-Szenarien für 2015 und 2020 wird nachfolgend beschrieben.

Berechnung der potenziellen THG-Minderung durch Ausdehnung des ökologischen Landbaus

Die Bewertung der THG-Minderungspotenziale bis zum Jahr 2020 soll auf Basis einer Ausdehnung der Maßnahmenflächen berechnet werden. Dabei wurden in Abstimmung mit dem LfULG für die Maßnahmen S1, S2, S5 und S6 dieselben Flächenpotenziale wie im Kapitel 3.3.2 (Stickstoffminderung gemäß WRRL) unterstellt. Die Erläuterungen zu den gewählten Flächenangaben sind ebenda zu entnehmen. Im Hinblick auf das THG-Minderungspotenzial werden analog zu Kapitel 2.5.1 Stoffaustragsminderung, Leguminoseneffekte und Treibstoffverbräuche in die Berechnung einbezogen. Der Anteil an Ackergras mit Leguminosen an der Gesamtanbaufläche in der Maßnahme S6 wird dabei, abgeleitet aus dem derzeitigen Anteil, mit 30 % angenommen. Tabelle 193 zeigt anhand eines Real- und eines Maximalszenarios, wie weit die Klimaschutzleistung bis 2020 gesteigert werden könnte und welches THG-Minderungspotenzial (Zuwachs ab 2010) noch zu realisieren wäre.

Tabelle 193: Klimaschutzleistung und THG-Minderungspotenzial bis 2020 gegenüber dem Ist-Stand für S1 Zwischenfrüchte, S2 Untersaaten, S5 Grünstreifen und S6 Ackerfutterbau in zwei Szenarien

Maßnahmen Teil 3	THG-Minderung/ha	Klimaschutzleistung 2010		THG-Klimaschutzleistung Realszenario (2015)		THG-Klimaschutzleistung Maximalszenario (2020)	
	[kg CO ₂ e/ha]	[ha]	[kt CO ₂ a]	Zielfläche [ha]	[kt CO ₂ a]	Zielfläche [ha]	[kt CO ₂ e]
S1 Zwischenfruchtanbau	269	24.360	6,5	40.000	10,7	170.000	45,6
S2 Untersaaten	269	275	0,1	750	0,2	100.000	26,9
S5 Anlage von Grünstreifen ¹⁾	969	663	0,6	800	0,8	7.751	7,5
S6 bodenschonender Ackerfutterbau ¹⁾	90	9.579	0,9	10.000	0,9	30.000	2,7
S6 anteilig für Fläche mit Leguminosenanteil (Annahme 30 % der S6-Maßnahmenfläche)	558	3.211	1,8	3.000	1,7	9.000	5,0
Summe		38.088	9,9	10.000	14,3	30.000	87,7
THG Minderungspotenzial gegenüber 2010					4,4		77,8
Prozentual gegenüber 2010					44 %		785 %

¹⁾ als Referenz wurde jeweils der Wert für Sommergetreide nicht wendend angesetzt

Quelle: eigene Berechnungen

Die aktuelle Klimaschutzleistung kann im **Realszenario** gegenüber dem Ist-Stand **um 4,4 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** ausgebaut werden. Das entspricht einer Steigerung um 44 %. In der Summe würde die Klimaschutzleistung auf 14 kt CO₂-Äquivalent/Jahr ansteigen. Im **Maximalszenario** kann die Klimaschutzleistung gegenüber dem Ist-Stand noch **um 77,8 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** ausgebaut werden. Das entspricht nahezu einer Verachtfachung der aktuellen Minderungsleistung. In der Summe würde die Klimaschutzleistung auf 88 kt CO₂-Äquivalent/Jahr ansteigen. Dass bis zum Jahr 2020 jedoch tatsächlich 100.000 ha mit Untersaaten und 170.000 ha mit Zwischenfrüchten bestellt werden, erscheint derzeit nur realistisch, wenn sich die politischen Rahmenbedingungen dahingehend ändern, dass diese Maßnahmen verpflichtend werden.

Interessant erscheint nach derzeitiger Kenntnis das Potenzial der Leguminosen im Ackerfutterbau, weil diese eine hohe hektarbezogene THG-Minderungsleistung aufweisen. Wie oben berechnet, könnten auf der Basis von je 30 % der unterstellten S6-Anbaufläche von Klee- bzw. -Luzernegras 1,7 bis 5 kt CO₂-Äquivalent/Jahr an THG-Minderung erzeugt werden. Würde jeweils die gesamte Ackergrasfläche der gewählten Szenarien im Gemenge angebaut, so entspräche das einem THG-Minderungspotenzial von 6-17 CO₂-Äquivalent/Jahr. Unter dem Aspekt des Gewässerschutzes ist die Ausdehnung des Leguminosenanbaus jedoch kritisch zu hinterfragen.

Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzleistung/Maßnahmen

Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalent: Grundsätzlich werden die AuW-Maßnahmen derzeit zum Zwecke des Gewässerschutzes umgesetzt, sodass die Maßnahmenkosten der Wasserschutzleistung zugeordnet werden können. Die THG-Minderungsleistung wäre somit als positiver, kostenfreier Nebeneffekt zu werten. Dennoch soll an dieser Stelle ex-

emplarisch aufgezeigt werden, welche THG-Minderungskosten zu erwarten sind, wenn die derzeit gezahlten Maßnahmenkosten laut AuW-Maßnahmenkatalog auf die THG-Minderung je Hektar bezogen werden. Das Ergebnis der Berechnung ist der Tabelle 194 zu entnehmen. Dabei werden zwei Berechnungsansätze gegenübergestellt, indem einerseits die in diesem Kapitel berechneten Emissionsleistungen und andererseits die im Kapitel Stoffminderung nach WRRL berechneten Emissionsleistungen als Grundlage herangezogen werden. Deutlich wird, dass die Maßnahmenkosten je Tonne THG-Minderungsleistung stark schwanken. Günstigste Maßnahme wäre der Anbau von Untersaaten, gefolgt von Zwischenfrüchten, gefolgt von Grünstreifen und bodenschonendem Ackerfutterbau mit Leguminosenanteil. Deutlich teurer stellt sich der Ackergras ohne Leguminosen dar.

Tabelle 194: Kostenschätzung je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente der AuW- Maßnahmen S1, S2, S5 und S6, vergleichend berechnet auf Basis N-Minderungspotenzial und auf Basis des hier gewählten Ansatzes Stoffaustrag + Leguminoseneffekt + Treibstoffbedarf

Maßnahmen Teil 3	AuW-Förderung	THG-Minderung/ha ¹⁾	Kosten je Tonne CO ₂ -Einsparung ¹⁾
	[€/ha]	[kg CO ₂ e/ha]	[Euro/t CO ₂ e]
S1 Zwischenfruchtanbau	85 €	300-269	286-317 €
S2 Untersaaten	50 €	300-269	167-186 €
S5 Anlage von Grünstreifen	310 €	525-969	590-320 €
S6 bodenschonender Ackerfutterbau ohne Leguminosen	267 €	300-90	890-2.967 €
S6 für Fläche mit Leguminosenanteil	267 €	300-648	890-412 €

¹⁾ erste Zahl: auf Basis Stoffminderungspotenzial berechnet; zweite Zahl: Berechnungsansatz wie in diesem Kapitel beschrieben

Potenziale zur Reduzierung der hektarbezogenen Maßnahmenkosten wären z. B. bei den Randstreifen zu erwarten, wenn hier ergänzend zur bestehenden Maßnahme die extensiven Nutzung mit extensiven Dauerkulturen und deren wirtschaftliche Nutzung ermöglicht werden würde. Auch die Möglichkeit der energetischen Nutzung von Zwischenfrüchten, wie dies beim Grünroggen in der Praxis umgesetzt wird, könnte dazu führen, dass der Zwischenfruchtanbau ohne oder mit reduziertem Förderbedarf (Ausgleich Düngeverzicht) für weitere Flächenpotenziale interessant wird.

Die Bewertung von Synergieeffekten, Dauerhaftigkeit der Maßnahmen, Verlagerungseffekten, Kontrollierbarkeit, Eignung für den Emissionshandel, Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit und Aussagen zu Förderinstrumenten erfolgte unter Kapitel 3.3.2, weil hier die gleichen Maßnahmen untersucht wurden.

Fazit

Die aktuelle Klimaschutzleistung aus den untersuchten AuW-Maßnahmen S1 Zwischenfruchtanbau, S2 Untersaaten, S5 Ackerrandstreifen und S6 bodenschonender Ackerfutterbau kann durch eine weitere Flächenausdehnung im Realszenario bis 2015 gegenüber dem Ist-Stand um 4,4 kt CO₂-Äquivalent/Jahr auf eine Gesamt THG-Minderungsleistung von 14 kt CO₂-Äquivalent/Jahr ausgebaut werden. Das entspricht einer Steigerung um 44 % gegenüber dem Ist-Stand 2010. Im Maximalszenario, das durch eine Ausdehnung auf alle in Frage kommenden Ackerflächen Sachsens auch außerhalb der EPLR-Zielkulisse bis zum Jahr 2020 charakterisiert wird, könnte die aktuelle Klimaschutzleistung noch um 77,8 kt CO₂-Äquivalent/Jahr auf eine Gesamt-THG-Minderungsleistung von 88 kt CO₂-Äquivalent/Jahr ausgebaut werden. Deutliche Einspareffekte könnten auch durch den weiteren Ausbau der Leguminosenanteile im Ackerfutterbau erzielt werden, wenn diese mit einer tatsächliche Einsparung an Mineraldünger verbunden wären. Hauptziel der Maßnahmen ist der Gewässerschutz. Die zu erwartenden Klimaschutzleistungen könnten als weitere positive Umweltwirkung betrachtet werden. Bei der Betrachtung von Maßnahmenkosten bietet sich damit künftig die Möglichkeit, diese auf mehrere Schutzziele aufzuteilen.

3.3.5 Breitreifen/Niederdruckreifen, Reifendruckregelanlagen und Gleisketten

Eine Abschätzung dessen, welche Veränderungen in Bezug auf die Bereifungstechnik in der sächsischen Landwirtschaft zu erwarten sind, stellt sich aufgrund der unzureichenden Datenlage schwierig dar. Gleiches gilt für die zu erwartenden THG-Emissionen, die durch eine bodenschonendere Bereifung oder innovative ackerbauliche Produktionsverfahren eingespart werden könnten.

Die vorliegende Literatur gibt erste Anhaltspunkte für Einsparungspotenziale durch eine bodenschonende Bereifung bzw. durch den Einsatz von Reifendruckregelanlagen. Laut KTBL (2009) bedarf es je Zentimeter mehr Spurtiefe durch einen zu hohen Reifeninnendruck zehn Prozent mehr Diesel. Eine besondere Bedeutung kann auch dem Einsatz von Traktoren mit Gleisketten (Raupen) beigemessen werden. Laut der Neuen Landwirtschaft (2011) ist der Kraftstoffverbrauch je Hektar bei Befahrung des Bodens mit Gleisketten im Vergleich zu einem Schlepper mit Breitreifen um knapp 30 Prozent geringer. Je Liter eingespartem Dieselmotorkraftstoff würden Emissionen in Höhe von 83,8 g CO₂-Äquivalenten vermieden werden können (FNR 2012).

Obgleich davon auszugehen ist, dass bodenschonende Bereifung in Sachsen schon in großem Maßstab zur Verwendung kommt, bestehen Optimierungspotenziale in allen Betriebsgrößenklassen. Die Ergebnisse des Projekts Risikomanagement Bodengefüge aus dem 2005 (s. Kapitel 2.3.5) zeigten auf, dass in landwirtschaftlichen Betrieben unter 100 Hektar Größe, ausschließlich Normalbereifung eingesetzt wird. Im Jahr 2010 nahmen solche Betriebe jedoch lediglich knapp 12 Prozent an der Flächenbewirtschaftung in Sachsen ein (Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen 2012). Eine quantitative Einschätzung dessen, welche konkreten Auswirkungen dieser Umstand – sofern er tatsächlich zutrifft – auf die Emission von Treibhausgasen hat, kann aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht getroffen werden. Vor dem Hintergrund, dass auch in größeren Betrieben (> 100 Hektar) leistungsschwächere Schlepper weitgehend mit Normalbereifung ausgestattet sind, kann es sinnvoll sein, Umrüstungen auf bodenschonende Bereifung beispielsweise durch die Implementierung adäquater Anreizsysteme wie Prämien oder Zulagen zu forcieren. Dies kann besonders für kleinere Betriebe interessant sein, weil laut Neuer Landwirtschaft (2011) solchen Umrüstungen hohe finanzielle Aufwendungen entgegenstehen.

In größeren Betrieben (ab 500 Hektar) könnte der zunehmende Einsatz von Gleisketten interessant sein, speziell vor dem Hintergrund, dass auch hier leistungsschwächere Technik mit Normalbereifung zum Einsatz kommt und auch die leistungsstärkere Technik stellenweise noch Defizite in der Bereifung aufweist. Diese Betriebe bewirtschaften knapp zwei Drittel der Landwirtschaftsfläche Sachsens (eigene Berechnungen nach Statistischem Landesamt des Freistaates Sachsen 2012), was eine Umrüstung von Reifen auf Gleisketten als sinnvoll erscheinen lässt. Zum einen üben sie bei höchsten Radlasten den geringsten Bodendruck aus, zum anderen bieten sie ein großes Einsparpotenzial in Bezug auf den Kraftstoffverbrauch (siehe oben). Der Einsatz von Gleisketten ist jedoch nur auf dem Ackerflächen möglich und nicht auf Grünland, weil es hier sonst zu einer Schädigung der Grasnarbe kommt (Neue Landwirtschaft 2011).

Einen weiteren Lösungsansatz in Form einer Umstrukturierung des gesamten Produktionssystems stellt das „controlled traffic farming“ dar. Durch die Festlegung des gesamten Fahrverkehrs auf definierte und dauerhafte Fahrspuren kann erreicht werden, dass mehr als 60 % einer Ackerfläche gar nicht mehr überfahren werden. Hierzu müsste jedoch der gesamte Fuhrpark eines Betriebes den gleichen Radstand aufweisen und die bearbeiteten Spurbreiten müssen immer identisch sein (DEMMELE 2011). Daher ist auch dieser Ansatz zunächst mit hohen Anfangsinvestitionen verbunden und dürfte für viele kleinere landwirtschaftliche Betriebe zunächst uninteressant bleiben.

Grundsätzlich empfiehlt sich für Landwirte aber die Anwendung der Entscheidungshilfe Bodendruck, die von der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (ohne Jahr) herausgegeben wurde. Diese, auf Microsoft EXCEL® basierende Anwendung erlaubt die Berechnung von Bodendrücken unter Berücksichtigung der sachsenspezifischen pedogenen Bedingungen und der eingesetzten Maschinen. Die Anwendung verschafft außerdem einen Überblick, welche potenziellen Kombinationen der im Betrieb vorhandenen Technik eine bodenschonendere Befahrung der Flächen ermöglicht. Das Tool ist außerdem in der Lage, Empfehlungen im Hinblick auf die Neuanschaffung von bodenschonender Technik auszusprechen. Aufgrund der unzureichenden Datenlage kann jedoch auch in diesem Bereich keine Einschätzung dahingehend erfolgen, welche Auswirkungen die Anwendung der Entscheidungshilfe Bodendruck insgesamt auf die Einsparung von THG-Emissionen haben wird.

3.4 Tierhaltung

3.4.1 Potenziale der THG-Reduzierung in der Milchviehhaltung

Treibhausgas (THG)-Emissionen entstehen in der Milchviehhaltung in erster Linie als Methan bei der Verdauung der Tiere, in Form von Methan und Lachgas im Wirtschaftsdüngermanagement (direkt und indirekt über Ammoniak) und im Zusammenhang mit der Futterproduktion. Strategien zur THG-Minderung setzen deshalb u. a. bei der Rationsgestaltung an. Grundlegende Minderungsansätze zielen deshalb i. W. auf die Reduzierung der Methanemissionen aus der Verdauung und die Reduzierung der Stickstoff-Ausscheidungen ab. Außerdem kann über die alternative Verwendung verschiedener Grundfuttermittel und deren ordnungsgemäße Lagerung Einfluss auf den THG-Ausstoß genommen werden. Bei der Fütterung von Milchrindern bestehen bezüglich der Reduzierung von THG-Emissionen folgende Ansatzpunkte, die nachfolgend dargestellt werden sollen:

- Verminderung der Methanemissionen aus der Verdauung der Tiere
- Reduzierung der tierspezifischen Stickstoffausscheidungen
- Verwendung von Grundfuttermitteln mit günstiger THG-Bilanz
- Reduzierung von Verlusten bei der Lagerung, Konservierung und Verteilung von Futtermitteln

Weitere Einflussgrößen auf die THG-Bilanz der Milchviehhaltung sind die Häufigkeit des Weidegangs und die spezifische Milchleistung pro Kuh.

3.4.1.1 Futterproduktion und Milchviehfütterung

3.4.1.1.1 Verminderung der CH₄-Emissionen aus der Verdauung

Die CH₄-Emissionen aus der Verdauung entsprechen je nach Höhe der Futteraufnahme bzw. der Leistung und der Rationszusammenstellung etwa 6-8 % der Futterenergieaufnahme bzw. 20-25 g/kg TM. Das sind ca. 200 bis 500 g Methan pro Kuh und Tag (FLACHOWSKY 2007). Reduzierungspotenziale liegen hierbei in folgenden Maßnahmen (FLACHOWSKY 2007):

- Erhöhung des Stärkegehaltes der Ration
- Einsatz zusätzlicher Fettquellen
- Einsatz chemischer Futterzusatzmittel

Einsatz zusätzlicher Fettquellen: Der Einsatz zusätzlicher Fettquellen hat einen depressiven Einfluss auf methanogene Mikroorganismen (FLACHOWSKY 2007). So hat zum Beispiel die Erhöhung des Fettgehaltes in der Ration von 1,3 % auf 5,5 % die Reduzierung der Energieverluste über CH₄-Emissionen von 7,8 % auf 6,2 % der Bruttoenergie (GE)-Aufnahme zur Folge (JILG 2012). Durch deren Einwirkung auf die Milchezusammensetzung existieren allerdings Einsatzgrenzen (pansengeschütztes Fett max. 900 g/Tier und Tag) (HOFFMANN et al. 2009). Auf eine Berechnung absoluter Einsparpotenziale wird an dieser Stelle verzichtet, weil HAENEL et al. (2012) bei der Berechnung der IST-Bilanz (vgl. Kapitel 1) bereits von einer Methanumsetzungsrate von nur 6 % der GE ausgehen.

Einsatz chemischer Futterzusatzmittel: Verschiedene Abbauprodukte des Kohlenhydratstoffwechsels im Pansen (Vorstufen aus der Glukoneogenese wie Propionsäurevorstufen, Fumarsäure) oder weitere chemische Substanzen, die Wasserstoff binden können und ein Energielieferungspotenzial für den Wiederkäuer darstellen, bieten vielversprechende Ansätze (FLACHOWSKY 2007). Halogenderivate wie Chloroform zum Beispiel führen im Pansen zu einer Reduktion der methanbildenden Bakterien und vermindern dadurch die mikrobielle CH₄-Bildung. Beim Einsatz von Bromchlormethan variierte beispielsweise in Versuchen mit Rindern die Reduktion der THG-Emissionen von ca. 30-91 %. Jedoch nimmt die Wirkung dieser Chemikalien mittelfristig aufgrund einer Adaptation ab (FLESSA et al. 2012). Durch den Einsatz einer hohen Dosis von Ionophoren wie Monensin konnten die CH₄-Emissionen um durchschnittlich 10 % (4 %-31 %) gesenkt werden. Jedoch ist deren Einsatz aufgrund gesundheitlicher Gefahren sowohl für die Nutztiere als auch für den Menschen seit 2006 EU-weit verboten (FLESSA et al. 2012). Organische Säuren wie Acryl- und Fumarsäure liefern in In-vitro-Studien ein

vielversprechendes Reduktionspotenzial von bis zu 75 %. Effekte in Praxisversuchen bleiben allerdings häufig noch aus. Die Gründe hierfür sollten durch gezielte Forschung stärker erörtert werden (FLESSA et al. 2012).

Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente: Weil die exakte Wirkung, die Dauerhaftigkeit und eventuelle Nebenwirkungen des Einsatzes methansenkender Zusatzstoffe noch nicht zur Gänze ermittelt und in der Forschung nachgewiesen wurden, können auch die optimale Aufwandmenge, die daraus entstehenden Zusatzkosten und das exakte THG-Minderungspotenzial nicht quantifiziert werden.

Synergien/Dissynergien im Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft: Weil methansenkende Futtermittel nicht im eigenen Betrieb produziert werden, können durch deren Einsatz die THG-Emissionen aus dem Zukauffuttermiteleinsetz erhöht werden. Weitere Umweltwirkungen wurden bisher nicht ausreichend untersucht. Des Weiteren sind die negativen Begleiterscheinungen dieser Produkte unzureichend erforscht.

Dauerhaftigkeit: Ob eine langfristige Wirkung beim Einsatz von methansenkenden Futtermitteln besteht, konnte bislang noch nicht nachgewiesen werden.

Verlagerungs-/Verdrängungseffekte: Der Einsatz methansenkender Futtermittel kann u. a. Rationsänderungen bewirken, welche Verdrängungseffekte auf den Einsatz einzelner Futtermittel (z. B. Futtermittel aus eigenem Anbau) ausüben würden. Eine veränderte Anbaustruktur einheimischer Fruchtfolgen wäre das Resultat. Führt die Rationsänderung zu einer steigenden Milchleistung, könnte sich infolge der Quotenbeschränkung der Tierbestand reduzieren. Daraufhin vermindert sich die Anbaufläche für Grundfutter. Das Ergebnis einer Leistungsminderung als Folge des Einsatzes dieser Futtermittel könnte ein steigender Tierbestand und demzufolge steigende Anbaufläche für Grundfutter sein.

Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand und Eignung für Emissionshandel: Die Kontrollierbarkeit wäre im Rahmen diverser Dokumentationspflichten gegeben (exakte Datenerfassung und Dokumentation aller Futtermengen und Betriebsmittel). Aufgrund der Ungenauigkeit und großen Varianz der Ergebnisse eignen sich diese Futtermittel nicht für den Emissionshandel.

Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft: Der Einsatz methansenkender Futtermittel ist vom Preis und den Auswirkungen auf die Leistung und Gesundheit der Tiere abhängig. Diesbezüglich besteht jedoch noch großer Forschungsbedarf. Aus diesem Grund lassen sich noch keine Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der Milchviehhaltung ableiten.

Fazit

Aufgrund des hohen Forschungsbedarfes und der ungenügenden wissenschaftlichen Ergebnisse handelt es sich beim Einsatz dieser Zusatzstoffe bislang nur um eine theoretische Option (FLESSA et al. 2012). Futtermittel mit methansenkenden Eigenschaften werden in der Praxis bereits eingesetzt. Deren methansenkendes Potenzial wurde jedoch nur unzureichend bestätigt. Außerdem sind die negativen Begleiterscheinungen dieser Zusatzstoffe auf Tiergesundheit, Leistungsentwicklung, Produktqualität und Umwelteffekte noch nicht ausreichend geklärt (FLESSA et al. 2012).

3.4.1.1.2 Reduzierung der tierspezifischen N-Ausscheidungen über das Absenken des RP-Gehaltes bzw. die Fütterung nach nXP-Bedarf

Die Menge des ausgeschiedenen Stickstoffes (N) ist unmittelbar mit der Höhe der Rohproteinaufnahme der Tiere über das Futter verbunden. Die Reduzierung tierspezifischer N-Ausscheidungen verfolgt dabei ein Hauptziel: die Verbesserung der N-Effizienz (Anteil des Milch-N an der Gesamt-N-Aufnahme über das Futter) (BRACHER 2011). Die Grundvoraussetzung für eine N-reduzierte Fütterung von Milchviehbeständen ist daher die exakte Kenntnis der Nährstoffgehalte der eingesetzten Futtermittel. Dies setzt regelmäßige Analysen der Futtermittel, deren Berücksichtigung in der Rationsgestaltung und die Zusammenarbeit mit Fütterungsberatern und Laboren voraus (FLESSA et al. 2012). Die N-Effizienz sächsischer Milchkühe beträgt durchschnittlich 24-29 %, während bis ca. 34 % (BRACHER 2011) theoretisch möglich wären (6 % zur Speicherung im Körper, 60-70 % ausgeschieden (SCHRÖDER 2013)). Das genaue Verhältnis zwischen Kot- und Harn-N ist fütterungsabhängig (BRACHER 2011). Über eine Rohproteinabsenkung in der Ration oder die Erzeugung ausgeglichener Pansenverhältnisse über die ruminale N-Bilanz (= 0) und den Anteil an nutzbarem Rohprotein (nXP) kann die N-Effizienz verbessert

werden (SPIEKERS 2008). Ein N-Mangel im Pansen ist allerdings zu vermeiden oder mit limitierenden Aminosäuren zu ergänzen (SCHRÖDER 2013). Das beschränkte Verzehrvermögen zu Beginn und der relativ geringe Nährstoffbedarf am Ende der Laktation sollten bei der Rationsgestaltung ebenfalls beachtet werden (BRACHER 2011).

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

In mehreren Versuchen wurde ermittelt, dass im Bereich zwischen 130-190 g RP/kg TM in der Ration einer Milchkuh eine Reduzierung von 10 g RP/kg TM eine verminderte N-Ausscheidung von 10 % zur Folge hat (BRACHER 2011). Auf dieser Basis stellt Tabelle 195 die Auswirkungen einer Rohproteinabsenkung in der Ration von 180 auf 160 g RP/kg TM bei Hochleistungskühen mit 22 kg TM-Aufnahme pro Tier und Tag für eine Dauer von 60 Tagen auf die erzeugten THG-Emissionen dar. In dieser Zeitspanne befinden sich die Tiere in der Hochleistungsphase mit einer Produktion von über 35 kg Milch pro Tag und erhalten oft eine Ration mit einem Rohproteingehalt von über 180 g/kg TM. Die Kühe benötigen allein zur Erzeugung des Milcheiweißes 1.190 g Futterprotein pro Tag. Je nach N-Effizienz ändert sich der notwendige Rohproteingehalt der Ration. Ausgangsbasis bildet der in Sachsen 2010 dokumentierte Milchviehbestand von 188.530 Tieren (HAENEL et al. 2012). In diesem Fall lassen sich pro Jahr 3.464 t CO₂-Äquivalente einsparen. Dieser Wert wurde aus den direkten und indirekten (NO- und NH₃-Verluste) N₂O-Emissionen (HAENEL et al. 2012) sowie dem Mineraldüngeräquivalent der gasförmigen N-Verluste errechnet. Weil die N-Ausscheidungen keinen Einfluss auf die CH₄-Emissionen haben, wurden diese in dieser Rechnung nicht dargestellt. Ein zusätzlicher Effekt der Reduzierung des Rohproteingehaltes in der Ration ist der verminderte Einsatz eiweißhaltiger Kraftfuttermittel, deren Potenzial allerdings wegen der hohen Variabilität des Eiweißgehaltes im Grundfutter kaum abgeschätzt werden kann und in dieser Rechnung außer Acht gelassen wird.

Tabelle 195: Auswirkungen der RP-Absenkung von 18 % auf 16 % in der Ration von Hochleistungskühen auf die THG-Emissionen über einen Zeitraum von 60 Tagen pro Jahr

Anzahl Milchkühe in Sachsen 2010	188.530	188.530
RP-Gehalt der Ration in g/kg TM	180	160
N-Effizienz	30 %	34 %
N-Ausscheidung in g pro Platz und d	444	373
CO ₂ e g/TP und d	1.920	1.614
CO ₂ e kg/TP und 60d	115	97
Absolute THG-Emissionen in t CO ₂ e/a	21.724	18.260
THG-Minderung in t CO₂e/a		3.464

Quelle: eigene Berechnungen auf Basis der Daten von HAENEL et al. (2012)

Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente: Die Kosten können nicht exakt definiert werden, weil eine große Abhängigkeit zu den eingesetzten Futtermitteln besteht. Diese sind jedoch von verschiedenen Faktoren abhängig und preislich sehr variabel. Die Reduzierung des Proteingehaltes in der Ration ist nicht zwangsläufig mit einem Leistungsabfall oder einer gesundheitlichen Störung verbunden. Voraussetzung hierfür sollte aber die Zusammenarbeit mit Beratungsorganisationen und ein kontinuierliches Futtermittelmonitoring sein. In diesem Fall können Eiweißfuttermittel eingespart und die Rationskosten gesenkt werden. Somit wäre diese Maßnahme weitgehend kostenneutral. Unter bestimmten Voraussetzungen könnten die Kosten auch vermindert werden.

Synergien/Dissynergien im Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft: Eine N-Reduzierung in den Ausscheidungen mindert nicht nur die THG-Emissionen, sondern auch NH₃-Emissionen und den oberflächlichen Abfluss von Nitrat (FLESSA et al. 2012).

Dauerhaftigkeit: Die Reduktion von Emissionen durch eine proteinangepasste Fütterung ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Verlagerungs-/Verdrängungseffekte: Verdrängungseffekte könnten als Folge der N-reduzierten Fütterung von Milchkühen entstehen, wenn Eiweißträger aus heimischen Fruchtfolgen eingespart werden. Ergibt sich infolge der RP-Absenkung eine Leistungsminderung und demzufolge eine Erhöhung des Tierbesatzes, steigt zusätzlich die Anbaufläche für die Grundfutterproduktion.

Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand und Eignung für Emissionshandel: Bislang werden in der nationalen Emissionsberichterstattung (NIR) nur Standardfütterationen abgebildet. Voraussetzung für die Bewertung proteinoptimierter Fütterungssysteme mit verringerter N-Ausscheidung ist eine exakte Datenerfassung dieser Betriebe (z. B. Anzahl der Tierplätze, Menge der eingesetzten Futtermittel, N-Gehalt dieser Futtermittel). Die Überprüfung des Milchharnstoffgehaltes und Milcheiweißgehaltes (z. B. über MLP) bietet über die Formel von BANNINK & HINDLE (2003) einen guten Ansatz zur Abschätzung der N-Ausscheidungen (DLG 2008a). Diese lassen sich wie folgt kalkulieren:

$$\begin{aligned} \text{N-Ausscheidung} &= 124 \\ (\text{g N/Tier u. Tag}) &+ 1320 \times \text{Milchharnstoff-N (Milchharnstoff hat 46 \% in g N/kg Milch)} \\ &+ \text{N} && \text{in g N/Tier und Tag} \\ &- 1,87 \times \text{Milcheiweiß-N (kg Milcheiweiß/Faktor 6,25)} && \text{in kg/Tier und Tag} \\ &6,90 \times \text{Milchmenge} \end{aligned}$$

Quelle: BANNINK & HINDLE (2003)

Ein Standardschätzfehler von 8,4 % zeigt allerdings, dass es sich lediglich um eine Abschätzung handelt (DLG 2008a). Für die Kontrolle der N-Ausscheidungen im milchviehhaltenden Betrieb wird die gefundene Übereinstimmung jedoch als ausreichend erachtet (DLG 2008a). Es muss zusätzlich bedacht werden, dass die Messung der Harnstoffgehalte im Rahmen der Milchkontrolle auch Fehler beinhaltet. Aus diesem Grund sollten Mittelwerte verwendet werden (DLG 2008a). Weil die Grundfutterzusammensetzung sehr variabel ist, sind regelmäßige Analysen die Voraussetzung.

Die N-reduzierte Fütterung ist wegen der hohen Variabilität und Ungenauigkeit der Ergebnisse nicht für den Emissionshandel geeignet.

Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft: Wenn die Proteinreduzierung der Ration keine Leistungsminderung oder Erhöhung der Erkrankungsrate bzw. der Tierverluste nach sich zieht, wird die Wettbewerbsfähigkeit nicht negativ beeinflusst.

Fazit

Die Verringerung der N-Ausscheidung über eine verbesserte N-Effizienz infolge einer Rohprotein-Absenkung in der Ration um 20 % für 60 Tage/Jahr bietet ein THG-Minderungspotenzial von maximal 3.463 t CO₂-Äquivalenten/Jahr. Die regelmäßige Analyse der Grundfutterqualität und des Milchharnstoffgehaltes sind Voraussetzungen für die Wirkung dieses Fütterungsregimes und der Kontrollierbarkeit über Institutionen. Die N-Produktivität der Fütterung ist jedoch nur ein Teilbereich der betrieblichen N-Produktivität. Die Kombination mit zusätzlichen Maßnahmen zur Optimierung der N-Effizienz im Gesamtbetrieb (z. B. N-Effizienz bei der N-Düngung) ist unweigerlich mit dem Erfolg dieses Systems verbunden (FLESSA et al. 2012). Eine Reduzierung der THG-Emissionen infolge der Optimierung der Wiederkäuerfütterung ist prinzipiell möglich, in Sachsen allerdings in vielen Betrieben bereits ausgeschöpft. Weil die Grundfutterqualität standortbedingt variabel und die Rationszusammenstellung sehr komplex ist, wird die Zusammenarbeit mit Beratungsorganisationen und Laboren empfohlen. Außerdem besteht hinsichtlich der genauen Beurteilung der N-Ausscheidung eine hohe tierindividuelle Restvariabilität, die auf Einflussfaktoren beruht, welche noch nicht zur Gänze erfasst wurden (FLACHOWSKY et al. 2011).

3.4.1.1.3 Einsatz alternativer Proteinquellen zum Sojaextraktionsschrot

Vor allem die Extraktionsschrote aus Ölfrüchten stellen wichtige in der Milchviehhaltung verwendete Eiweißfuttermittel dar. Neben Sojaextraktionsschrot kommt in sächsischen Milchviehbetrieben vorwiegend Rapsextraktionsschrot zum Einsatz. Auch wenn der Anbau von Soja als Leguminose eine niedrigere N-Düngung zur Folge hat, entstehen infolge des Trans-

portes nach Sachsen unverhältnismäßig hohe THG-Emissionen. Unter dem Umstand der langen Transportwege beim Import von Sojaextraktionsschrot, dem finanziellen Nachteil gegenüber anderen Eiweißträgern und den immer weiter steigenden Forderungen des sächsischen und gesamtdeutschen Verbrauchers nach „gentechnikfreien“ Lebensmitteln bietet auch die Verwendung von Körnerleguminosen aus einheimischem Anbau wie Erbsen, Lupinen und Ackerbohnen ein großes Eiweißlieferungspotenzial. Durch die geringere N-Düngung, kürzere Transportwege und den geringeren Aufwand zur Weiterverarbeitung fallen deren THG-Bilanzen oft besser aus als die der Extraktionsschrote (FLESSA et al. 2012). Verdrängungseffekte durch eine veränderte Flächennutzung in Sachsen werden in den nachfolgenden Berechnungen nicht bewertet. Diese stehen jedoch prinzipiell den Landnutzungsänderungen in den Soja-Exportländern entgegen, die teilweise mit sehr hohen THG-Emissionen verbunden sind, vgl. Kapitel 1.4.2 und 2.2.2.1).

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

Tabelle 196 zeigt die Auswirkungen des Austauschs von 2 kg Sojaextraktionsschrot in der täglichen Ration einer Milchkuh durch alternative Proteinträger beim sächsischen Tierbestand von 188.530 Milchkühen (HAENEL et al. 2012). Es ist zu berücksichtigen, dass aufgrund unterschiedlicher Proteingehalte (DLG 2005) kein 1 : 1-Austausch möglich ist. Des Weiteren existieren infolge der Eiweißzusammensetzung der Leguminosen Einsatzrestriktionen (HOFFMANN et al. 2009). Andere Aminosäurezusammensetzungen, Proteingehalte und Futterwertigkeiten führen dazu, dass der Ersatz von Sojaschrot durch heimische Körnerleguminosen die Anpassung der gesamten Futterration erfordert. Ein zusätzlicher Vorteil der Lupine ist neben den geringen THG-Emissionen ein dem Sojaextraktionsschrot vergleichbarer Energiegehalt. Der Energieausgleich, welcher beim Einsatz von Erbsen und Ackerbohnen erfolgen muss, ist im Vergleich marginal und nicht THG-relevant. Bei der Rationsgestaltung muss lediglich die größere Menge an Originalsubstanz beachtet werden, um einen dem Soja vergleichbaren Proteingehalt zu erreichen (2 kg OS Sojaextraktionsschrot = 872 g RP [DLG 2005]). Die Herleitung der verwendeten Emissionsfaktoren ist im Kapitel 1.4.2 und im Anhang 12 beschrieben.

Tabelle 196: Austausch von 2 kg Sojaextraktionsschrot in der täglichen Ration einer Milchkuh durch alternative Eiweißfuttermittel und deren Auswirkungen auf die THG-Emissionen in Sachsen

	Menge OS/ Tier und d	Futtermittelbedarf (OS)/a	CO ₂ e/a gesamt	Δ CO ₂ e zu Soja
Sojaextraktionsschrot	2,00 kg	137.627 t	169.746 t	0
Rapsextraktionsschrot	2,51 kg	172.916 t	151.779 t	-17.967 t
Lupinen	2,68 kg	184.334 t	138.522 t	-31.224 t
Erbsen	3,81 kg	262.321 t	144.046 t	-25.700 t
Ackerbohnen	3,30 kg	227.345 t	144.646 t	-25.100 t

Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente: Aufgrund des derzeit hohen Preises für Sojaextraktionsschrot und des verhältnismäßig niedrigen Preises für Körnerleguminosen entstehen beim Ersatz von 2 kg Sojaschrot durch andere Futtermittel nur bei Erbsen zusätzliche Kosten. Bei sachgerechter Anwendung in der Ration entstehen bei Rapsextraktionsschrot, Ackerbohnen und Lupinen Kosteneinsparungen (in Tabelle 197 mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet). Jedoch muss bei dieser Betrachtung bedacht werden, dass aufgrund der unterschiedlichen Proteinqualitäten eine Anpassung der gesamten Ration erfolgen muss, was die Kosten je nach Betriebsbedingungen weiter verändern wird. Die Preise für Soja- und Rapsextraktionsschrot sind Handelspreise (UFOP 2013b) und die der Körnerleguminosen Erzeugerpreise (LfULG 2013a), weil für diese aktuell keine Marktnotierung vorliegt (MPB 2013).

Tabelle 197: Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente (Stand 15.10.2013) bei Einsatz alternativer Eiweißfuttermittel

	€/t OS	Bedarf OS gesamt	Kosten gesamt	Kosten Δ ggü. Soja	CO ₂ e/a	CO ₂ e/a Δ ggü. Soja	€/t CO ₂ e	€/t vermiedenes CO ₂ e
Sojaextraktionsschrot	400	137.627 t	55.050.760 €	0 €	169.746 t	0	324	0
Rapsextraktionsschrot	240	172.916 t	41.499.804 €	-13.550.956 €	151.779 t	-17.967 t	273	-754 €
Lupinen	220	184.334 t	40.553.440 €	-14.497.320 €	138.522 t	-31.224 t	293	-464 €
Erbsen	230	262.321 t	60.333.877 €	5.283.117 €	144.046 t	-25.700 t	419	206 €
Ackerbohnen	220	227.345 t	50.015.909 €	-5.034.851 €	144.646 t	-25.100 t	346	-201 €

Quelle: für Preise von Futtererbse, Ackerbohne, Futtergerste: LfULG (2013a); für Preise von Soja- und Rapsextraktionsschrot: UFOP (2013b)

Tabelle 198 zeigt die Kostenstruktur, falls der Preis für Rapsextraktionsschrot und Körnerleguminosen an den Eiweißgehalt von Sojaextraktionsschrot (490 g RP/kg TM) gekoppelt ist. Die Werte der Inhaltsstoffe sind den DLG-Futterwerttabellen (DLG 2005) entnommen. Zur Berechnung der Preiswürdigkeit (LfULG 2007b) wurde für Sojaextraktionsschrot ein Preis von 400 €/t veranschlagt (UFOP 2013b) und für Gerste von 160 €/t (LfULG 2013a). In diesem Fall wird der Ersatz bei allen alternativen Futtermitteln zu zusätzlichen Kosten führen.

Tabelle 198: Kosten je vermiedene Tonne CO₂-Äquivalent bei Preisen, welche an den RP-Gehalt von Sojaextraktionsschrot gekoppelt sind

	€/t OS	Bedarf OS gesamt	Kosten gesamt	Kosten Δ ggü. Soja	CO ₂ e/a	CO ₂ e/a Δ ggü. Soja	€/t vermiedenes CO ₂ e
Sojaextraktionsschrot	400	137.627 t	55.050.760 €	0 €	169.746 t	0	0 €
Rapsextraktionsschrot	325	172.916 t	56.197.651 €	1.146.891 €	151.779 t	-17.967 t	64 €
Lupinen	324	184.334 t	59.724.157 €	4.673.397 €	138.522 t	-31.224 t	150 €
Erbsen	249	262.321 t	65.317.979 €	10.267.219 €	144.046 t	-25.700 t	399 €
Ackerbohnen	276	227.345 t	62.747.232 €	7.696.472 €	144.646 t	-25.100 t	307 €

Unter den Bedingungen der derzeitigen Futtermittelpreise wird das Rohprotein über Sojaextraktionsschrot teurer erkauf als über die alternativen Eiweißquellen. Aus diesem Grund geht der Einsatz von Rapsextraktionsschrot oder Körnerleguminosen anstelle von Sojaextraktionsschrot mit einer Kostenreduzierung einher (Tabelle 197). Sollte infolge einer Nachfrageänderung einzelner Proteinträger der Preis an den Eiweißgehalt von Sojaextraktionsschrot gekoppelt werden, verteuert sich der Einsatz dieser alternativen Eiweißquellen. Infolge des höheren Einsatzes an Originalsubstanz würden die Futterkosten über den Wert von Sojaextraktionsschrot steigen (Tabelle 198).

Synergien/Dissynergien im Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft: Der Anbau von Körnerleguminosen in Sachsen trägt zur Auflockerung heimischer Fruchtfolgen bei und erlaubt durch die biologische N-Fixierung eine verminderte N-Düngung der Folgekulturen.

Dauerhaftigkeit: Die Reduzierung von THG-Emissionen durch die Verwendung einheimischer Körnerleguminosen oder Rapsextraktionsschrot aus sächsischem Anbau an Stelle von Sojabohnen aus Südamerika ist nicht umkehrbar und findet dauerhaft statt.

Verlagerungs-/Verdrängungseffekte: Durch den Ersatz von Sojaextraktionsschrot durch einheimische Proteinträger sind Verdrängungseffekte und eine Verlagerung von Emissionen nicht auszuschließen, jedoch schwer zu erfassen. Durch die veränderte Flächenbewirtschaftung im Inland (Aufnahme von Körnerleguminosen in heimische Fruchtfolgen) wird die Produktion vormaliger Ackerkulturen reduziert. Im Gegenzug sinkt der Bedarf an Soja aus ausländischer Produktion. Weil die Erzeugung von Ölpflanzen (Soja/Raps) in der Verarbeitung zwei Produkte (Öl, Schrot) hervorbringt, die beide reale Marktwerte und eine entsprechende Nachfrage besitzen, können mögliche Auswirkungen auf die globalen Handelsbilanzen bzw. die ausländische Flächennutzung nicht seriös erfasst werden. Tabelle 199 zeigt den Flächenbedarf zur Produktion der betrachteten Eiweißträger für die 188.530 Milchkühe (HAENEL et al. 2012) in Sachsen auf. Die Zuweisung eines anteiligen Flächenbedarfs (Rechengröße) der Extraktionsschrote erfolgt massenbezogen (Soja 80 %, Raps 59,5 %). Weil der weltweite Einsatz von Soja für die Tierernährung in der Vergangenheit zu großen Verlusten von Regenwald- und Savannenflächen in Südamerika beitrug und dabei hohe THG-Emissionen implizierte (vgl. auch Kapitel 1.4.2 und 2.2.2.1), sollte die Reduzierung des Einsatzes von Soja trotz teilweise höheren einheimischen Flächenbedarfs überwiegend positive Verdrängungseffekte bewirken und könnte somit „Druck“ von schutzwürdigen Flächen im Ausland nehmen.

Tabelle 199: Flächenbedarf für die Produktion der Eiweißträger für 188.530 Kühe (sächsischer Milchkuhbestand)

	Menge OS/Tier und d*	Ertrag t OS/ha**	reeller Flächenbedarf	Allokationsfaktor Futterproduktion	Bilanzieller Flä- chenbedarf Futter	bilanzieller Flächenbedarf Öl
Sojaextraktionsschrot	2,00 kg	2,64	65.164 ha	0,800	52.131 ha	13.033 ha
Rapsextraktionsschrot	2,51 kg	3,50	83.033 ha	0,595	49.404 ha	33.628 ha
Lupinen	2,68 kg	3,61	51.062 ha	1	51.062 ha	0 ha
Erbsen	3,81 kg	3,54	74.102 ha	1	74.102 ha	0 ha
Ackerbohnen	3,30 kg	3,54	64.222 ha	1	64.222 ha	0 ha

* Schrot, ** Flächenertrag der Erntefrucht

Aus Tabelle 199 ist erkennbar, dass der reelle Gesamtflächenbedarf in Bezug auf Soja sowohl höher als auch niedriger ausfallen kann. Weist man jedoch dem Hauptprodukt Öl bei Soja und Raps entsprechend des Massenanteils einen anteiligen Flächenbedarf zu, der theoretisch auch durch andere Ölpflanzen (hier ggf. auch wieder unter Anfall von Koppelprodukten) gedeckt werden könnte, ist für Erbsen und Ackerbohnen ein signifikanter Flächenmehrbedarf für die reine Futtermittelproduktion erkennbar. Die einheimische Lupine stellt flächenbezogen eine sehr vorteilhafte Ackerkultur dar. Weil bei Ölpflanzen Marktpreis- und Verdrängungseffekte für beide Produkte möglich sind, lassen sich keine Rückschlüsse auf eventuelle Folgen einer veränderten Ackernutzung in Sachsen schließen.

Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand/Eignung für Emissionshandel: Die Kontrollierbarkeit wäre durch eine exakte Datenerfassung und Dokumentation aller Betriebsmittel und Futtermittel gegeben. Infolge der großen Variabilität der Inhaltsstoffe, der Erträge und Rohstoffqualitäten sowie der Preisverläufe für die einzelnen Produkte eignet sich diese Maßnahme allerdings nicht für den Emissionshandel.

Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft: Bei bedarfsgerechter Rationszusammensetzung können durch den Einsatz einheimischer Körnerleguminosen die Rationskosten reduziert werden. Geht der Einsatz der alternativen Eiweißträger mit keiner Leistungsminderung und Gesundheitsbeeinträchtigung einher, hätte dies geringfügig positive Auswirkungen auf die betriebliche Bilanz und die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft. Voraussetzung hierfür wären allerdings stabile Preisverläufe. Zusätzlich hat die Anbaustrategie der „verdrängten“ Kulturen großen Einfluss auf das Betriebsergebnis.

Fazit

Grundsätzlich sind Rinder aufgrund ihres Verdauungssystems nicht zwingend auf die Zufuhr von Sojaextraktionsschrot angewiesen. Sollen jedoch höchste Leistungen bei gleichzeitiger Gesunderhaltung erzielt werden, sind Anpassungen der

gesamten Futterration notwendig. Durch die Verwendung von alternativen Proteinträgern können THG-Emissionen reduziert werden. Des Weiteren werden über den Anbau heimischer Körnerleguminosen die THG-Emissionen intensiver Getreidefruchtfolgen durch die Einsparung von N-Mineraldünger gesenkt. Eine verringerte Nachfrage von sächsischen Milchviehbetrieben nach Sojaprodukten dürfte nur eine minimale Nachfrageänderung und demzufolge Landnutzungsänderungen zur Folge haben. Einheimische Lupine stellt in diesem Szenarium die klimafreundlichste alternative Eiweißquelle dar. Werden beim gesamten Rinderbestand Sachsens täglich 2 kg Sojaschrot durch 2,68 kg Lupinen in der Ration pro Tier ersetzt, können die THG-Emissionen um ca. 31.000 t CO₂-Äquivalente pro Jahr reduziert werden. Diesbezüglich sollten allerdings Futterqualität und Ertragsstabilität heimischer Körnerleguminosen durch gezielte Forschungsarbeit und züchterische Anstrengungen stabilisiert und weiter verbessert werden (FLESSA et al. 2012).

3.4.1.1.4 Einsatz verschiedener Grundfutterkomponenten

Auch wenn die Grundfuttersversorgung sehr standortabhängig ist, soll deren Einfluss auf die THG-Emissionen vergleichend betrachtet werden. Bei der grasbetonten Fütterung muss zwischen Grassilage und Heu vom Ackergras oder vom Dauergrünland differenziert werden. Dauergrünland erfordert infolge des niedrigeren Ertrages (60-80 dt/ha) gegenüber Ackergrasmischungen (ca. 100 dt TM/ha) einen geringeren Aufwand für Düngemittel (Düngung nach Entzug ist ertragsabhängig), Betriebsmittel und Bodenbearbeitung. Jedoch tragen Standort, Klima, Pflanzenszusammensetzung und Bewirtschaftungsweise zu einer hohen Variabilität bei. Diese können zwischen 33 dt TM/ha (Hutungen) und 150 dt TM/ha (intensives Ackergras) variieren (LfULG 2001). Der Ertrag von Luzerne ist vergleichbar mit Ackergras.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

In Tabelle 200 ist das Potenzial der THG-Reduzierung für den Fall dargestellt, dass für den gesamten sächsischen Milchviehbestand (Stand 2010 nach HAENEL et al. 2012) je 3 kg (TM) Grassilage durch 3 kg (TM) Mais- oder Luzernesilage in der täglichen Ration der Milchkühe ersetzt werden. Dies entspricht bei einer durchschnittlichen TM-Aufnahme von 13 kg pro Tag aus dem Grundfutter etwa 23 %. Dieser Ansatz wird getroffen, weil die Qualität und der Anfall des Grundfutters sehr standortabhängig sind und ein 100%iger Austausch (ohne kostenintensiven Zukauf) nicht ohne weiteres möglich ist. Außerdem werden ausschließlich Ackerfrüchte betrachtet, weil in diesem Fall von einer 100%igen Nutzung des Grünlandes ausgegangen wird.

Mais benötigt im Anbau weniger Überfahrten und verursacht demzufolge einen geringeren Treibstoffverbrauch. Des Weiteren liegt Maissilage auch durch den höheren flächenspezifischen TM-Ertrag in der CO₂-Bilanz/kg TM wesentlich besser als Gras. Allerdings ist zu bedenken, dass der geringere Proteingehalt von Mais (80 g RP/kg TM) mit zusätzlichen Eiweißträgern ausgeglichen werden muss. Um einen RP-Gehalt von 160 g RP/kg TM wie bei Gras zu erreichen, müssen bei Einsatz von 3 kg Mais ca. 0,5 kg Sojaextraktionsschrot, 0,6 kg Rapsextraktionsschrot oder 0,1 kg Harnstoff als Proteinausgleich zugefüttert werden. Wird Soja- oder Rapsextraktionsschrot als Ausgleichsfuttermittel verwendet, steigen die THG-Emissionen über die Werte von Grassilage. Die Inhaltsstoffe der Futtermittel sind den DLG-Futterwerttabellen entnommen bzw. stellen Durchschnittswerte der Analysen des Futtermittelabors der LKS in Lichtenwalde dar. Die Ansätze zur Berechnung der Emissionsfaktoren für die Futtermittelerzeugung sind methodisch im Kapitel 1.4.2 beschrieben bzw. ergänzend im Anhang 12 dargestellt.

Tabelle 200: THG-Bilanz des Einsatzes von 3 kg Trockenmasse verschiedener Grundfuttermittel in der täglichen Futterration pro Kuh bezogen auf den sächsischen Milchviehbestand von 188.530 Tieren

	3 kg Grassilage	3 kg Luzerne	3 kg Maissilage*	3 kg Maissilage + 0,1 kg Harnstoff	3 kg Maissilage + 0,5 kg Soja	3 kg Maissilage + 0,6 kg Raps
kg CO ₂ e/Tier und d	1,24	0,99	0,82	1,05	1,50	1,43
kg CO ₂ e/Tier und a	453	362	299	382	547	520
t CO ₂ e/a	85.466	68.332	56.358	71.930	103.067	98.123
Δ zu Grassilage t CO ₂ e/a	0	-17.135	-29.108	-13.537	17.600	12.656

*aus tierphysiologischer Sicht keine reale Fütterungsoption

Aus Tabelle 200 ist erkennbar, dass der Einsatz von Luzerne und Mais mit Proteinausgleich über Futterharnstoff positive Auswirkungen auf die THG-Bilanz der Futtermittelration hat, während der Einsatz von Mais mit Soja- oder Rapsextraktionschrot zu einer Erhöhung der THG-Emissionen beiträgt.

Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente: Eine Kostenbeurteilung pro Tonne vermiedener CO₂-Äquivalente kann nur sehr grob erfolgen. Die Qualitäten der Grundfutter sind sehr witterungsabhängig und die Betriebsmittelkosten der einzelnen Unternehmen grundverschieden. Die in Tabelle 201 dargestellten Preise sind geschätzte Durchschnitts- und Zielwerte. Ein Erzeugerpreis von 4,1 €/dt Maissilage basiert auf einer Schätzung des LfULG (2013d), bei welcher die Anpassung der Betriebsmittelpreise im Oktober 2012 erfolgte. Der Preis für Luzerne ist ein geschätzter Durchschnittswert. Für Harnstoff wurde eine Notierung von 50 €/dt angesetzt. Bei diesem Preisniveau wäre die THG-Minderung über den Austausch von 3 kg TM Grassilage durch 3 kg TM Maissilage inklusive 100 g Harnstoff oder 3 kg TM Luzernesilage finanziell von Vorteil. Die Kosten für die THG-Minderung bei Maissilage mit Soja- oder Rapszulage sind nicht angegeben, weil in diesen Fällen keine THG-Minderung erfolgt.

Tabelle 201: Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente verschiedener Grundfuttermittel

	[€/t Futtermittel]	[t CO ₂ /t Futtermittel]	Differenz. ggü AWS [t CO ₂ /t Futtermittel]	THG-Minderung [€/t CO ₂ e]*
Grassilage (AWS)	50	0,41	0,00	+/- 0
Maissilage	41	0,27	-0,14	-64 €
MS + 0,1 g Harnstoff	45	0,35	-0,07	-61 €
Luzerne	45	0,33	-0,08	-60 €

*negativer Wert bedeutet THG-Minderung unter Kostenvorteil

Synergien/Dissynergien im Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft:

Durch die Einsparung von N-Mineraldünger bei kleinkörnigen Leguminosen wie Luzerne können weitere ökologische Wirkungen auftreten (geringerer Oberflächenabfluss von Stickstoff, geringere Stickstoffauswaschung, geringere Gefahr der Eutrophierung). Die Folgen sind je nach N-Effizienz des Anbauverfahrens bzw. des ganzen Betriebes verminderte N-Einträge in Oberflächengewässer und Grundwasser. Weiterhin spielt beim Einsatz von Grassilage die Herkunft des Grases eine Rolle. Ackergras hat höhere Erträge als Gras von Dauergrünland und beinhaltet oft Pflanzen mit einem höheren Futterwert, benötigt allerdings auch einen höheren Aufwand bei der Erzeugung und verursacht daher höhere THG-Emissionen. Außerdem können durch den zusätzlichen Anbau von Ackerfutter getreideintensive Fruchtfolgen aufgelockert werden.

Dauerhaftigkeit: Die Reduzierung von THG-Emissionen durch den Austausch verschiedener Grundfuttermittel wie der Verwendung von Luzerne aus eigenem Anbau ist nicht umkehrbar und findet dauerhaft statt.

Verlagerungs-/Verdrängungseffekte: Infolge des unterschiedlichen flächenbezogenen TM-Ertrages der einzelnen Grundfuttermittel können beim Einsatz von Luzerne anstelle von Maissilage oder Gras Verdrängungseffekte entstehen, weil die innerbetriebliche Ausweitung der Grundfutterproduktion eine Verlagerung der alternativen Ackerfrüchte, z. B. Getreide zur Nahrungsmittelproduktion in andere Regionen, zur Folge haben könnte.

Tabelle 202 stellt die Unterschiede der benötigten Ackerfläche bei einem Austausch der einzelnen Grundfuttermittel von 3 kg TM/Tier und Tag bezogen auf den sächsischen Durchschnittsbestand von 188.530 Tieren (HAENEL et al. 2012) dar.

Tabelle 202: Flächenbedarf für die anteilige Produktion der Grundfuttermittel (3 kg TM/Tier und Tag) bezogen auf den sächsischen Milchviehbestand von 188.530 Tieren

Grundfuttermittel	Ertrag in t TM/ha	benötigte Ackerfläche
Ackergrassilage mittlerer Ertrag	9	23.539 ha
Ackergrassilage hoher Ertrag	10	20.644 ha
Luzerne	12	16.852 ha
Maissilage	14	14.457 ha

Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand/Eignung für Emissionshandel: Die Kontrollierbarkeit der Anbauverhältnisse ist möglich und wird derzeit schon praktiziert. Jedoch sind tatsächliche Witterungsbedingungen, Preisverläufe und Anbauverfahren sowie deren Auswirkungen auf die Ökonomie eines Betriebes und das THG-Minderungspotenzial sehr variabel. Daher eignen sich diese Maßnahmen nicht für den Emissionshandel.

Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft: Die Wettbewerbsfähigkeit der Milchproduktion würde bei optimaler Rationszusammenstellung kaum beeinflusst. Voraussetzung ist jedoch hierfür die regelmäßige Zusammenarbeit mit Laboren zur Analyse der Grundfuttermittel auf deren Inhaltsstoffe und die Interpretation der Ergebnisse mithilfe von Beratungsorganisationen. Eine Verdrängung lukrativer Ackerflächen für Marktfrüchte durch eine Ausbreitung der Grundfutterproduktion könnte allerdings das gesamte Betriebsergebnis je nach derzeitigem Preisniveau verändern.

Fazit

Beim Anbau von Ackerkulturen zur Grundfuttersversorgung der Kühe ist zu bedenken, dass die Luzerne als Leguminose bei gleichem Ertrag gegenüber Grassilage aus Ackergras eine geringere bzw. keine N-Düngung benötigt. Die Folgen sind geringere THG-Emissionen (FLESSA et al. 2012). Auch die Produktion von Mais erzeugt infolge geringerer Überfahrten und des höheren flächenbezogenen TM-Ertrages niedrigere THG-Emissionen als Gras. Jedoch führt der Eiweißausgleich von Mais über Soja und Raps zu Emissionen, welche die von Gras übersteigen. Nur der Ausgleich über eine geringe Menge des hoch konzentrierten Futterharnstoffes ist aus Sicht der THG-Minderung gegenüber Grassilage als positiv zu bewerten. Würde beim gesamten sächsischen Milchviehbestand ein Austausch von 3 kg (TM) Grassilage durch 3 kg (TM) Luzernesilage in der täglichen Ration pro Kuh erfolgen, könnten die THG-Emissionen um ca. 17.000 t CO₂-Äquivalente pro Jahr gesenkt werden. Aber auch der Ersatz durch Maissilage mit Proteinausgleich über Harnstoff führt zu einer THG-Reduzierung von mehr als 13.000 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr. Die THG-Minderungen lassen sich auch unter Kostengesichtspunkten positiv darstellen.

3.4.1.1.5 Reduzierung von Verlusten bei der Lagerung, Konservierung und Verteilung von Futtermitteln

Ziel der Futtermittelkonservierung ist es, die Haltbarkeit der Futtermittel bei geringstmöglichen Qualitätsverlusten zu verlängern. Die schlimmste Situation ist ein Totalausfall der Futterernte. Dies kann u. a. durch Fehlgärungen oder mikrobiologischen Verderb entstehen. Die Gärqualität ist maßgeblich von der Qualität des Erntegutes und dem Siliermanagement abhängig. Die Verluste bei der Lagerung, Konservierung und Verteilung von Futtermitteln unterteilen sich in unvermeidbare und vermeidbare Verluste. Unvermeidbare Verluste sind Folgen der Restatmung bzw. Gärung. Während des Prozesses der Futtermittelkonservierung liegen sie bei 5-12 % der Nettoenergie. Verluste in der Feld- und Lagerphase sind vermeidbar und treten in einer Höhe von insgesamt 6 % bis teilweise über 40 % auf. Feldverluste und Gärverluste sind verfahrenabhängig und können kaum zu 100 % vermieden werden (DLG 2006).

- Feldverluste: liegen je nach Erntetechnik zwischen 1-5 % (DLG 2006)
- Gärverluste: bis 7 % der Nettoenergie (DLG 2006)
mit steigendem TM-Gehalt (20-30 %) sinken die Gärverluste von 17 % auf 6 % (DLG 2006)
höhere Trockenmasse, größere Häcksellänge, geringere Stapelhöhe wirken mindernd (DLG 2006)

Definitiv vermeidbare Verluste bestehen nach DLG (2006) in

- Fehlgärungen,
- Aerobem Verderb,
- Nachgärung.

Fehlgärungen

Bei Fehlgärungen können bis zu 10 % Energieverluste entstehen. Die Buttersäuregärung tritt z. B. vermehrt bei schwer silierbaren, eiweißreichen Silagen mit einem TM-Gehalt von < 30 % auf. Stark verschmutztes Futter begünstigt die Entstehung der Buttersäurebildner (Clostridien). Entgegengewirkt werden kann dem mit dem Einsatz chemischer Silierzusätze mit der DLG-Wirkungsrichtung 1a oder 5 (DLG 2006). Das Preisniveau dieser Silierhilfsmittel liegt je nach Wirkstoff und Hersteller zwischen 3,- bis 7,- €/t FM (THAYSEN 2011).

Aerober Verderb

Beim aeroben Verderb können ebenfalls bis 10 % Energieverluste entstehen. Der Lufteintritt begünstigt die Entstehung von Hefen und Schimmelpilzen. Anaerobe Verhältnisse werden über eine ausreichende Verdichtung des Silostockes und zeitnahes Abdecken erreicht. Die Häcksellänge sollte dem TM-Gehalt angepasst werden. Zum Festfahren sollte eine entsprechende Technik mit schmalen Reifen und hohem Luftdruck verwendet werden. Die TM-Verluste durch Veratmung betragen je nach Lagerdichte zwischen 10-20 %. Der Einsatz von Siliermitteln mit der DLG-Wirkungsrichtung 2 (1-2 €/t FM [THAYSEN 2011]) wirkt der Entstehung von Hefen und Schimmelpilzen entgegen (DLG 2006).

Nacherwärmung

Die Verluste über Nacherwärmung am Silostock (bis zu 10 % der TM) entstehen ebenfalls durch Sauerstoffeinwirkung. Entgegengewirkt werden kann dem mit einem ausreichenden Vorschub im Silo oder auch mit einer Säurebehandlung der Anschnittfläche. Der Vorschub kann z. B. durch das gemeinsame Einsilieren von Gras und Mais erhöht werden. Die Größe der Anschnittfläche sollte zudem bei der Planung dem Tierbestand angepasst werden. Mit der entsprechenden Entnahmetechnik (Siloblocksneider, Fräse) kann das Relief der Anschnittfläche glatt gehalten werden. Das verhindert ebenfalls das Eindringen von Sauerstoff. Die TM-Verluste durch Sauerstoffeinwirkung während der Entnahme betragen je nach Beschaffenheit der Anschnittfläche und nach Entnahmeintervall (1-4 Tage) zwischen 0,1 und 3,5 %. Aber auch auf dem Futtertisch kann die Erwärmung des Futters noch zu 10 % TM-Verlusten führen (DLG 2006). In Tabelle 203 ist zu sehen, dass die Silierung im Folienschlauch eine Reduzierung der TM-Verluste von 4-7 % zur Folge hat (STEINHÖFEL 2010). Aber auch die Erhöhung der Umgebungstemperatur von 5-15 °C führt zu TM-Verlusten von 1,2-3,5 % (DLG 2006). Darauf hat der Landwirt allerdings kaum Einfluss.

Tabelle 203: TM-Verluste in Abhängigkeit der Siloanlage

	Fahrsilo	Folienschlauch	absolute Differenz	Verlustreduzierung
Maissilage	8 %	4 %	-4 %	-50 %
Grassilage	12 %	5 %	-7 %	-42 %
Luzernesilage	14 %	7 %	-7 %	-50 %

Quelle: DLG (2006)

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

Die Gesamtverluste an Trockenmasse, gemessen als Differenz zwischen Einlagerung und Vorlage im Trog, betragen in der Praxis bei Gras 4-25 % und bei Mais 4-16 % (STEINHÖFEL 2010). Im Jahr 2010 wurde in Sachsen auf 68.987 ha Mais zur Futterversorgung (und der Biogaserzeugung) angebaut (SMUL 2011). Gelänge es, die Silierverluste um 5 % zu senken, könnten 3.285 ha Anbaufläche reduziert werden. Bei 10 % Verlustminderung würde sich die notwendige Fläche sogar um 6.272 ha vermindern. Grassilage kann sowohl auf Grünland als auch auf Ackerfläche erzeugt werden. Eine Verlustreduzierung von 5 % hätte eine Verminderung der Anbaufläche von 10.179 ha zur Folge, bei 10 % wären es sogar 19.432 ha. Diese Reduzierung würde sicherlich hauptsächlich beim Ackergras stattfinden, ungeachtet dessen, dass Ackergras einen bis 20 % höheren Ertrag verspricht als Grünland (SMUL 2001b). Diese Reduzierung der Anbaufläche

hätte auch eine Reduzierung der in Tabelle 204 dargestellten THG-Emissionen zur Folge, wenn die frei werdenden Flächen stillgelegt würden.

Tabelle 204: Reduzierung der Anbaufläche für Grundfutter durch die Verlustreduzierung bei der Produktion und deren Auswirkungen auf den THG-Ausstoß

	kg CO ₂ /ha	LN*	t CO ₂ e gesamt	-5 % TM-Verluste	t CO ₂ e (-5 %)	-10 % TM-Verluste	t CO ₂ e (-10 %)
Maissilage	3.905	68.987 ha	269.418	-3.285 ha	-12.829	-6.272 ha	-24.493
Grassilage	3.628	213.754 ha	775.404	-10.179 ha	-36.924	-19.432 ha	-70.491
Kleinkörnige Leguminosen	4.052	18.321 ha	74.236	-872 ha	-3.535	-1.666 ha	-6.749
Grundfüttererzeugung gesamt		301.062 ha	1.119.059	-14.336 ha	-53.289	-27.369 ha	-101.733

* Quelle: SMUL (2011)

In Sachsen nimmt der Getreideanbau im Jahr 2010 mit 55 % der Ackerfläche einen hohen Stellenwert ein (SMUL 2012c). Weizen ist gemessen an der Anbaufläche die wichtigste Getreideart. Weil von einer Stilllegung der frei werdenden Fläche nicht ausgegangen werden kann, soll der Anbau von Weizen als alternative Nutzung betrachtet werden. Dieser erzeugt THG-Emissionen, welche der Minderung über die Flächeneinsparung gegenübergestellt werden müssen (Tabelle 205).

Tabelle 205: THG-Minderung eingesparter Flächen bei alternativer Weizenproduktion

	kg CO ₂ /ha	-5 % TM- Verluste	t CO ₂ e (-5 %)	-10 % TM- Verluste	t CO ₂ e (-10 %)
THG-Minderung eingesparter Flächen der Grundfüttererzeugung (bei Stilllegung)		-14.336 ha	-53.289	-27.369 ha	-101.733
THG-Erzeugung der Weizenproduktion	3.008	14.336 ha	43.117	27.369 ha	82.314
THG-Minderung inkl. alternativer Weizenproduktion			-10.171		-19.418

Aus Tabelle 205 ist erkennbar, dass selbst bei einer alternativen Nutzung durch Weizenanbau auf „frei“ werdenden Ackerflächen noch flächenspezifische THG-Minderungen erzielbar sind.

Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente: Grundsätzlich kann der Mehraufwand während der Silierung (z. B. der Einsatz von Silierhilfsmitteln) nur als positiv bewertet werden, wenn auch der Trockenmasseverlust reduziert und/oder die Qualität der Futtermittel verbessert wird. Alleine über den Einsatz von Siliermitteln entstehen Zusatzkosten von 2-7 €/t FM (THAYSEN 2011). Der Erfolg dieser Mittel ist jedoch abhängig von der Witterung und dem weiteren Siliermanagement. Daher kann das Erfolgspotenzial nicht quantifiziert werden.

Synergien/Dissynergien im Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft: Die Minderung der TM-Verluste bei der Futterproduktion hat eine Reduzierung der benötigten Anbaufläche zur Folge. Die Auswirkungen der alternativen Verwendung der eingesparten Fläche sind im Wesentlichen abhängig von der alternativen Bewirtschaftungsform und können an dieser Stelle nicht abgeschätzt werden.

Dauerhaftigkeit: Die Verringerung der THG-Emissionen über die Reduzierung der Verluste bei der Produktion ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Verlagerungs-/Verdrängungseffekte: Bei positiver Reduzierung der Verluste ist aus betriebswirtschaftlichen Gründen mit einer Ausweitung des Ackerbaus zu rechnen.

Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand/Eignung für Emissionshandel: Der Einsatz von Silierhilfsmitteln kann über Betriebshandbücher kontrolliert werden. Voraussetzung ist eine exakte Datenerfassung. Die eigentliche Verlustminimierung kann allerdings kaum bewertet werden. Aufgrund der witterungs- und standortbedingten Variabilität eignen sich diese Maßnahmen nicht für den Emissionshandel.

Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft: Grundsätzlich ist eine Reduzierung der Verluste bei gleichen Kosten und unbeeinträchtigter Tiergesundheit als positiv für den Betrieb zu bewerten. Voraussetzung ist allerdings ein optimales Siliermanagement. Die Kosten und die Notwendigkeit des Einsatzes von Silierhilfsmitteln sollte genau überprüft werden.

Fazit

Eine Verlustreduzierung von 10 % der TM während der Ernte und der Konservierung von Grundfuttermitteln wie Maissilage, Grassilage oder Luzernesilage hätte direkte Auswirkungen auf die Anbaufläche dieser Kulturen in Sachsen. Bei einer Stilllegung der eingesparten Flächen könnte nahezu 100 % des THG-Minderungspotenzials dieser Maßnahme wirksam werden. In diesem Fall ließen sich die THG-Emissionen bis zu 101.700 t CO₂-Äquivalente/Jahr senken. Aus betriebswirtschaftlichen Gründen ist allerdings von einer Ausweitung des Marktfruchtanbaus auszugehen. Die „freien“ Flächen werden wahrscheinlich vermehrt mit Kulturen wie Getreide, Raps, Rüben oder Kartoffeln bestellt. Diese alternative Verwendung führt zu anderen absoluten THG-Emissionen auf diesen Flächen und müsste für jede Kultur separat bilanziert werden. Der Anbau von Weizen hätte – unter Verwendung der eigenen Emissionsfaktoren – aber trotz allem eine Minderung der THG-Emissionen von ca. 19.400 t CO₂-Äquivalenten/a gegenüber der Grundfutterproduktion (mit hohen TM-Verlusten) zur Folge.

3.4.1.2 Haltungungsverfahren für Milchvieh; Weidehaltung vs. Stallhaltung

Stallhaltungsverfahren

Die Anbindehaltung erzeugt aufgrund der geringeren emittierenden Oberfläche (Stand- bzw. Lauffläche) gegenüber der Laufstallhaltung niedrigere Emissionen (HIRSCHFELD et al. 2008). Mit der Trennung der Funktionsbereiche erhöht sich die Emissionsfläche v. a. für NH₃. Daher schneidet die Laufstallhaltung hinsichtlich des Emissionspotenzials gegenüber der Anbindehaltung schlechter ab (KROMER 2012). Jedoch stellt die ganzjährige Anbindehaltung aufgrund der fehlenden Bewegungsfreiheit der Tiere keine artgerechte Haltung dar. Auch wenn sie nicht grundlegend über die Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung (BMJ 2009) verboten wird, so existieren Leitlinien und Gutachten für die Haltung von Rindern, z. B. die LAVES-Tierschutzleitlinie für Milchkuhhaltung (LAVES 2007), auf deren Grundlage der Neubau von Anbindeställen nicht mehr gefördert wird (BMELV 2010). In Gülleställen ist die CH₄-Freisetzung 10-mal höher als in Haltungungsverfahren mit Einstreu (KROMER 2012). In Strohhäfen wird allerdings, ebenfalls um den Faktor 10, mehr N₂O emittiert (KROMER 2012). Diese sind jedoch abhängig von der Einstreumenge und dem Entmistungsintervall. Nasse Einstreu emittiert mehr N₂O. Wird also Stroh in ausreichender Menge eingesetzt, sind die Lachgasemissionen dementsprechend geringer (LVVG Aulendorf 2007). Allerdings sind die betrieblichen Einflussfaktoren auf die THG-Bilanz so vielseitig (Einstreuverfahren, Aufstallungsform, Fütterung, Entmistungshäufigkeit, Temperaturführung etc.), dass letztlich das betriebliche Management wichtiger für die Minderung der Emissionen ist als die Wahl der Stallhaltungsform (FLESSA et al. 2012). Aus diesem Grund kann an dieser Stelle kein exaktes Minderungspotenzial für die eine oder andere Haltungsform abgeleitet werden.

Weidehaltung

Bei der Weidehaltung sprechen verschiedene Gründe für eine emissionsmindernde Wirkung gegenüber Stallhaltungsverfahren. Der Treibstoffverbrauch für die Grundfutterproduktion (Transporte, Feldarbeiten, Futterbergung) und Wirtschaftsdüngertransport wird hierbei auf ein Minimum begrenzt (FLESSA et al. 2012). Dem gegenüber steht jedoch der Aufwand für die Weidepflege. Auf der Weide versickert der Harn rasch in den Parzellen (StMLF/StMLU 2003). Das führt zu signifikant geringeren NH₃-Emissionen, welche einen direkten N-Verlust darstellen würden. Weil weniger Gülle zur Lagerung anfällt und infolge der schnellen Belüftung, sind die Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung (CH₄, NH₃) auch geringer als bei Stallhaltung (FLESSA et al. 2012). Die direkten N₂O-Emissionen sind dagegen meist bei Weidehaltungssystemen höher als bei der Stallhaltung. Des Weiteren findet keine gleichmäßige Verteilung des N-Eintrages statt. Das führt stellenweise zu N-Überschüssen und höheren N₂O-Emissionen (FLESSA et al. 2012). Außerdem stößt bei Weidehaltung die N-reduzierte Fütterung an ihre Grenzen. Durch Weidegras entsteht ein N-Überschuss und durch die höhere Abbaubarkeit des Proteins im Grünfutter ein Überschuss an NH₃ im Pansen. Die Folge ist eine hohe Leberbelastung des Tieres (BRACHER 2011). Trotz allem wird die Weidehaltung aus Sicht des Tierschutzes und der Tiergesundheit generell als positiv

bewertet. In der Mehrzahl der untersuchten Studien wiesen Milchkühe mit Weidehaltung weniger Schäden, Krankheiten und Verletzungen auf und zeigten auch eine bessere Fruchtbarkeit (StMLF/StMLU 2003). Die produktbezogene THG-Bilanz ist dahingegen nicht ganz eindeutig. Mehrere Studien weisen allerdings auf ein geringeres Emissionspotenzial hin (FLESSA et al. 2012). Während sich der Weideanteil bei Zuchtbullen, Mastbullen und Färsen in den letzten 5 Jahren relativ konstant hielt, steigt er bei Mutterkühen kontinuierlich an. Von 2005 bis 2010 sank die durchschnittliche Weidezeit bei sächsischen Milchkühen von 5 % auf 4 % (HAENEL et al. 2012).

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

Die Abbildung 99 zeigt die Auswirkungen der Weidehaltung und Stallhaltung von Milchkühen auf die THG-Emissionen im Vergleich. Die abgebildeten CH₄-Emissionen sind nur die aus dem Wirtschaftsdüngermanagement, weil die Aufstallungsform kaum Einfluss auf die THG-Emissionen aus der Verdauung haben dürfte. Sämtliche Emissionsfaktoren sind der Datenbasis von HAENEL et al. (2012) für das Jahr 2010 entnommen. Hierbei wurden sowohl die Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement als auch die bodenbürtigen Emissionen nach Ausbringung von Wirtschaftsdüngern berechnet. Die Auswirkungen der Bewirtschaftung der Weide, des Grünlandes oder des Ackers wurden in dieser Darstellung außer Acht gelassen. Bei der Weidehaltung von Milchkühen sind höhere direkte N₂O-(Lachgas)-Emissionen zu erkennen. Weil Methan unter anaeroben Bedingungen im feuchten Milieu entsteht, sind diese Emissionen infolge der schnellen Belüftung auf der Weide geringer. Die NH₃-Emissionen sind bei Stallhaltung auch höher, was direkten Einfluss auf den Düngewertverlust (ausgedrückt als Mineraldüngeräquivalent, MDÄ) und die indirekten N₂O-Emissionen hat.

Der in den nachfolgenden Grafiken dargestellte Emissionsvergleich für einen theoretisch 100 %igen Weidegang bzw. eine vollständige Stallhaltung basiert auf den von HAENEL et al. (2012) für Sachsen 2010 ausgewiesenen Daten. Weil der Weidegang nur mit den dort anfallenden CH₄-Emissionen in den Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement erfasst ist und NH₃- sowie N₂O-Emissionen auf der Weide als bodenbürtige Emissionen separat erfasst sind, wurden diese Zahlen sowohl für die Stallhaltung als auch den Weidegang einheitlich berücksichtigt, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Zusätzlich wurden N-Verluste als Mineraldüngeräquivalente bewertet.

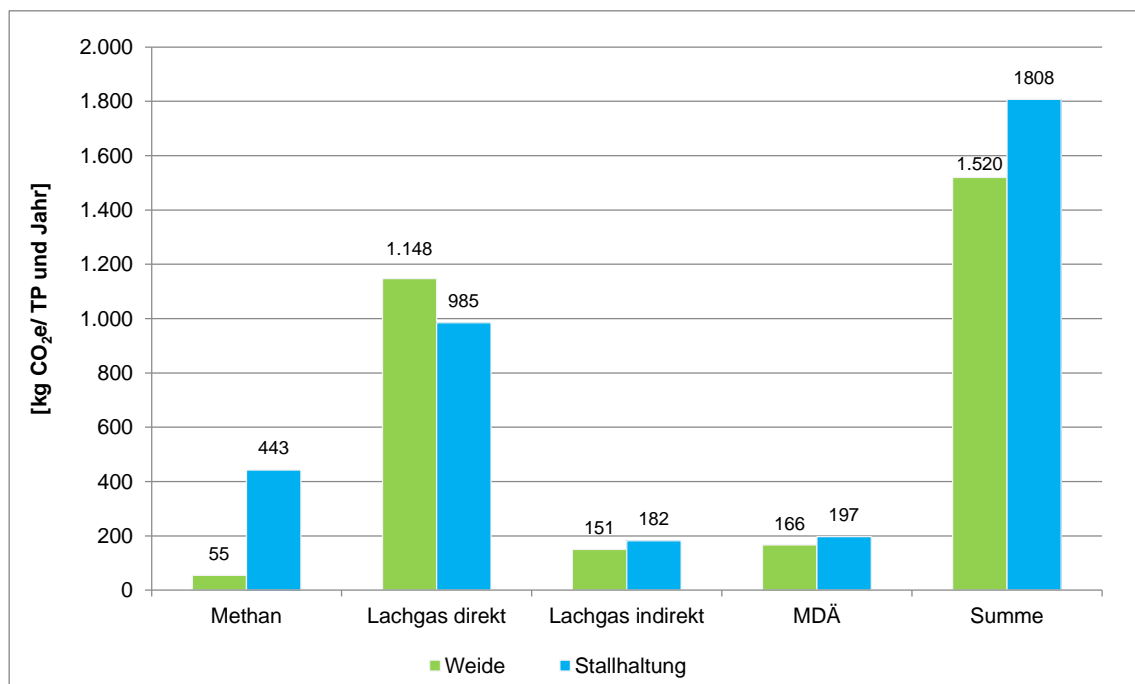


Abbildung 99: THG-Emissionen aus den Ausscheidungen im Vergleich zwischen Stallhaltung und Weidegang bei Milchkühen (gesamte Prozesskette inkl. bodenbürtiger Emissionen)

Quelle: eigene Darstellung nach HAENEL et al. (2012)

Der Einfluss von Weide- und Stallhaltung auf die THG-Emissionen wurde analog für Färsen wie bei Milchkühen berechnet (Abbildung 100). Färsen sind in den Auswertungen von HAENEL et al. (2012) bzw. nach Systematik der Landwirtschaftszählung 2010 weibliche Jungrinder im Alter von zwei Monaten bis zur Abkalbung mit reichlich zwei Jahren zu verstehen.

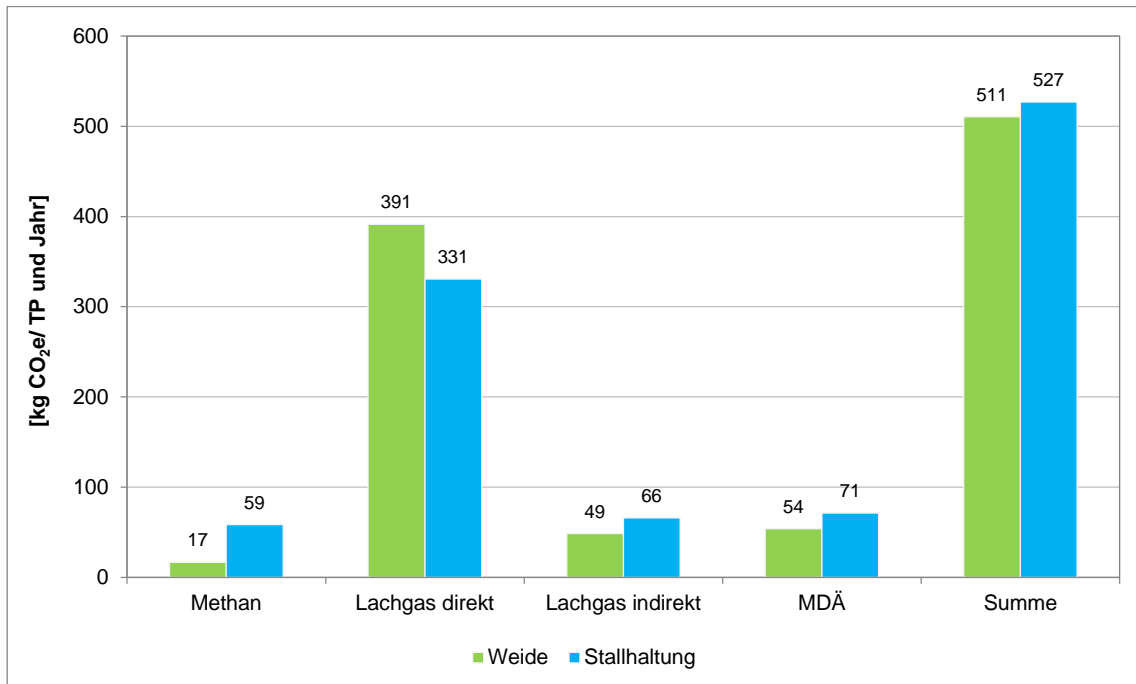


Abbildung 100: THG-Emissionen aus den Ausscheidungen im Vergleich zwischen Stallhaltung und Weidegang bei Färsen (gesamte Prozesskette inkl. bodenbürtiger Emissionen)

Quelle: eigene Darstellung nach HAENEL et al. (2012)

Aus Abbildung 100 ist zu erkennen, dass sich bei Färsen die ausscheidungsbezogenen THG-Emissionen infolge der hohen THG-Wirkung von Lachgas nur geringfügig unterscheiden.

Weil in der Milchviehhaltung in Sachsen die Weidehaltung vor allem für Trockensteher eine Rolle spielt, kann mit den oben beschriebenen Emissionsfaktoren pro Tierplatz und Jahr ein absolutes THG-Minderungspotenzial für den sächsischen Milchviehbestand von 188.530 Tieren abgeleitet werden. Nach HAENEL et al. (2012) stehen die Milchkühe in Sachsen durchschnittlich zu 4 % der Jahresstunden auf der Weide. Das bedeutet, dass sie ca. 16 Tage im Freien grasen. Jedoch beträgt die Trockenstehzeit in der Regel 6 bis 8 Wochen. Auch wenn eine Anfütterung von 3 Wochen im Stall erfolgt, bedeutet das, dass sie durchschnittlich 3 bis 5 Wochen länger weiden könnten. Unter dieser Voraussetzung zeigt die Tabelle 206 die Auswirkungen der unterschiedlichen Dauer der Weidezeit von Trockenstehern pro Jahr. Eine Weidezeit von 4 % stellt in dieser Betrachtung den Ist-Stand dar.

Tabelle 206: Absolutes THG-Minderungspotenzial der Weidehaltung von sächsischen Trockenstehern (188.530 TP) (THG-Emissionen aus den Ausscheidungen inkl. bodenbürtiger Emissionen) durch Verlängerung der Weidezeit

Weidedauer in Tagen (% der Jahresstunden)	15 (4 %) Ist-Stand	21 (6 %)	28 (8 %)	35 (10 %)
t CO ₂ e/a (Differenz zum Ist-Stand)	0	-1.196	-2.504	-3.812

Eine Weidedauer von 40 % (HAENEL et al. 2012) bedeutet, dass sächsische Färsen durchschnittlich ca. 5 Monate auf der Weide stehen. Infolge des geringeren Emissionsfaktors weidender Färsen ergibt sich eine THG-Minderung mit zunehmender Weidedauer (Tabelle 207).

Tabelle 207: Absolutes THG-Minderungspotenzial der Weidehaltung von sächsischen Färsen (193.290 TP) (THG-Emissionen aus den Ausscheidungen inkl. bodenbürtiger Emissionen) durch Verlängerung der Weidedauer

Weidedauer in Monaten	5 Ist-Stand	6	7	8	9	12
t CO ₂ e/a (Differenz zum Ist-Stand)	0	-431	-811	-1.191	-1.572	-2.774

Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente: Die Kosten für die Weidehaltung hängen von deren Form und Bewirtschaftungsintensität, dem Pflegeaufwand, dem Futteraufwuchs und der Arbeitskräfteausstattung des Betriebes ab und können an dieser Stelle nicht abgeschätzt werden.

Synergien/Dissynergien im Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft: Das Protein im Grünfutter kann zu einem Überschuss an Ammoniak im Pansen führen. Die Folge wäre eine höhere Leberbelastung (BRACHER 2011). Trotz allem wird die Weidehaltung aus Sicht des Tierschutzes und der Tiergesundheit generell als positiv bewertet. In der Mehrzahl der untersuchten Studien wiesen Milchkühe mit Weidehaltung weniger Schäden, Krankheiten und Verletzungen auf und zeigten auch eine bessere Fruchtbarkeit (StMLF/StMLU 2003). Des Weiteren können mit der Weidehaltung landschaftspflegerische Funktionen übernommen werden (HIRSCHFELD et al. 2008).

Dauerhaftigkeit: Die Reduzierung von NH₃- und CH₄-Emissionen bei Weidehaltungssystemen oder verschiedenen Stallhaltungsverfahren ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Verlagerungs-/Verdrängungseffekte: Weidehaltungssysteme sind raufutterbetont und haben oft einen geringeren Einsatz zusätzlicher Eiweißfuttermittel zur Folge. Daher würde Flächendruck von den Ackerflächen genommen werden. Verdrängungseffekte würden nur auftreten, wenn zusätzliches Grünland für die Weidehaltung angelegt werden müsste. Dies stellt allerdings keine realistische Option in Sachsen dar.

Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand/Eignung für Emissionshandel: Die Kontrollierbarkeit bei Weidehaltungssystemen wäre gegeben. Infolge der großen Unsicherheitsbereiche und der kaum kontrollierbaren Bewirtschaftungsweise ist diese Maßnahme nicht für den Emissionshandel geeignet.

Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft: Bei Weidehaltungssystemen und in Strohställen kann die Milchleistung leicht sinken und es können zusätzliche Arbeitskraftstunden anfallen (Weidebau, Weidepflege, Streuen und Entmisten der Strohställe). Das würde die Wettbewerbsfähigkeit beeinflussen. Durch effizienteren Ressourceneinsatz und eine bessere Tiergesundheit kann bei angepasster Bewirtschaftungsweise dem zumindest etwas entgegengewirkt werden.

Fazit

Die Weidehaltung hat gegenüber der Stallhaltung geringere der NH₃- und CH₄-Emissionen, allerdings höhere N₂O-Emissionen zur Folge. Über die Verlängerung der Weidedauer trockenstehender Milchkühe in Sachsen von 2 auf 5 Wochen könnten die THG-Emissionen um bis zu 3.800 t CO₂-Äquivalente pro Jahr reduziert werden. Die Weidehaltung von Färsen führt unter derzeitigen Bedingungen ebenfalls zu geringeren Emissionen, sodass sich eine THG-Reduzierung von ca. 2.800 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr bei vollständiger Weidehaltung ergibt. Allerdings umfasst dieses Szenario ausschließlich die THG-Emissionen, welche aus den Ausscheidungen der Tiere, dem Wirtschaftsdüngermanagement und dem Boden nach der Ausbringung der Wirtschaftsdünger bzw. der direkten Ausscheidung auf der Weide entstehen. Hinzu kommen weitere THG-Emissionen aus dem Treibstoffverbrauch bei der Grundfutterproduktion und der Weidepflege, aus dem Stromverbrauch landwirtschaftlicher Maschinen und Stallanlagen sowie dem zusätzlichen Einsatz von Mineraldüngern bei der Futterproduktion. Diese sind jedoch vom jeweiligen Bewirtschaftungsverfahren abhängig und können daher quantitativ nicht bewertet werden. Die Wirkung auf die produktbezogene THG-Bilanz kann aufgrund der sehr großen Unsicherheitsbereiche für die N-Ausscheidungen (10 %) und die Emissionsfaktoren für NH₃ (30 %) NO, N₂, und N₂O (alle 50 %) nur grob abgeschätzt werden (HAENEL et al. 2012). Die Vorteile der Weidehaltung greifen auch nur, wenn sich Besatzstärke, Besatzdichte und Weidemanagement an den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis orientieren. Die betrieblichen Einflussfaktoren auf die THG-Bilanz in Ställen sind so vielseitig (Einstreuverfahren, Aufstallungsform, Fütterung,

Entmistungshäufigkeit, Temperaturführung etc.), dass letztlich das betriebliche Management der ausschlaggebende Indikator für die Minderung der Emissionen ist (StMLF/StMLU 2003).

3.4.1.3 Steigerung der Milchleistung/Verminderung der Reproduktionsrate/Reduzierung der Tierverluste

Die häufigsten Abgangsursachen bei Milchkühen sind Fruchtbarkeitsstörungen, Eutererkrankungen, Stoffwechselstörungen und Erkrankungen des Fundaments (Sächsischer Landeskontrollverband 2012). Alle Maßnahmen zur Verlängerung der Nutzungsdauer zielen demzufolge auf die Verringerung dieser Abgangsursachen ab. Seit im Jahr 2002 der Anteil des Zuchtwertes für die Nutzungsdauer in der Holsteinzucht von 6 % auf 25 % am Gesamtzuchtwert erhöht wurde, hat diese auch in der Zucht eine größere Bedeutung gewonnen. Eine Verlängerung der Nutzungsdauer ist direkt mit der Erhöhung der Lebensleistung verbunden. Dadurch kann der THG-Ausstoß je Produkteinheit (je Liter Milch) minimiert werden. Die Erhöhung der Milchleistung und die daraufhin folgende Reduzierung der Tierzahlen führt zu sinkenden THG-Emissionen pro kg Milch. Jedoch sollte dies auch mit einer Reduzierung der Anzahl der produzierenden Milchkühe einhergehen. Die Verminderung der Reproduktionsrate führt zusätzlich zu einem sinkenden Anteil der weiblichen Nachzucht, welcher im eigenen Betrieb benötigt wird. Ein durchaus hohes Potenzial liegt in der Reduzierung der Tierverluste. Auch in der Jungviehaufzucht hat jedes vorzeitig abgegangene Tier Ressourcen verbraucht und THG-Emissionen erzeugt, bevor es überhaupt begonnen hat zu produzieren. Die Verbesserung der Haltungsbedingungen und eine angepasste Fütterung führen zu einer Verbesserung der Gesundheit des Milchviehbestandes und damit zu weniger Abgängen und Tierverlusten. Planbar ist diese Minimierung allerdings nicht, weil hierbei der Zeitpunkt des Abganges eine wichtige Rolle spielt.

Potenzial zur THG Emissionsminderung in Sachsen

In Tabelle 208 sind die Auswirkungen einer Leistungssteigerung bzw. der Reduktion der Reproduktionsrate auf die THG-Bilanz der sächsischen Milchviehhaltung zu sehen. Der sächsische Durchschnittsbetrieb aus dem Jahr 2012/13 hält 220 Milchrinder. Für die Berechnung der tierbezogenen THG-Emissionen dienten die CH₄-Emissionen aus der Verdauung und dem Wirtschaftsdüngermanagement, die direkten und indirekten N₂O-Emissionen (über die N-Verluste aus NO und NH₃) (HAENEL et al. 2012) sowie deren MDÄ. Zusätzlich wurden die THG-Emissionen aus der Futterproduktion abgeschätzt. Hierzu wurde vereinfachend mit einer Standardration pro Milchkuh von 6 kg Gras, 6 kg Mais, 1 kg Heu, 1 kg Sojaextraktionsschrot und 3 kg Getreide pro Tag gerechnet (alle Werte TM-bezogen). Die Färsen (>2 Monate) erhalten 7 kg (TM) Gras pro Tag. Die Futterproduktion für die Kälber (< 2 Monate) wurde nicht erfasst. Die Emissionsfaktoren der Futtermittel wurden im Kapitel 1.4.2 bzw. im Anhang 12 hergeleitet.

Die Anzahl der zur Bestandsergänzung benötigten Jungrinder errechnet sich aus der Reproduktionsrate. Daher reduziert sich mit sinkender Reproduktionsrate die Anzahl der benötigten Nachzucht, welche THG-Emissionen erzeugen würden (in folgendem Beispiel wurde mit einer Aufzuchtdauer von 2 Jahren gerechnet). Infolge einer Milchleistungssteigerung von 9.000 auf 10.000 kg Milch pro Tierplatz und Jahr sinken die absoluten THG-Emissionen pro Jahr, sofern sich der Tierbestand daraufhin auch verringert. Wird die Reproduktionsrate von 35 % auf 30 % gesenkt, trägt dies ebenfalls über die Reduzierung des zur Bestandsergänzung benötigten Tierbestandes zu einer Verringerung der THG-Emissionen bei. Jedoch führt eine reine Leistungssteigerung ohne Einfluss auf die Tierzahlen zu einer Erhöhung der absoluten THG-Werte (Betrieb E). Die Tierzahlen werden sich großer Wahrscheinlichkeit nach nicht verringern. In Zeiten von globalen Warenströmen wird die Inlandsproduktion kaum noch durch die Inlandsnachfrage beeinflusst. Vielmehr werden die vorhandenen Stallkapazitäten vollständig ausgefüllt werden, um nach dem Wegfall der Quotenbeschränkung im Jahr 2015 ein Maximum an Milch produzieren zu können. Der Einfluss der Zwischenkalbezeit auf den tatsächlichen Jungviehbestand und des Fleischanfalls aus den Schlachtkuhabgängen und der Bullenmast der nicht zur Zucht verwendeten Milchviehbullen wird in Kapitel 3.4.3 beschrieben, weil in Tabelle 208 vorerst nur das „System Milchproduktion“ betrachtet wird.

Tabelle 208: Auswirkungen der Veränderung der Milchleistung und Reproduktionsrate auf die THG-Emissionen in einem sächsischen Durchschnittsbetrieb

Szenarien	A	B	C	D	E
Anzahl Milchkühe	220	220	198	198	220
Milchleistung kg/Tier und a	9.000	9.000	10.000	10.000	10.000
Jahresmilchmenge/ Betrieb in kg/a	1.980.000	1.980.000	1.980.000	1.980.000	2.200.000
Reproduktionsrate	35 %	30 %	35 %	30 %	35 %
kg CO ₂ e/Milchkuh und a	6.674	6.674	7.116	7.116	7.116
Anzahl nötiger Jungrinder 1-2 Jahre zur Reproduktion	77	66	69	59	77
kg CO ₂ e/tragende Färsen und a	2138	2138	2138	2138	2138
Anzahl nötiger Jungrinder 2 Monate bis 1 Jahr	64	55	58	50	64
kg CO ₂ e/Jungrind (2 Monate bis 1 Jahr)	2138	2138	2138	2138	2138
Anzahl nötiger Kälber bis 2 Monate	13	11	12	10	13
kg CO ₂ e/Kalb bis 2 Monate	417	417	417	417	417
t CO ₂ e/a	1.775	1.732	1.686	1.646	1.873
absolute Änderung der THG-Emissionen in Bezug auf Variante A in t CO ₂ e/a	0	-44	-90	-129	97
kg CO ₂ e/kg Milch	0,90	0,87	0,85	0,83	0,85

Könnte die Reproduktionsrate im gesamten sächsischen Milchkuhbestand von 35 % auf 30 % gesenkt werden, ergäbe sich infolge des geringeren Nachzuchtbestandes eine absolute THG-Minderung von 37.610 t CO₂-Äquivalenten/Jahr. Eine Leistungssteigerung von 9.000 auf 10.000 kg Milch pro Tier und Jahr führt unter der Voraussetzung, dass sich daraufhin der Tierbestand reduziert, zu einer THG-Minderung von 77.062 t CO₂-Äquivalenten/Jahr. Würden beide Leistungen erreicht, könnten die THG-Emissionen um 110.912 t CO₂-Äquivalente/Jahr reduziert werden (Tabelle 209). Die Berechnung des Tierbestandes und der Emissionsfaktoren erfolgt wie im Beispiel von Tabelle 208.

Tabelle 209: Auswirkungen der Veränderung der Milchleistung und Reproduktionsrate auf die THG-Emissionen des sächsischen Milchviehbestandes

Szenarien	A	B	C	D
Anzahl Milchkühe	188.530	188.530	169.677	169.677
Milchleistung kg/Tier und a	9.000	9.000	10.000	10.000
Jahresmilchmenge in t/a	1.696.770	1.696.770	1.696.770	1.696.770
Reproduktionsrate	35 %	30 %	35 %	30 %
t CO ₂ e/a	1.521.494	1.483.884	1.444.431	1.410.582
absolute THG-Minderung in t CO₂e/a	0	37.610	77.062	110.912
kg CO ₂ e/kg Milch	0,90	0,87	0,85	0,83

Die Zielstellung geringerer Reproduktionsraten, längerer Nutzungszeiten und höherer Milchleistungen kann wesentlich durch Maßnahmen erreicht werden, die insgesamt zu verbesserten Haltungsbedingungen und einer optimalen Tiergesundheit führen. Dabei liegen wesentliche Handlungsspielräume beim Tierhalter selbst:

- **Analysieren und Abstellen der Hauptabgangsgründe:** Hauptabgangsgründe in Sachsen sind Eutererkrankungen, Fruchtbarkeitsstörungen und Stoffwechsel- bzw. Klauenerkrankungen. Weil es viele Ursachen für diese einzelnen Abgangsgründe geben kann, sollte ein gehäuftes Auftreten gezielt auf dessen Ursache untersucht werden. Beispielsweise sollten bei erhöhtem Auftreten von Eutererkrankungen z. B. Erregertests durchgeführt bzw. Antibiotikaresistenzen mittels eines Resistogramms überprüft werden. Weitere Ursachen könnten z. B. in der Melktechnik zu finden sein (Überprüfen des Vakuums).
- **Einstellung einer optimale Futterqualität und passenden Rationsgestaltung** in jedem Laktationsabschnitt zur Vermeidung von Fütterungskrankheiten und Stoffwechselstörungen
- **Regelmäßige funktionelle Klauenpflege (Herdenschnitt)**, mindestens 2x, besser 3x pro Jahr) zur Minimierung von Abgängen in Folge von Klauenerkrankungen
- **Regelmäßige Brunstbeobachtung** zur Erhöhung der Brunsterkennungsrate und dadurch Minimierung der Abgänge infolge von Unfruchtbarkeit minimieren (häufig sind die Tiere gar nicht unfruchtbar, sondern die Brunst wird nicht erkannt)
- **Bestmöglicher Umgang des Stallpersonals** mit den Tieren zur Vermeidung von unnötigem Stress
- **Schaffung baulicher und technischer Randbedingungen für einen optimalen Kuhkomfort, z. B.**
 - bestmögliche Gestaltung des Liegebereiches (Hochboxen mit Liegematten, eingestreute Tiefboxen (z. B. mit Stroh-Kalk-Gemisch oder Dungmatratze), hierbei sollten auch Testergebnisse aus sächsischen Untersuchungen mit zur Bewertung herangezogen werden,
 - regelmäßige Liegeboxenpflege (Säubern und Einstreuen 2x pro Tag)
 - bei Neu- und Umbauten sollten Kriterien besonders tiergerechter Haltungsbedingungen stärker als bisher berücksichtigt werden (Stallklimaführung, ausreichende Lichtversorgung, Stallmaße, Tierbesatz, Laufgangbreite, Fressplatzbreite, Tier-Liegeplatz-Verhältnis bzw. Tier-Fressplatz-Verhältnis (wenn möglich 1 : 1), Einsatz von Kuhbürsten).

Investive Maßnahmen für Um- und Stallneubauten, die den Kriterien besonders artgerechter Haltungsformen gerecht werden, werden derzeit über das Agrarinvestitionsprogramm (AFP) (BMELV 2010) durch einen erhöhten Investitionszuschuss von bis zu 10 % der Investitionssumme im Vergleich zu der unspezifischen Basiszuschuss gefördert. Es sollte evaluiert werden, inwieweit durch diese finanziellen Vorzüge reale Anreize zur Errichtung besonders tiergerechter Stallanlagen geschaffen werden (Deckung realer Mehrkosten) bzw. inwieweit hier Mitnahmeeffekte für ohnehin geplante Maßnahmen dieser Art auftreten können. Auf Grund der Vorteilhaftigkeit einer artgerechten Tierhaltung auch in Bezug auf die THG-Emissionen sollte weiterhin eine generelle Verschärfung der Zuwendungsvoraussetzungen in Richtung tiergerechter Kriterien geprüft werden. Ex-Post-Evaluierungsergebnisse des vTI aus dem Jahre 2009 für ausgewählte Bundesländer (ohne Sachsen) (FORSTNER et al. 2009) zeigen für die zurückliegende Förderperiode 2000-2006 auf, dass das AFP bislang keinen nennenswerten Beitrag zur Verbesserung der Haltungsbedingungen in der Landwirtschaft beigetragen habe. Im Bereich der Mastschweinehaltung seien neu gebaute, geförderte Ställe nicht tiergerechter als ohne Förderung gebaute Ställe und erreichten überwiegend die schlechteste Bewertungskategorie des KTBL-Bewertungsrahmens Tierhaltungverfahren, im Bereich der Milchviehhaltung entsprächen die als tiergerecht geförderte Ställe (überwiegende Förderfälle) weitgehend dem Stand der Technik und wären bereits daraus abgeleitet ökonomisch vorteilhaft (ebd.).

Ein zweiter wesentlicher Ansatz zur Verbesserung der THG-Bilanz der Milchproduktion sind züchterische Maßnahmen. So sollten funktionelle Merkmale (Gesundheit, Widerstandskraft, Aktivität) über eine gezielte langjährige Züchtung verbessert werden. In der Zuchtwahl sollte auch die Nutzungsdauer beachtet werden.

Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente: Die Höhe der Milchleistung oder der Reproduktionsrate ist von mehreren Faktoren abhängig. Hierzu zählen Haltungsbedingungen, Fütterung, Umgang mit den Tieren aber auch jahreszeitliche Einflüsse, wie die Temperaturen in den Sommermonaten. Des Weiteren sind der Erzeugerpreis und die Einkaufspreise für

Betriebsmittel ständigen Schwankungen unterlegen. Aus diesem Grund können an dieser Stelle keine Aussagen über die Kosten für vermiedene THG-Emissionen aus der Veränderung der Leistung der Tiere abgeleitet werden.

Synergien/Dissynergien im Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft:

Wenn die Steigerung der Milchleistung zu einer Reduzierung der Tierbestände führt, wirkt sich die hierdurch sinkende Produktionsintensität positiv auf die Biodiversität, die N-Auswaschung und den Ressourcenverbrauch aus.

Dauerhaftigkeit: Die durch eine Erhöhung der Tierleistung erzielte produktspezifische THG-Minderung ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Verlagerungs-/Verdrängungseffekte: Eine steigende Milchleistung ist unmittelbar mit einer Erhöhung der Futtermittelaufnahme und evtl. mit einer Änderung der Rationszusammenstellung in Richtung Kraftfutter- und Zusatzfuttermittelaufwand verbunden. Daher muss ggf. ein Mehraufwand an Kraftfuttermitteln und Importfuttermitteln in Kauf genommen werden.

Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand/Eignung für Emissionshandel: Die Kontrollierbarkeit wäre im Rahmen der Milchleistungsprüfung über den Sächsischen Landeskontrollverband (LKV) gegeben. Jedoch sind die Steigerung der Milchleistung und die Entwicklung der Tierbestände kaum planbar. Daher eignen sich diese Maßnahmen nicht für den Emissionshandel.

Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft: Die Laktationsleistung sagt nicht unmittelbar etwas über das ökonomische Ergebnis eines Betriebes aus. Die Lebenseffektivität (Lebensstagsleistung) ist der ausschlaggebende Parameter. Er ist abhängig von Aufzucht-dauer, Nutzungsdauer und Lebensleistung.

Fazit

Eine Milchviehhaltung mit steigender Milchleistung bei verringerten Tierverlusten, kürzerer Aufzucht-dauer und längeren Nutzungszeiten führt zu einer Reduzierung der THG-Emissionen/kg Milch (KROMER 2012). Voraussetzung hierfür wäre allerdings ein sinkender Tierbestand als Folge dessen. Bei gleichbleibenden Tierzahlen erhöhen sich die Emissionen aus der Milchviehhaltung, weil mit steigender Leistung auch der Emissionsfaktor pro Tier steigt. Am Beispiel des sächsischen Milchviehbestandes führt eine Reduzierung der Reproduktionsrate von 35 % auf 30 % zu einer Verringerung der THG-Emissionen von 37.610 t CO₂-Äquivalenten/Jahr und eine Leistungssteigerung von 9.000 auf 10.000 kg Milch pro Tier und Jahr zu einer THG-Minderung von 77.062 t CO₂-Äquivalenten/Jahr. Durch beide Leistungsänderungen ließen sich die THG-Emissionen um 110.912 t CO₂-Äquivalente/Jahr senken.

3.4.2 Potenziale der THG-Reduzierung in der Schweinehaltung

3.4.2.1 Schweinefütterung

Weil CH₄-Emissionen aus der Verdauung der Schweine nur eine untergeordnete Rolle spielen, befassen sich THG-Minderungsstrategien hauptsächlich mit der Reduzierung der N-Ausscheidungen oder der NH₃-Verluste über das Wirtschaftsdüngermanagement. Eine wichtige Rolle bei der Verminderung der N-Ausscheidungen und daraufhin der Umweltbelastung durch die Schweinehaltung kommt dem Einsatz verschiedener Fütterungsmaßnahmen zu. Dazu zählen

- die Phasenfütterung für eine angepasste Rohprotein (RP)-Versorgung in jedem Lebensabschnitt,
- das Absenken des RP-Gehaltes in der Ration durch den Einsatz gering eiweißhaltiger Futtermittel,
- die Ergänzung von Aminosäuren,
- der Einsatz von Enzymen zur Verbesserung der Futtermittelverdaulichkeit.

Weil diese Maßnahmen in Kombination angewendet werden können, sollen sie in einem Kapitel zusammenfassend betrachtet werden. Fütterungsstrategien zielen auf ein optimales Nährstoffmanagement ab, welches die wichtigste Maßnahme zur Verringerung der Umweltbelastung darstellt. Die wichtigsten Punkte sind die Begrenzung einer überschüssigen Nährstoffaufnahme und die Verbesserung der Nährstoffeffizienz. Von den 100 % des Eiweißes im Futtermittel werden ca. 33 % im Gewebe gespeichert. 67 % werden mit den Exkrementen wieder ausgeschieden (51 % über Harn, 16 % über

Kot). Von den 67 % des ausgeschiedenen Stickstoffs gehen ca. 1/3 als gasförmige Emissionen (NH₃, N₂O, NO) verloren und nur ca. 2/3 werden mit dem Wirtschaftsdünger dem Boden zurückgeführt (UBA 2003).

Phasenfütterung: Ziel der Phasenfütterung ist es, die Eiweißversorgung möglichst nahe am tatsächlichen Bedarf der Tiere zu halten. Die Vorteile spiegeln sich neben der Reduzierung der N-Ausscheidungen in einer besseren Tiergesundheit, besserer Stallluft und geringeren Futterkosten wider (SCHAERER, ohne Jahr). Bei Neubauten ist der Einbau eines solchen Systems einfach zu planen und zu realisieren. Aber auch die Umbaumaßnahme ist mit einem etwas höheren Aufwand möglich (DLV 2010). Voraussetzung hierfür ist die Bewirtschaftung der Ställe im Rein-Raus-Verfahren, das Vorhalten einer entsprechenden Anzahl an Futtersilos sowie passender Futterleitungen (SCHAERER, ohne Jahr) und qualifiziertem Personal (UBA 2003). Über Fütterungscomputer kann die Ration beliebig oft angepasst werden. Bis zu einem Lebendgewicht der Tiere von 60-80 kg nimmt der Bedarf an Protein leicht zu und danach wieder ab, weil der Gesamtbedarf an Protein und Aminosäuren ab diesem Zeitpunkt nahezu gleich bleibt. Das bedeutet, dass der Rohproteingehalt im Laufe der Mast reduziert werden kann (SCHAERER, ohne Jahr). Für passende Futterrezepturen in jeder Phase wird die Zusammenarbeit mit Beratungsorganisationen empfohlen.

N-reduzierte Fütterung: Das Absenken des RP-Gehaltes im Futter ist um 2-3 % (20-30 g/kg Futtermittel) auf Werte, wie sie in Tabelle 210 verdeutlicht sind, ohne besondere technische Ausrüstung möglich. Jedoch sind diese Rationen, um Wachstumsdepressionen bzw. gesundheitlichen Beeinträchtigungen vorzubeugen, mit gezielt ausgewogener und optimal verdaulicher Aminosäurezufuhr (Lysin, Methionin, Threonin und Tryptophan) zu ergänzen (UBA 2003).

Tabelle 210: Richtwerte für eine N-reduzierte Fütterung in der Schweinehaltung

Tierkategorie	Rohproteingehalt in der Ration
Saugferkel	19-21 %
Ferkel bis 25 kg	17,5-19,5 %
Mastschweine bis 50 kg	15-17 %
Mastschweine bis 110 kg	14-15 %
tragende Sau	13-15 %
säugende Sau	16-17 %

Quelle: UBA (2003)

Durch den Einsatz von Enzymen kann die Futtermittelverdaulichkeit und besonders die Proteinverdaulichkeit verbessert werden. Ziel ist es, die Menge des verabreichten Futters bei gleichbleibender Wachstumsrate zu reduzieren. Das erhöht die Futterverwertung und verringert demzufolge die ausgeschiedenen Nährstoffe. In der Schweinehaltung kann auf diese Weise eine Verringerung der N-Ausscheidungen von bis zu 3 % erreicht werden (UBA 2003). Des Weiteren wirken Enzyme indirekt über eine Leistungssteigerung (FLESSA et al. 2012). Jedoch konnte bisher diese Leistungssteigerung und Reduzierung der Nährstoffausscheidung in der Praxis nur unzureichend bewiesen werden (LINDERMAYER 2005).

Potenzial der THG-Emissionsminderung in Sachsen

In Tabelle 211 ist das Minderungspotenzial verschiedener Fütterungsmaßnahmen in der Schweinehaltung in Bezug auf die N-Ausscheidungen und deren Auswirkungen auf die Reduzierung der tierbezogenen THG-Emissionsfaktoren für Sachsen 2010 zusammenfassend dargestellt. Die THG-Emissionen bestehen aus den CH₄-Emissionen aus der Verdauung und dem Wirtschaftsdüngermanagement, den direkten und indirekten N₂O-Emissionen (Verluste aus N₂O, NO und NH₃), wie sie in HAENEL et al. (2012) für das Jahr 2010 dokumentiert wurden, und den N-Verlusten als MDÄ. Hierbei wurde berücksichtigt, dass die zweiphasige, N-reduzierte Fütterung bereits bei mehr als 80 % der Mastbetriebe in Sachsen angewendet wird (HAENEL & RÖSEMANN 2013b). Diese Zahlen liegen der Emissionsberichterstattung (HAENEL et al. 2012) zu Grunde, könnten aber tendenziell sogar unterbewertet sein (vgl. Kapitel 2.4). Nutzt man diesen Zahlenansatz, bedeutet das, dass 20 % der Betriebe noch mit konventionellen einphasigen Rationen füttern. Deshalb ist auch nur für diese Betriebe die THG-Minderung einer 2-phasigen Fütterung mit „normaler“ und N-reduzierter Ration dargestellt. Die Umstellung von

einer zweiphasigen, N-reduzierten Fütterung auf eine Dreiphasenfütterung mit „normaler“ Ration hätte keine THG-Minderung zur Folge. Aber auch die Verwendung einer Dreiphasenfütterung mit N-reduzierter Ration hat nur bei 20 % des Bestandes das volle Reduzierungspotenzial von 36 %. Die THG-Minderung beim Einsatz dieses Fütterungsverfahrens gegenüber einer zweiphasigen Fütterung mit N-reduzierter Ration, wie sie bereits bei mehr als 80 % der sächsischen Schweine angewendet wird, ist mit 3 % verhältnismäßig gering

Tabelle 211: THG-Minderungspotenzial emissionsarmer Fütterungsverfahren bei Schweinen in Sachsen

	Ausgangssituation 2010			THG-Minderungspotenzial [CO ₂ -Äquiv./TP u. a.]			
	Anzahl in 1.000 TP	Fütterung	EF in CO ₂ e /TP a ⁻¹	2 Phasen	2 Phasen + N-red.	3 Phasen	3 Phasen + N-red.
Minderung der N-Ausscheidung/tierbezogen auf eine 1-phasige, „normale“ Ration				16 %	33 %	20 %	36 %
Aufzucht	133	einphasig	48	-7,73	-15,94	-9,66	-17,39
Mast	63	1-phasig	158	-25,32	-52,22	-31,65	-56,97
	251	2-phasig + N-red.	158	-	-	-	-4,75

Quelle: eigene Berechnungen auf Basis der Daten nach HAENEL et al. (2012) und mdl. Mittlg. HAENEL & RÖSEMANN (2013b); Reduzierungspotenziale der Maßnahmen nach LINDERMAYER (2005)

Auf Grundlage der tierbezogenen Reduzierungspotenziale zeigt Tabelle 212 die maximal mögliche THG-Minderung dieser Fütterungsregime für Sachsen.

Tabelle 212: Absolutes THG-Minderungspotenzial für Sachsen durch alternative Fütterungsverfahren bei Schweinen

	IST-Stand 2010 [t CO ₂ e/a]	2 Phasen [t CO ₂ e/a]	2 Phasen + N-red. [t CO ₂ e/a]	3 Phasen [t CO ₂ e/a]	3 Phasen + N-red. [t CO ₂ e/a]
Aufzucht	6.402	-1.024	-2.113	-1.280	-2.305
Mast	49.735	-1.592	-3.283	-1.989	-4.775
Gesamt-minderung		-2.616	-5.395	-3.270	-7.079

Quelle: eigene Berechnungen auf Basis der Daten nach HAENEL et al. (2012) und Informationen von HAENEL & RÖSEMANN (2013b); Reduzierungspotenziale der Maßnahmen nach LINDERMAYER (2005)

Die abgeschätzten THG-Minderungen durch Einsatz alternativer Schweinefütterungsverfahren in Sachsen beziehen sich auf die der Emissionsberichterstattung zu Grunde liegenden Daten für Sachsen 2010. Weil davon auszugehen ist, dass der Anteil der Mastbetriebe mit zwei- oder mehrphasiger N-reduzierter Fütterung in Sachsen höher liegt (vgl. Beschreibung in Kapitel 2.4), sollte das reale THG-Minderungspotenzial geringer sein, jedoch verbunden mit einer verbesserten Bilanz der bereits erreichten THG-Minderungsleistungen.

Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente: Durch eine veränderte Rezeptur bedarf es keiner zusätzlichen Investition für die technischen Einrichtungen. Jedoch sollten eventuelle Kostenänderungen durch Zusatzstoffe (Aminosäuren) in Betracht gezogen werden. Die Wirksamkeit verschiedener Fütterungsstrategien in der Schweinehaltung in Bezug auf das THG-Minderungspotenzial schwankt in Abhängigkeit des betrieblichen Managements sehr stark und kann nicht verallgemeinernd ausgewiesen werden.

Synergien/Dissynergien im Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft: Eine N-Reduzierung in den Ausscheidungen mindert nicht nur die THG-Emissionen, sondern auch die NH₃-Emissionen, den oberflächlichen Abfluss von Nitrat und gesundheitliche Störungen. Daneben wird eine N-reduzierte Fütterung in Deutsch-

land gewöhnlich mit einer P-reduzierten Fütterung kombiniert. Beides wirkt einer Eutrophierung entgegen. Eine mit Aminosäuren ergänzte, N-reduzierte Fütterung darf jedoch keinen Einfluss auf Gesundheit oder Wachstum der Schweine haben. Hierfür wird die Zusammenarbeit mit Beratungsorganisationen empfohlen (UBA 2003). Durch die optimale Rationszusammenstellung können über eine Phasenfütterung und die Ernährung der Tiere mit einer N-reduzierten Ration bei unveränderter Leistung die Tiergesundheit verbessert und die Futterkosten gesenkt werden (LINDERMAYER 2005).

Dauerhaftigkeit: Die Emissionsreduktion durch die Reduktion von N-Ausscheidungen ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Verlagerungs-/Verdrängungseffekte: Wenn die Verminderung der N-Ausscheidungen mit einer gleichbleibenden Leistung verbunden ist, entstehen keine Verdrängungseffekte. Möglich wären diese, wenn sich daraufhin die Futtermittelnachfrage verändert. Kommt es zu einer Einsparung von Eiweißfuttermitteln, verringert sich deren Anbaufläche. Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen im Herkunftsgebiet der Proteinträger könnten die Folge sein.

Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand/Eignung für Emissionshandel: Die proteinoptimierte Phasenfütterung in der Schweinemast ist bereits Bestandteil des nationalen Emissionsinventars. Voraussetzung hierfür ist die exakte Dokumentation aller Aktivitätsdaten (z. B. Anzahl der Mastplätze, Mastleistung, Wirtschaftsdüngermanagement) der Betriebe mit N-reduzierter Fütterung. Unter diesen Voraussetzungen könnten auch weitere Verfahren der N-optimierten Fütterung in das Inventar aufgenommen werden (FLESSA et al. 2012). Für den Emissionshandel ist diese Maßnahme auf Grund der Ungenauigkeit der Ergebnisse und der großen Variabilität jedoch nicht geeignet.

Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft: Es beweisen viele Studien, dass der Einsatz der N-reduzierten Fütterung, der Phasenfütterung, der Aminosäureergänzung und deren Kombinationen bei sachgemäßer Anwendung zu keiner Leistungsminderung führt. Es ist allerdings zu bedenken, dass durch den Einsatz von Zusatzfuttermitteln und/oder den Umbau auf eine Phasenfütterung zusätzliche Kosten anfallen. Des Weiteren kann der höhere Arbeitsaufwand die Einsparung der Futterkosten relativieren (LINDERMAYER et al. 2010).

Fazit

Auch wenn die Einsparung der THG-Emissionen über proteinoptimierte Fütterungsverfahren bei Schweinen betriebsbedingt sehr variabel ist, existieren Studien, aus denen Standarddaten abgeleitet werden können. So beträgt das Reduzierungspotenzial einer dreiphasigen, N-reduzierten Ration, verglichen mit einer einphasigen, „normalen“ Ration etwa 36 %. Diese Reduzierung kann allerdings nur bei etwa 20 % des sächsischen Mastschweinebestandes angesetzt werden, weil mehr als 80 % bereits eine zweiphasige, N-reduzierte Fütterung erhalten (HAENEL & RÖSEMANN 2013b). Bei diesen folgt auf den Umbau auf eine dreiphasige, N-reduzierte Fütterung nur eine Minderung der N-Ausscheidungen von etwa 3 %. Wird der gesamte sächsische Aufzuchtferkel- und Mastschweinebestand mit einer solchen Fütterung ausgestattet, vermindern sich die THG-Emissionen um 7.079 t CO₂-Äquivalente pro Jahr. Eine effektive Reduzierung der N-Ausscheidung beim Einsatz von Enzymen konnte in der Praxis bislang nicht nachgewiesen werden.

3.4.2.2 Techniken zur Reduzierung von Emissionen der Schweinehaltung

Die verschiedenen Haltungs- und Entmistungssysteme stellen die Hauptursache für die Unterschiede der THG-Emissionen aus Schweineställen dar (HIRSCHFELD et al. 2008). Dies gilt für die direkten Treibhausgase N₂O und CH₄, aber auch für die NH₃-Verluste. Dieses wird im Stallbereich, absolut gesehen, in der größten Mengen freigesetzt und stellt einen N-Verlust dar (UBA 2003a), welcher i. d. R. innerbetrieblich über N-Mineraldünger ausgeglichen werden muss (MDÄ). Dadurch entstehen weitere Treibhausgase. Aus diesem Grund zielen die folgenden Maßnahmen auf die Minderung der NH₃-Emissionen ab. Jedoch leisten diese Techniken auch einen Beitrag zur Reduzierung der Emissionen anderer gasförmiger Verbindungen, wie NO und N₂O (UBA 2003). Einflüsse unterschiedlicher Stallhaltungs- und Entmistungssysteme in Bezug auf das Treibhausgas Methan werden in diesen Betrachtungen nicht berücksichtigt, weil hierfür keine entsprechend validierten Datensätze vorliegen.

Einflussgrößen auf die THG-Minderung

Verringerung der emittierenden Oberfläche: Die Verringerung emittierender Oberflächen ist zum einen über eine Verringerung der Kotbereiche, von denen Emissionen ausgehen (Breite des Güllekanals) und zum anderen über eine Verringerung der perforierten Bodenfläche (Teilspaltenboden/Vollspaltenboden) möglich. Hierbei ist allerdings das Verhältnis

zwischen perforierter und nicht perforierter Bodenfläche wichtig. Bei zu großer, nichtperforierter Fläche bleibt zu viel Kot auf dem planbefestigten Bereich liegen. Das würde wiederum zu einer Erhöhung der THG-Emissionen führen (UBA 2003).

Art und Häufigkeit der Entmistung: Je häufiger die Kotentfernung aus dem Stallbereich stattfindet, desto größer ist die THG-Minderung. Beispiele für verschiedene Entmistungssysteme in Schweinehaltungsanlagen sind die Vakuumentmistung, die Spülung (mit und ohne Belüftung) oder die Kotentfernung mittels Kotschieber. Des Weiteren hat die Beschaffenheit der Bodenoberfläche einen großen Einfluss auf das NH₃-Minderungspotenzial. Von geneigten Güllekanälen und glatter Bodenoberfläche fließen die Ausscheidungen der Tiere schneller ab. Jedoch muss in diesem Fall aus Tierschutzgründen die Trittsicherheit der Tiere vorrangig beachtet werden (UBA 2003).

Die Behandlung des Wirtschaftsdüngers, wie die Kühlung der Flüssigmistoberfläche, z. B. über Kühlrippen, oder die Spülung mit extra belüfteter Gülle vermindert die CH₄-Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger und die Freisetzung von NH₃. Dem sollte allerdings der relativ hohe zusätzliche Energiebedarf mit den THG-Emissionen für die Stromerzeugung gegenübergestellt werden (UBA 2003).

Strohstall: Ein eingestreuter Stall spart Energie für Belüftung und Heizung (UBA 2003), minimiert die Geruchsbelastung, trägt zum Wohlbefinden der Tiere bei, genießt beim Verbraucher ein besseres Image und ist gegenüber Gülle zusätzlich von Vorteil, weil durch die Einarbeitung in den Boden dessen physikalische Eigenschaften verbessert und NH₃-Emissionen im Vergleich zum Flüssigmist reduziert werden (HIRSCHFELD et al. 2008). Jedoch erhöhen sich u. a. durch Einstreuen und Entmisten der Arbeitsaufwand für die Bewirtschaftung und der Treibstoffverbrauch. Die N₂O-Emissionsrate ist oft bei Tiefstreu- oder Kompostsystemen, die CH₄-Emissionsrate dagegen in Ställen mit Flüssigmistsystem höher. Unterschiede ergeben sich in der Häufigkeit der Entmistung, der Einstreumenge, der Verwendung von Additiven und der Häufigkeit der Einstreubearbeitung (UBA 2003). Ein klimafreundlicher Kompromiss zwischen Stroheinstreu und Vermeidung von THG-Emissionen stellt der 2-Flächenstall dar (HIRSCHFELD et al. 2008). Über die Trennung von Liege- und Kotbereich kommt das Stroh kaum mit den Ausscheidungen in Verbindung. Die Einteilung der Stallbereiche (Kotbereich, Liegebereich) durch die Tiere selbst setzt eine passende Stallklimaführung (Luftströme an der Wirtschaftsdüngeroberfläche, Lufteintrittstemperaturen) voraus (UBA 2003).

Verfahrensvergleich

Tabelle 213 zeigt das Emissionsminderungspotenzial verschiedener Aufstallungsformen güster und tragender Sauen, welche gegenüber dem Referenzverfahren (Haltung auf vollperforierten Boden [VPB], Zwangslüftung und darunter liegender Güllegrube) geringere THG-Emissionen aus den NH₃-Verlusten erzeugen würden. Aus den NH₃-Emissionen wurden die indirekten N₂O-Emissionen errechnet. Die NH₃-N-Verluste dienen weiterhin zur Ermittlung des MDÄ. In diesem Emissionsminderungspotenzial sind die THG-Emissionen aus dem zusätzlichen Stromverbrauch (Basisjahr 2010 nach UBA 2013b) mit inbegriffen. Die Werte der NH₃-Verluste und dem zusätzlichen Energiebedarf wurden dem BVT-Merkblatt "Beste verfügbare Techniken der Intensivhaltung von Geflügel und Schweinen" (UBA 2003) entnommen.

Die Haltung auf Teilspaltenboden mit Spülrippen/Spülrohren erreicht die höchste THG-Reduktion. Gründe sind die geringere perforierte Fläche und der relativ niedrige zusätzliche Energiebedarf. Die Folge ist eine THG-Minderung von 6,74 kg CO₂-Äquivalent/TP * a⁻¹ gegenüber dem Referenzverfahren. Der zusätzliche Einsatz der Belüftung erreicht eine weitere Reduzierung der NH₃-Emissionen von 20 %. Dem gegenüber steht allerdings ein zusätzlicher Energiebedarf, welcher höhere THG-Emissionen erzeugt, als über die Reduzierung der NH₃-Verluste eingespart wird. Auch der Einsatz von Kühlrippen und Mistschiebern erzeugt höhere Energiekosten als die Minderung über die NH₃-Reduktion. Der planbefestigte Betonboden mit Stroheinstreu und elektronisch geregelten Fütterungsautomaten erreicht bei sehr geringerem Energieverbrauch eine NH₃-Minderung von 38 %. Allerdings sollten die höheren direkten N₂O-Emissionen und der zusätzliche Energie- und Treibstoffaufwand zur Bewirtschaftung, wie Einstreuen und Entmisten, beachtet werden. Dieser ist jedoch von der Bewirtschaftungsweise abhängig und kann daher kaum quantifiziert werden, sodass er in dieser Betrachtung außer Acht gelassen wird (UBA 2003).

Tabelle 213: Haltungstechniken für güste und tragende Sauen sowie deren Emissionsminderungspotenzial gegenüber dem Referenzverfahren

Haltungsverfahren	NH ₃ -* Minderung	N ₂ O und MDÄ [kg CO ₂ e/TP und a]	Strom [kg CO ₂ e/TP und a]	THG-Minderung gesamt [kg CO ₂ e/TP und a]
TPB mit Spülrinnen/Spülrohren	50 %	-14,65	7,91	-6,74
TPB mit Spülrinnen/Spülrohren und Belüftung	70 %	-20,50	16,95	-3,55
TPB mit Spülkanälen	50 %	-14,65	12,26	-2,38
VPB mit Spülrinnen/Spülrohren	40 %	-11,72	10,45	-1,26

TPB = Teilperforierter Boden, VPB = Vollperforierter Boden
Quelle: eigene Berechnungen auf Basis der Daten von UBA (2003; 2013b)

In Tabelle 214 ist das NH₃-Minderungspotenzial verschiedener Haltungsverfahren bzw. Entmistungssysteme für säugende Sauen, die daraus entstehenden indirekten N₂O-Emissionen und das dazugehörige MDÄ dargestellt. Diese Aufstallungsverfahren verursachen keinen zusätzlichen Energieaufwand. Nicht abgebildet sind Haltungsverfahren mit Kotschieber, Güllespülung oder Kühlung, weil deren Energieaufwand sehr variabel ist und noch nicht erfasst wurde. Das Referenzverfahren in diesem Haltungsabschnitt ist die Haltung auf Vollspaltenboden mit darunter liegendem Güllekanal.

Tabelle 214: Haltungstechniken für säugende Sauen (Kastenstände) und deren Emissionsminderungspotenzial

Haltungsverfahren	NH ₃ - Minderung	THG-Minderung gesamt [kg CO ₂ e/TP und a]
VPB und Güllewanne (Zusätzliche Investitionskosten 280 Euro/Platz)	65 %	-45,94
VPB und kombinierter Wasser-/Güllekanal (Zusätzliche Investitionskosten von 60 Euro/Platz)	52 %	-36,75
VPB und geneigte Kotplatte (Zusätzliche Investitionskosten von 260 Euro/Platz)	35 %	-24,73
TPB und Kastenstand	34 %	-24,03

TPB = Teilperforierter Boden, VPB = Vollperforierter Boden
Quelle: eigene Berechnung auf Basis der Daten nach UBA (2003)

In Tabelle 215 sind die Haltungssysteme für Ferkel dargestellt, welche die größte Emissionsminderung ermöglichen. Das sächsische Referenzverfahren stellt der vollperforierte Boden mit darunter liegender Güllegrube dar. In der Regel sind teilperforierte Böden (TPB) gegenüber vollperforierten Böden (VPB) als klimafreundlicher anzusehen. Die Kombination aus teilperforiertem Boden mit Güllekanal und geneigten Seitenwänden erreicht infolge des geringen zusätzlichen Energiebedarfs die größte THG-Minderung. Der Einsatz von belüfteter Gülle in Verbindung mit Spülung oder Verwendung eines Kotschiebers oder Güllekühlung verursacht zusätzlichen Energieaufwand, infolge dessen die THG-Bilanz wieder steigen würde. Des Weiteren geht die Anlage von Spülrinnen oder -rohren mit sehr hohen Investitionskosten einher. Der Bau eines Teilspaltenbodens mit Dreikantspalten und überdachten Kisten erreicht eine NH₃-Minderung von 55 % bei geringem Stromverbrauch, aber hohem Arbeitsaufwand und daher evtl. höherem Einsatz zusätzlicher Energieträger wie Treibstoff. Dieser ist allerdings sehr variabel und abhängig von der Bewirtschaftungsweise.

Tabelle 215: Haltungstechniken für Ferkel (Buchten oder Flatdecks) und deren Emissionsminderungspotenzial

	NH ₃ -Minderung	N ₂ O und MDÄ kg CO ₂ e/TP und a	Strom kg CO ₂ e/TP und a	gesamt kg CO ₂ e/TP und a
TPB und Güllekanal mit geneigten Seitenwänden	72 %	-4,10	0,00	-4,10
TPB und Güllekanal mit Rinnen	65 %	-3,70	0,42	-3,28
TPB und Kotschieber	55 %	-3,13	0,08	-3,05
VPB und Güllekanal und Kotschieber	35 %	-1,99	0,14	-1,86
VPB und Spülrinnen/-rohren	40 %	-2,28	1,07	-1,20
VPB und Spülrinnen/-rohren und Belüftung	50 %	-2,85	1,75	-1,10

TPB = Teilperforierter Boden, VPB = Vollperforierter Boden

Quelle: eigene Berechnung auf Basis der Daten nach UBA (2003)

Der sächsische Referenzbetrieb der Mastschweinehaltung ist eine Stallanlage mit vollperforiertem Boden, Unterflur-Güllegrube und Zwangslüftung. Aus Tierschutzgründen (Trittsicherheit) wird in Tabelle 216 nur von Betonböden ausgegangen, auch wenn Metallböden infolge der glatteren Oberfläche einen schnelleren Sekretabfluss versprechen und zu einer weiteren Minderung von 10 % beitragen würden. Auch bei diesem Haltungsverfahren zeigt sich der Vorteil von Teilspaltenböden (aus Sicht der Emissionsminderung). Der zusätzliche Energiebedarf für die Belüftung beim Einsatz der Spülung erzeugt höhere THG-Emissionen als die Einsparungen über die NH₃-Minderung. Gleiches gilt für die Verwendung von Kühlrippen und Kotschiebern. Ein volleingestreuter Offenfrontstall erzeugt bei besserem Tierwohl und der günstigen Strukturwirkung des Dungs beim Ausbringen jedoch wesentlich höhere Emissionen als das Referenzverfahren. Ein planbefestigter Boden mit externem Kotgang und Einstreu führt unter Beachtung der NH₃-Minderung und des geringem Strombedarfes auch zu einer THG-Minderung von 5,39 kg CO₂-Äquivalent/TP * a⁻¹. Hierbei wurde jedoch der zusätzliche Aufwand für Einstreuen und Entmisten nicht mit berechnet.

Tabelle 216: Haltungstechniken für Mastschweine (Gruppenhaltung, Vor- und Endmast) sowie deren Emissionsminderungspotenzial

Mastschweine	NH ₃ -Minderung	N ₂ O und MDÄ [kg CO ₂ e/TP und a]	Strom [kg CO ₂ e/TP und a]	Gesamt [kg CO ₂ e/TP und a]
TPB mit Spülrinnen/Spülrohren	60 %	-16,16	8,14	-8,02
TPB, verkleinerter Güllekanal, geneigte Seitenwände, Vakuumsystem	60 %	-16,16	14,13	-2,04
TSB mit Spülkanälen	50 %	-13,48	12,26	-1,21
TPB mit Spülrinnen/Spülrohren und Belüftung	70 %	-18,85	16,95	-1,90
VPB mit Spülrinnen/Spülrohren	40 %	-10,79	10,45	-0,34

TPB = Teilperforierter Boden, VPB = Vollperforierter Boden

Quelle: eigene Berechnung auf Basis der Daten nach UBA (2003)

Potenzial zur THG-Minderung in Sachsen

In Tabelle 217 ist die größtmögliche Minderung der THG-Emissionen infolge diverser Stallbaumaßnahmen in der sächsischen Schweinehaltung dargestellt (ohne Eber und säugende Sauen). Die Berechnung der Emissionsfaktoren beruht auf der Datenbasis von HAENEL et al. (2012) für das Jahr 2010. Zur Berechnung der jährlichen Neubauten wurde eine Nutzungsdauer der Ställe von 25 Jahren angenommen. Das bedeutet, dass jedes Jahr bei 4 % des sächsischen Schweinebestandes eine derartige Um-/Neubaumaßnahme vorgenommen und hierdurch eine Minderung der Treibhausgase von zusätzlich 162 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr ermöglicht wird. Demzufolge werden im Jahr 2020, ungeachtet eventueller Be-

standserweiterungen und Gesetzesänderungen, welche Auswirkungen auf die Rate der Stallneubauten haben könnten, 1.552 t CO₂-Äquivalente gegenüber dem Jahr 2010 alleine über die Einsparung der N-Verluste über NH₃ und dem daraus resultierenden MDÄ eingespart. Jedoch wäre bis dahin noch nicht der gesamte Bestand umgebaut. Die Anzahl der güsten und tragenden Sauen ergibt sich aus einer Haltungsdauer von 122 Tagen pro Trächtigkeit in dem jeweiligen System. Bezüglich der Tierbestandszahlen wird davon ausgegangen werden, dass die Anzahl der Tierplätze in den kommenden 10 Jahren relativ konstant bleibt. Außerdem wurden erst im Rahmen der Änderung der Schweinehaltungsverordnung viele Sauenställe umgebaut. Aus diesem Grund wird mit einem konstanten Schweinebestand bis zum Jahr 2020 gerechnet.

Tabelle 217: THG-Minderungspotenzial des sächsischen Schweinebestandes bis 2020 durch Neu-/Umbauten emissionsarmer Stallsysteme (Nutzungsdauer 25 Jahre)

	THG-Minderung in t CO ₂ e/a											
	TP [in 1.000]	neue TP/a [in 1.000]	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
güste und tragende Sauen: TPB mit Spülrinnen/Spülrohren	59,0	2,4	-16	-32	-48	-64	-80	-95	-111	-127	-143	-159
Ferkelführende Sauen: VPB und Güllewanne	13,0	0,5	-24	-40	-56	-72	-87	-103	-119	-135	-151	-167
Aufzuchtferkel: TPB und Güllekanal mit geneigten Seitenwänden	132,5	5,3	-22	-43	-65	-87	-109	-130	-152	-174	-195	-217
Mastschweine: TPB mit Spülrinnen/Spülrohren	314,3	12,6	-101	-202	-303	-404	-505	-605	-706	-807	-908	-1.009
gesamt			-162	-317	-471	-626	-780	-934	-1.089	-1.243	-1.398	-1.552

TPB = Teilperforierter Boden, VPB = Vollperforierter Boden

Quelle: eigene Berechnungen auf Basis der Zahlen von HAENEL et al. (2012); UBA (2003, 2013c)

Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente: In Tabelle 218 sind die Kosten für die jeweiligen Umbau- bzw. Neu- baumaßnahmen der einzelnen Stallsysteme dargestellt. Die Werte für Sauen beziehen sich nur auf Gruppenhaltung, weil diese in der Schweinehaltungsverordnung ab 4 Wochen nach dem Decken bis eine Woche vor dem voraussichtlichen Abferkeltermin vorgeschrieben ist (BMJ 2009). Die Betriebs- und Investitionskosten sind Durchschnittswerte, wie sie vom UBA (2003) im BVT-Merkblatt "Beste verfügbare Techniken der Intensivhaltung von Geflügel und Schweinen" dargestellt wurden.

Tabelle 218: Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente bei Um-/Neubaumaßnahmen verschiedener Schweinehaltungssysteme

	zusätzliche Betriebs- und Investitionskosten/TP und a gegenüber Referenzbetrieb	[€/t CO ₂ e]
güste und tragende Sauen: TPB mit Spülrinnen/ Spülrohren	6,10 €	906 €
Ferkelführende Sauen: VPB und Güllewanne	325,85 €	7.094 €
Aufzuchtferkel: TPB und Güllekanal mit geneigten Seitenwänden	5,30 €	1.292 €
Mastschweine: TPB mit Spülrinnen/Spülrohren	68,45 €	8.531 €

TPB = Teilperforierter Boden, VPB = Vollperforierter Boden

Synergien/Dissynergien im Hinblick auf ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft: Eine THG-Minderung infolge der Senkung der NH₃-Emissionen führt zu einem höheren N-Gehalt in der Gülle. Das kann beim Ausbringen zu höheren Emissionen führen (HIRSCHFELD et al. 2008) und den Oberflächenabfluss von Nitrat erhöhen (FLESSA et al. 2012).

Dauerhaftigkeit: Die Minderung von THG-Emissionen durch emissionsarme Stallbaumaßnahmen ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Verlagerungs-/Verdrängungseffekte: Mögliche Verdrängungseffekte als Folge der oben beschriebenen Stallbaumaßnahmen können vernachlässigt werden.

Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand/Eignung für Emissionshandel: Auch wenn Stallbaumaßnahmen über zuständige Stellen gut kontrollierbar sind, unterliegt das tatsächliche THG-Minderungspotenzial infolge zusätzlicher Einflussfaktoren großen Unsicherheiten. Aus diesem Grund eignet sich diese Maßnahme nicht für den Emissionshandel.

Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft: Der Neubau oder Umbau von zusätzlichen Entmistungssystemen ist in der Regel mit höheren Investitionskosten und Betriebskosten verbunden, welche die Wettbewerbsfähigkeit beeinträchtigen können. Im Vergleich zu anderen Maßnahmen sind die THG-Minderungskosten als überdurchschnittlich hoch zu bewerten.

Fazit

Die Minderung der THG-Emissionen über den Umbau/Neubau verschiedener Stallhaltungsverfahren oder Entmistungsverfahren zielt vor allem auf die Einsparung der indirekten N₂O-Emissionen über die NH₃-Verluste ab. Hierbei wurden in diesen Szenarien ausschließlich die THG-Emissionen der Flüssigmistsysteme berechnet. Im Jahr 2020 könnten nach diesen Berechnungen ca. 1.552 t CO₂-Äquivalente/Jahr eingespart werden. Gegenüber anderen Maßnahmen ist demzufolge das THG-Minderungspotenzial vergleichsweise gering. Zudem entstehen sehr hohe Minderungskosten, welche die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirte stark beeinflussen würde. Die Ergebnisse der Einstreusysteme sind zu variabel. Die hohen N₂O-Emissionen und der zusätzliche Treibstoffverbrauch beim Einstreuen und Entmisten sprechen allerdings allgemein für höhere Emissionen bei Strohställen gegenüber Haltungsverfahren mit Flüssigmist (HIRSCHFELD et al. 2008). Auf Grund fehlender Datenbasis nicht berücksichtigt werden konnte eine mögliche Minderung von Methanemissionen im Zusammenhang mit unterschiedlichen Haltungstechniken. Hier besteht weiterhin Forschungsbedarf, jedoch auch die Chance, unter Einbeziehung von Methan in diese Betrachtungen weitere THG-Minderungen darstellen zu können.

3.4.3 Szenarien für künftige Verfahren der Milch- und Fleischproduktion

3.4.3.1 Änderung der Milchleistung und der Tierbestandszahlen bis zum Jahr 2020

Die THG-Emissionsminderung im Bereich der Milchviehhaltung kann auf mehreren Ebenen ansetzen: Zum einen lassen sich absolute Emissionen theoretisch durch eine Verminderung der Tierzahlen darstellen, zum anderen bestehen Minderungsansätze in der Verringerung der tierplatzbezogenen Emissionen oder einer Intensivierung/Leistungserhöhung mit einer Reduzierung der produktspezifischen Emissionen (bei gleichzeitiger Reduzierung des Tierbestands zur Einhaltung einer konstanten Produktionsmenge). Demzufolge werden in diesem Kapitel folgende Szenarien betrachtet und deren Auswirkungen auf den THG-Ausstoß berechnet:

- Entwicklung des Milchviehbestandes bis 2020
- Entwicklung der Milchleistung pro Tier

Nachfolgendes Szenarium betrachtet erwartete Milchleistungssteigerungen und die prognostische Entwicklung der Tierbestandszahlen bis 2020. Als Ausgangsbasis für dieses Szenarium dient der Stand der Milchviehhaltung im Jahr 2010: 23 % der Kühe stehen auf Stroh und 77 % auf Gülle (HAENEL et al. 2012). Es ist anzunehmen, dass sich die Bestände nach Wegfall der Milchquote im Jahr 2015 nicht weiter reduzieren werden, sondern eher stagnieren bis leicht ansteigen. Das genetische Potenzial der Rasse Deutsche Holstein, welche knapp 90 % des Milchviehbestandes in Sachsen ausmacht, liegt mittlerweile bei weit über 10.000 kg Milch pro Laktation. Das beweisen mehrere „100.000 Liter-Kühe“ in sächsischen Milchviehbetrieben (Sächsischer Landeskontrollverband 2012). Die Tiere werden tendenziell älter und die Leistung pro Einzeltier steigt. Der technische Fortschritt in der Milchviehhaltung, Forschung und Entwicklung sowie gesetzliche Anforderungen, wie die Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung und das Tierschutzgesetz, sind Bausteine zu besseren Haltungsbedingungen für die Tiere. Inwieweit Maßnahmen wie das Agrarinvestitionsförderungsprogramm, nach welchem Stallneu- und -umbauten, welche bestimmte Haltungsbedingungen zum Wohle der Tiergesundheit einhalten, mit einem erhöhten Fördersatz berücksichtigt werden (BMELV 2010), positive Impulse hierzu beiträgt, lässt sich anhand der kritischen Bewer-

tung des vTI für die Förderperiode 2000-2006 (FORSTNER et al. 2009) nicht abschätzen und sollte für Sachsen unabhängig validiert werden. Für dieses Szenarium wird bis 2015 mit einem jährlichen Anstieg der Bestandszahlen von 1 % und fortan bis zum Jahr 2020 von 5 % gerechnet. Die Milchleistung steigt nach eigener Schätzung ab 2013 jährlich um 1 %. Die Daten für 2010 bis 2012 sind bereits ermittelte und im Sächsischen Tierzuchtreport veröffentlichte Daten des LfULG (2013c).

Tabelle 219 zeigt die Milchleistung, den Bestand an Milchkühen, Kälbern und Jungrindern sowie diverse Reproduktionsparameter, wie sie sich bis 2020 entwickeln könnten. Diese dienen in dem folgenden Szenarium als Berechnungsgrundlage. Die Anzahl der zur Reproduktion benötigten Tiere hängt von der Reproduktionsrate und der Nutzungsdauer der Milchkühe ab. Die tatsächliche Anzahl der im Bestand befindlichen Färsen weicht allerdings maßgeblich davon ab. Diese bewegt sich vielmehr entgegengesetzt zur Entwicklung der Zwischenkalbezeit der Tiere. Die Milchkühe in Sachsen hatten in den Jahren 2011 und 2012 eine durchschnittliche Zwischenkalbezeit von 413 bzw. 410 Tagen (Sächsischer Landeskontrollverband 2012). Aus dieser errechnet sich der Anteil des Jungviehs. Wächst der Bestand an, wächst auch die Anzahl der Nachzucht. Die Zwischenkalbezeit wird sich bei steigender Milchleistung pro Einzeltier, welche eine längere negative Energiebilanz nach sich zieht, wahrscheinlich nicht wesentlich verringern. Allerdings genießt das Thema „Entlastung der Milchkuh innerhalb der Phase der negativen Energiebilanz“ wissenschaftliches Interesse und ist Gegenstand von Forschungsvorhaben. Aus diesen Gründen wird ab 2013 mit einer konstanten Zwischenkalbezeit von 400 Tagen gerechnet. Für die Totgeburtenrate und die Aufzuchtverluste werden 8 % bzw. 5 % angenommen, wie sie in den Jahren 2011 und 2012 für Sachsen dokumentiert sind (Sächsischer Landeskontrollverband 2012).

Tabelle 219: Schätzung zur Entwicklung des Milchviehbestandes zwischen 2011-2020

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Milchleistung [kg/a]	8.927	9.177	9.269	9.361	9.455	9.550	9.645	9.742	9.839	9.937
Anzahl Milchkühe [1.000 Tiere]	187	187	189	190	192	224	233	243	252	261
Anzahl Färsen > 2 Monate [1.000 Tiere]	197	198	205	207	209	244	254	264	274	284
Anzahl Kälber < 2 Monate [1.000 Tiere]	28	28	29	29	29	34	35	37	38	40
Zwischenkalbezeit [Tage]	413	410	400	400	400	400	400	400	400	400
Erstkalbealter in Monaten	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26

Zur Berechnung der THG-Emissionen dienen die von HAENEL et al. (2012) für Sachsen für das Jahr 2010 publizierten Werte. Zusätzlich wurde auf deren Grundlage der Einfluss der steigenden Milchleistung auf die Futteraufnahme hochgerechnet. Die Folgen sind höhere oTM- und N-Ausscheidungen und demzufolge höhere THG-Emissionen pro Tier. Die Entwicklung der Lebendmassezunahme und der sich daraufhin verändernde Erhaltungsbedarf fanden keine Beachtung. Es wurden die CH₄-Emissionen aus der Verdauung und dem Wirtschaftsdüngermanagement, die direkten und indirekten N₂O-Emissionen und das MDÄ aus den N-Verlusten über N₂O, NO und NH₃ und zusätzlich die THG-Emissionen aus der Futterproduktion erfasst und ausgewertet. Hierzu wurde vereinfachend mit einer Standardration für Milchkühe von täglich 6 kg Gras, 6 kg Mais, 1 kg Heu, 1 kg Sojaextraktionsschrot und 3 kg Getreide gerechnet (alle Werte TM-bezogen). Die Färsen (> 2 Monate) erhalten 7 kg (TM) Gras pro Tag. Die Futterproduktion für die Kälber (< 2 Monate) wurde nicht erfasst (Milchaustauscher, Kälbermüsli). Forschungen zielen auf die Verringerung des Färsenkonzeptionsalters und demzufolge des Erstkalbegewichtes ab. In der Zucht wird allerdings auf Großrahmigkeit Wert gelegt. Aus diesen Gründen ändert sich bei den Färsen und den Kälbern der Erhaltungsbedarf nicht. Die Unterschiede der spezifischen Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement zwischen Kühen, Färsen und Kälbern liegen in den unterschiedlichen Anteilen der einzelnen Haltungsformen in Sachsen begründet (Gülle, Strohhaltung, Weide). Die Emissionsfaktoren für die einzelnen Futtermittel werden in Kapitel 1.4.2 hergeleitet bzw. im Anhang 12 erläutert. Folgende Parameter basieren auf der Datenbasis von HAENEL et al. (2012) für das Jahr 2010 und werden für die Potenzialabschätzung bis 2020 als unverändert angenommen (Tabelle 220).

Tabelle 220: Berechnungsansätze und Emissionsfaktoren für die Milchviehhaltung

	Milchkuh	Färse	Kalb
Gesamtenergieaufnahme	14,7 MJ GE/kg Milch		
N-Ausscheidung	13,94 g N/kg Milch		
Verdaulichkeit der Energie im Futter	72 %	69 %	65 %
CH ₄ -Umwandlungsrate (Verdauung)	0,060 MJ CH ₄ /MJ GE	0,065 MJ CH ₄ /MJ GE	0,020 MJ CH ₄ /MJ GE
oTM-Ausscheidungen	0,012 kg/1 MJ GE	0,013 kg/1 MJ GE	0,017 kg/1 MJ GE
CH ₄ -Emissionen aus den Wirtschaftsdüngermanagement	0,013 kg/kg oTM-Ausscheidung	0,005 kg/kg oTM-Ausscheidung	0,002 kg/kg oTM-Ausscheidung
N ₂ O-Emissionsfaktoren (direkt) aus dem Wirtschaftsdüngermanagement	0,0073 kg N ₂ O/kg N-Ausscheidung	0,0069 kg N ₂ O/kg N-Ausscheidung	0,013 kg N ₂ O/kg N-Ausscheidung

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Tabelle 221 zeigt die Faktoren für die THG-Emissionen aus der Verdauung, dem Wirtschaftsdüngermanagement und der Futtermittelproduktion für Milchkühe, Färse und Kälber in den Jahren von 2011 bis 2020. Die Leistungssteigerung und demzufolge höhere Futteraufnahme führt zu steigenden Emissionsfaktoren pro Tier.

Tabelle 221: Entstehung von THG-Emissionen aus der Verdauung, dem Wirtschaftsdüngermanagement und der zugehörigen Futterproduktion der Milchkühe inklusive ihrer Nachzucht für den Prognosezeitraum 2011-2020

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
[kg CO₂e/TP und a] (Futtermittelerzeugung)										
Milchkühe	2.691	2.691	2.691	2.691	2.691	2.691	2.691	2.691	2.691	2.691
Färse	1.058	1.058	1.058	1.058	1.058	1.058	1.058	1.058	1.058	1.058
kg CH₄-Emissionen/TP und a [CO₂e] (Verdauung u. Wirtschaftsdüngermanagement)										
Milchkühe	3.410	3.506	3.541	3.576	3.612	3.648	3.684	3.721	3.758	3.796
Färse	906	906	906	906	906	906	906	906	906	906
Kälber	242	242	242	242	242	242	242	242	242	242
kg N₂O-Emissionen/TP u. a [CO₂e] (direkt)										
Milchkühe	280	287	294	297	300	303	306	309	312	315
Färse	86	86	86	86	86	86	86	86	86	86
Kälber	88	88	88	88	88	88	88	88	88	88
kg N₂O-Emissionen/TP u. a [CO₂e] (Indirekt NH₃+NO)										
Milchkühe	124	127	130	132	133	134	136	137	138	140
Färse	43	43	43	43	43	43	43	43	43	43
Kälber	43	43	43	43	43	43	43	43	43	43
MDÄ kg/TPu. a [CO₂e]										
Milchkühe	130	133	137	138	139	141	142	144	145	147
Färse	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45
Kälber	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45

Tabelle 222 stellt den gesamten THG-Ausstoß der Milchkühe inklusive der weiblichen Nachzucht und Kälber sowie die hierfür notwendige Futterproduktion dar. Es wurden die CH₄-Emissionen aus der Verdauung und dem Wirtschaftsdüngermanagement, die direkten und indirekten N₂O-Emissionen (über NH₃ und NO), das MDÄ aus den Stickstoffverlusten und die THG-Emissionen infolge der Futterproduktion berechnet.

Tabelle 222: THG-Ausstoß der gesamten Milchviehhaltung für den Prognosezeitraum 2011-2020

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
[kg CO ₂ e/TP * a ⁻¹]	9.191	9.299	9.348	9.389	9.430	9.472	9.514	9.557	9.600	9.644
[kt CO ₂ e/a]	1.673	1.694	1.731	1.756	1.781	2.085	2.181	2.279	2.378	2.477
[kg CO ₂ e/kg Milch]	1,03	1,01	1,01	1,00	1,00	0,99	0,99	0,98	0,98	0,97

Fazit

Die Erhöhung der Milchleistung und die daraufhin steigende Futtermittelaufnahme führen zu steigenden oTM- und N-Ausscheidungen. Die Folgen sind höhere Emission aus dem Wirtschaftsdüngermanagement und der Verdauung. Der prognostizierte Trend eines leicht steigenden Tierbestands bewirkt zusätzliche THG-Emissionen. Demzufolge werden die gesamt in der Milchviehhaltung erzeugten THG-Emissionen im Jahr 2020 **um ca. 800.000 t CO₂-Äquivalente höher liegen als im Jahr 2011**. Dennoch verringert sich der THG-Ausstoß pro kg Milch infolge der tierspezifischen Leistungssteigerung.

3.4.3.2 Einfluss verschiedener Rassen auf die sächsische Milch- und Fleischversorgung im System Rind

Neuere Untersuchungen zielen auf einige Rassen ab, welche sich nicht nur als Kreuzungspartner für Deutsche Holsteins eignen könnten, sondern auch ein hohes Potenzial in der Reinzucht liefern. Im Gespräch sind hierbei z. B. Braunvieh, Fleckvieh oder Jersey. Ziel ist die Erhöhung der Nutzungsdauer und die Intensivierung der Fleisch- und Milchproduktion. Bei dem Vergleich möglicher passender Rassen wird in diesem Szenario auf folgende Typisierung Wert gelegt:

- eine Milch- und Fleischproduktion mit verschiedenen Hochleistungsrassen (Deutsche Holstein, Jersey)
- die Milch- und Fleischproduktion mit Zweinutzungsrassen (Fleckvieh, Braunvieh)

Es soll die Frage geklärt werden, ob die Intensivierung der Rindfleischproduktion und der Milchviehhaltung über verschiedene Einnutzungsrassen oder der Einsatz von Doppelnutzungsrindern geringere THG-Emissionen zur Folge hat. Tabelle 223 zeigt die wichtigsten Leistungsparameter der Rassen, welche in diesem Szenarium analysiert werden. Es wurden zwei Hochleistungsrassen verschiedenen Gewichtes (Deutsche Holstein und Jersey), eine milchbetonte Zweinutzungsrasse (Braunvieh) und ein gleichbetontes Doppelnutzungsrind betrachtet (Fleckvieh). Die dargestellten Werte spiegeln die Ziele der einzelnen Rassenzuchtverbände wider. Die Reproduktionsraten der milchliefernden Rassen befinden sich zur besseren Vergleichbarkeit jeweils bei 35 %, die der Mutterkuhhaltung bei 20 %. Dies sind Durchschnittswerte der sächsischen Rinderproduktion (LfULG 2013c). Der Einsatz von gesextem Sperma findet nur in der Milchproduktion statt und dort auch nur vereinzelt bei Färsen. Die Zwischenkalbezeit und die Verluste der Aufzucht wurden zur Vereinfachung vereinheitlicht.

Tabelle 223: Leistungsparameter verschiedener Rassen

	Deutsche Holstein	Braunvieh	Jersey	Fleckvieh
Milchleistung [kg/a]	10.000 kg	8.500 kg	6.000 kg	7.000 kg
Schlachtgewicht der Mastbullen	370 kg	375 kg	325 kg	380 kg
Schlachtgewicht der Mastfärsen	-	-	-	-
Schlachtgewicht der Schlachtkühe	325 kg	315 kg	200 kg	350 kg

	Deutsche Holstein	Braunvieh	Jersey	Fleckvieh
Reproduktionsrate	35 %	35 %	35 %	35 %
Zwischenkalbezeit	400 d	400 d	400 d	400 d
Totgeburten	8 %	8 %	8 %	8 %
Aufzuchtverluste	5 %	5 %	5 %	5 %
Anteil weiblicher Nachkommen	55 %	55 %	55 %	55 %

Die Grundlage der Berechnungen bildet der bundesdeutsche spezifische Jahresverbrauch 2010/2011 von Milch und Fleisch (Schrftl. Mittlg. PFEIFFER 2013), der über die Einwohnerzahl in absolute Verbrauchswerte umgerechnet wurde.

- Sächsischer Milchverbrauch: 1.448.176 t/Jahr
- Sächsischer Rindfleischverbrauch: 54.358 t/Jahr (Schlachtgewicht)

Die Anzahl der Schlachtkühe (und demzufolge auch der Färsen zur Nachzucht und Mast) errechnen sich aus der Reproduktionsrate, die der Mastbullen und Mastfärsen aus der Zwischenkalbezeit und dem Geschlechterverhältnis der geborenen Kälber. Zum Erreichen der Milchmenge wird die in Tabelle 224 dargestellte Anzahl an Milchkühen benötigt. Diese tragen über „Mastnebenprodukte“ mit einem großen Anteil zur Rindfleischproduktion bei. Die verbleibende Menge wird über Fleischrassen geliefert (Charolais, Limosin, Angus etc.). Mit steigender Milchleistung sinkt der notwendige Tierbestand an Milchkühen. Demzufolge steigt der Anteil der intensiven Fleischrindzucht. Die Rasse Fleckvieh erzeugt den höchsten Anteil an Fleisch aus „Mastnebenprodukten“. Gründe hierfür sind die im Vergleich zu den anderen Rassen geringere Milchleistung, demzufolge höhere Anzahl an Tieren und die bessere Mastleistung der Kühe und Bullen. Hierdurch wird der Rindfleischbedarf bei 100 % Haltung dieser Rasse ohne zusätzliche Fleischproduktion über Mutterkühe schon zu 108 % gedeckt.

Tabelle 224: Anzahl der benötigten Schlachtungen zur Deckung des Milch- und Fleischbedarfs in Sachsen über verschiedene Rassen

	Deutsche Holstein	Braunvieh	Jersey	Fleckvieh
Anzahl milchproduzierende Kühe	144.818	170.374	241.363	206.882
Anzahl Schlachtkühe aus der Milchviehhaltung	50.686	59.631	84.477	72.409
Anzahl Mastbullenschlachtungen aus der Milchviehhaltung/a	59.466	69.960	99.110	84.951
Anzahl geschlachtete Mutterkühe	9.223	5.316	1.886	0
Anzahl geschlachteter Mastbullen aus Mutterkuhhaltung	21.028	12.119	4.299	0
Anzahl geschlachteter Mastfärsen aus Mutterkuhhaltung	16.833	9.702	3.441	0

Die Anzahl der Tierplätze ergibt sich aus der Haltungsdauer. Diese werden in Tabelle 225 dargestellt. Infolge der hohen Fleischmenge aus Mastnebenprodukten der Milchproduktion mit der Rasse Fleckvieh wird hier keine zusätzliche Mutterkuhhaltung benötigt. Auch der hohe Anteil an Jerseykühen zur Milchproduktion führt zu einem verhältnismäßig geringen Anteil an zusätzlich benötigten Fleischrindern.

Tabelle 225: Nötige Anzahl an Tierplätzen zur Deckung des Milch und Fleischbedarfs in Sachsen über verschiedene Rassen

	Holstein	Braunvieh	Jersey	Fleckvieh
Anzahl Milchkühe	144.818	170.374	241.363	206.882
Anzahl Mastbullenplätze aus Milchviehhaltung (18 Monate Haltungsdauer)	89.199	104.939	148.664	127.427
Anzahl Färsenplätze aus Milchviehhaltung (24 Monate Haltungsdauer)	92.502	108.826	154.170	132.146
Anzahl Kälberplätze aus Milchviehhaltung (2 Monate Haltungsdauer)	22.024	25.911	36.707	31.463
Anzahl Mutterkuhplätze	53.325	31.357	17.634	0
Anzahl Mastbullenplätze aus Mutterkuhhaltung	31.750	18.670	10.500	0
Anzahl Mastfärsenplätze aus Mutterkuhhaltung	45.861	26.968	15.166	0
Anzahl Kälberplätze für Fleischproduktion aus Mutterkuhhaltung	8.887	5.226	2.939	0

Zur Berechnung der THG-Emissionen aus dem Gesamtsystem Rind (Rinderhaltung zur Milch- und Fleischproduktion) dienen die Emissionsfaktoren, welche in HAENEL et al. (2012) für das Jahr 2010 dokumentiert wurden. Bestandteil der tierplatzbezogenen Faktoren sind die CH₄-Emissionen aus der Verdauung und dem Wirtschaftsdüngermanagement, die direkten N₂O-Emissionen, die indirekten N₂O-Emissionen über die Stickstoffverluste über NO und NH₃ und deren Mineraldüngeräquivalent. Zusätzlich wurden die THG-Emissionen aus der Futterproduktion erfasst. Hierzu erhalten alle Milchkühe eine vereinfachte Ration aus täglich 6 kg Gras, 6 kg Mais, 1 kg Heu, 1 kg Sojaextraktionsschrot und 3 kg Getreide (alle Werte pro kg TM). Alle Färsen nehmen 7 kg (TM) Gras, alle Mutterkühe 12 kg (TM) Gras und die Mastbullen 7 kg 50 %iges Gras/Mais-Gemisch pro Tag auf. Die Futterproduktion für die Kälber wurde außer Acht gelassen.

Aus Tabelle 226 wird deutlich, dass die Haltung von Doppelnutzungsrindern wie Fleckvieh aus Sicht der THG-Bilanz die besten Eigenschaften aufweist. Gründe hierfür dürften die Einsparung zusätzlich benötigter Mutterkuhplätze und deren Nachzucht zur Fleischproduktion sein. Die Folgen sind die geringsten Emissionen insgesamt und bezogen auf das Produkt. Die im Vergleich relativ kleine Rasse Jersey besetzt infolge ihrer geringeren Milchleistung die meisten Tierplätze. Daher ergibt sich hier der höchste THG-Ausstoß.

Tabelle 226: THG-Bilanzen aus der Milch- und Fleischproduktion verschiedener Rassen

	Holstein	Braunvieh	Jersey	Fleckvieh
t CO₂e/a Milchkühe	1.030.579	1.099.353	1.290.392	1.197.601
t CO₂e/a Mastbullen Milch	198.209	233.187	330.348	283.156
t CO₂e/a Färsen Milch	181.981	214.095	303.302	259.973
t CO₂e/a Kälber Milch	8.442	9.932	14.070	12.060
t CO₂e/a aus Milchviehhaltung	1.419.211	1.556.567	1.938.112	1.752.790
t CO₂e/a Mutterkühe	231.175	149.877	102.585	0
t CO₂e/a Mastbullen Fleisch	85.185	55.228	37.801	0

	Holstein	Braunvieh	Jersey	Fleckvieh
t CO ₂ e/a Färsen gesamt	108.937	70.627	48.341	0
t CO ₂ e/a Kälber Fleisch	4.113	2.667	1.825	0
t CO ₂ e/a aus Mutterkuhhaltung	429.410	278.399	190.553	0
Gesamt t CO₂e pro Jahr	1.848.621	1.834.966	2.128.665	1.752.790

Ein Teil der Emissionen, welche bei der Milchviehhaltung anfallen, muss der Fleischproduktion zugeschrieben werden, weil auch Mastnebenprodukte anfallen. Hierfür hat die International Dairy Federation (IDF) in Zusammenarbeit mit der FAO (FLACHOWSKY et al. 2011) einen Berechnungsansatz zur Ermittlung eines Allokationsfaktors zur Anrechnung der Emissionen auf die jeweiligen Produkte erarbeitet. Der Anteil der THG-Emissionen aus der Milchproduktion ermittelt sich nach dieser Quelle nach folgender Formel:

Allokationsfaktor Milch = $1 - 5,7717^* (\text{Schlachtgewicht/Milchleistung})$

Schlachtgewicht (kg/Tierplatz Kuh und Jahr) inkl. Fleisch geschlachteter männlicher Nachkommen
Milchleistung (kg/Kuh und Jahr)

Weil die verschiedenen Rassen unterschiedliche Milch- und Schlachtleistungen aufweisen, ergeben sich auch unterschiedliche Allokationsfaktoren.

Tabelle 227: THG-Erzeugung aus der Fleisch- und Milcherzeugung verschiedener Rassen

	Holstein	Braunvieh	Jersey	Fleckvieh
THG-Emissionen Milch gesamt (t CO₂e/a)	1.419.211	1.556.567	1.938.112	1.752.790
Allokationsfaktor Milch	86 %	83 %	82 %	79 %
t CO ₂ e/a Milchkühe → Milch	1.217.763	1.298.444	1.591.146	1.379.557
t CO ₂ e/a Milchkühe → Fleisch	201.448	258.123	346.967	373.233
t CO ₂ e/a Mutterkühe → Fleisch	429.410	278.399	190.553	0
kg CO ₂ e pro kg Milch	0,84	0,90	1,10	0,95
kg CO ₂ e pro kg Rindfleisch	11,61	9,87	9,89	6,78

Fazit

In diesem Szenario ergeben sich über den Einsatz von Doppelnutzungsrindern zur Milch- und Fleischproduktion die geringsten absoluten THG-Emissionen sowohl pro Jahr als auch pro kg Rindfleisch. Über die Verwendung der Rasse Braunvieh zur Milchproduktion würden die THG-Emissionen jährlich um 13.655 t CO₂-Äquivalente gegenüber der Verwendung der Rasse Holstein gesenkt werden. Der Grund hierfür ist die höhere Schlacht- und Mastleistung der nicht zur Zucht verwendeten Nachkommen dieses Zweinutzungsrindes. Die Verwendung der Rasse Fleckvieh hat sogar eine THG-Reduzierung von 95.831 t CO₂-Äquivalenten/Jahr zur Folge. Grund hierfür ist die ausreichende Fleischmenge aus Mastnebenprodukten, sodass keine zusätzliche Mutterkuhhaltung zur Fleischproduktion benötigt wird. Voraussetzung ist allerdings eine verhältnismäßig hohe Milchleistung bei guter Schlachtausbeute. In diesem Fall können zusätzliche Mutterkuhplätze und Tierplätze für deren Nachzucht eingespart werden. Deshalb wird auch in Zucht und Forschung an der Sicherung und Erhöhung dieser Leistungsparameter der einzelnen Rassen gearbeitet. Darüber hinaus ergeben sich in diesem Szenario über den höheren Fleischanfall (683 t/Jahr Rindfleisch werden in Sachsen nicht verbraucht) aus der Milcherzeugung mit der Rasse Fleckvieh THG-Emissionen, welche in anderen Regionen eingespart werden könnten. Wird diese

zusätzliche THG-Minderung Sachsen gutgeschrieben, erhöht sich die Vorzüglichkeit der Rasse Fleckvieh um weitere 16.635 t CO₂-Äquivalente/Jahr, wenn hierdurch andernorts eine Fleischerzeugung aus Mutterkuhhaltung von Fleischrindern ersetzt werden könnte. Setzt man nur die bilanzierten spezifischen THG-Emissionen pro kg Fleisch mit Fleckvieh an, entspräche dies einer Gutschrift in Höhe von 4.636 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr.

Es gilt jedoch zu beachten, dass die hier diskutierten Zusammenhänge nur für den eingangs definierten Bedarf an Fleisch und Milch (bzw. das Verhältnis der Produkte untereinander) zutreffen. Auf deutlich andere Bedarfsstrukturen dürfen diese Erkenntnisse nicht übertragen werden.

3.4.4 Emissionsarme Lagerung von Wirtschaftsdüngern

Status quo

Nach eigenen Schätzungen (vgl. Kapitel 2.2.2.2) werden in Sachsen (Stand 2010) bereits etwa 58 % der anfallenden Rinder- und ca. 25 % der anfallenden Schweinegülle in Biogasanlagen behandelt und in Folge als Biogas-Gärreste in offenen oder gasdichten Behältern gelagert. THG-Minderungspotenziale für bestehende Biogasanlagen auf Basis von Wirtschaftsdünger (inklusive der Möglichkeiten der Abdeckung offener Gärproduktlager) sind im Kapitel 3.2.2.1 beschrieben und werden hier nicht noch einmal dargestellt. Für die etwa 42 % der Rindergülle, die keiner biologischen Behandlung in einer Biogasanlage unterliegen, ist von einem hohen Anteil auszugehen, der durch Ausbildung einer natürlichen Schwimmschicht eine bestmögliche THG-Emissionsminderung bietet (vgl. hierzu auch Kapitel 2.4), insofern die Schwimmschicht nicht durch häufiges Aufrühren oder Umpumpen zerstört wird. Die Ausbildung einer natürlichen Schwimmschicht erklärt sich durch den hohen Anteil an Strukturmaterial in der Rindergülle. Die sichere emissionsmindernde Wirkung einer natürlichen Schwimmschicht (in Bezug auf NH₃) spiegelt sich auch in den Zahlenwerte der VDI 3894 wider, die die in der TA-Luft geforderte Emissionsminderung von mehr als 80 % für Anlagen zum Lagern von Rindergülle beschreibt. Diese Zahlen widerspiegeln auch die von HAENEL et al. (2012) nach IPPC verwendeten Emissionsfaktoren für NH₃.

Zur Bestandssituation der Lagerung unbehandelter Schweinegülle liegen für Sachsen keine belastbaren statistischen Daten vor. So ist davon auszugehen, dass der in den Berechnungen von HAENEL et al. (2012) verwendete Wert einer Schweinegüllelagerung mit natürlicher Schwimmschicht (Basis: Statistisches Bundesamt nach Ergebnissen der Landwirtschaftszählung 2010 zu hoch ist und damit die Emissionsminderungsleistungen in Sachsen für diesen Prozess überschätzt (Gründe hierzu siehe Kapitel 2.4). Schätzungen des LfULG zufolge könnte der Anteil nicht abgedeckter, offener Schweinegüllelager bei ca. 15 % liegen (HEIDENREICH 2013b). Weil insbesondere große Schweinehaltungsanlagen die anfallende Gülle bereits in Biogasanlagen behandeln bzw. durch die Genehmigungsbedürftigkeit nach BImSchG für die Lagerung von Wirtschaftsdünger bereits der Vorsorgegrundsatz nach TA-Luft gilt, der eine mindestens 80 %ige Emissionsminderung für NH₃ und Geruchsstoffe fordert, ist für diese Anlagen davon auszugehen, dass sie bereits mit emissionsmindernden Güllelagerverfahren ausgestattet sind. Insofern ist anzunehmen, dass offene Lagerbehälter für Schweinegülle in kleineren, nicht BImSchG-genehmigungspflichtigen Tierhaltungsbetrieben zu finden sind, die über keine Biogasanlage verfügen. Das THG-Minderungspotenzial der Lagerung von Wirtschaftsdünger dieser Betriebe liegt in der nachträglichen Ausstattung der Güllebehälter mit geeigneten Abdeckungen bzw. Ersatz durch neue Lagerbehälter mit entsprechender Technik. Für die Abschätzungen wird davon ausgegangen, dass 15 % der anfallenden Schweinegülle in entsprechenden offenen Güllebehältern gelagert werden.

Bewertung von Minderungspotenzialen

Werden (basierend auf dem deutschen Genehmigungsrecht) die TA Luft zusammen mit der VDI 3894 als Erkenntnisquelle herangezogen, so konzentrieren sich die Betrachtungen auf Maßnahmen und Technologien, mit denen Emissionsminderungen für NH₃ (und Geruchsstoffe) von mindestens 80 % erreicht werden können (siehe Tabelle 228). Es ist zu erkennen, dass sich die natürliche Schwimmschicht bei Schweinegülle nicht als alleinige Maßnahme zur Emissionsminderung eignet, weil nicht gesichert ist, ob und in welcher Form sich eine solche ausbildet.

Tabelle 228: Relative Emissionsminderungspotenziale unterschiedlicher Abdeckungen für Flüssigmistbehälter bei Lagerung von Schweinegülle

Art der Abdeckung	Minderung gegenüber nicht abgedeckten Behältern nach VDI 3894 ¹⁾ [%]	Minderung gegenüber nicht abgedeckten Behältern nach IPPC ²⁾ [%]
Natürliche Schwimmdecke	20-70	30
Strohhäcksel	80	80
Granulate, Schwimmkörper	80-90	80
Schwimmfolie	80-90	85
Zelt	> 85	90
Beton oder andere feste Abdeckung	Irrelevante Emissionen	90

Quelle: eigene Quelle nach ¹⁾ VDI 2011; ²⁾ HAENEL et al. 2012

Aus Anwendersicht stellen sich insbesondere Schwimmfolien, Zeldachkonstruktionen oder feste Abdeckungen als geeignete Maßnahmen zur Reduzierung von NH₃-Emissionen dar (DÖHLER et al. 2011) und werden entsprechend für die eigenen Potenzialabschätzungen berücksichtigt.

Betrachtet man jedoch den Anteil von Ammoniak als indirektes Treibhausgas an den Gesamtemissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung, wird deutlich, dass dieser eigentlich vernachlässigbar klein ist. Abbildung 101 verdeutlicht die Anteile von Methan, Lachgas und Ammoniak an den gesamten THG-Emissionen aus der Schweinegüllelagerung nach HAENEL et al. (2012) für Sachsen im Jahr 2010 (ohne Berücksichtigung der Biogastechnologie). Lachgas und Ammoniak sind hier zusätzlich mit dem MDÄ der jeweiligen N-Verluste bewertet, die bei einer möglichen Emissionsminderung als Gutschrift für den erhöhten Düngewert der Gülle angerechnet werden können.

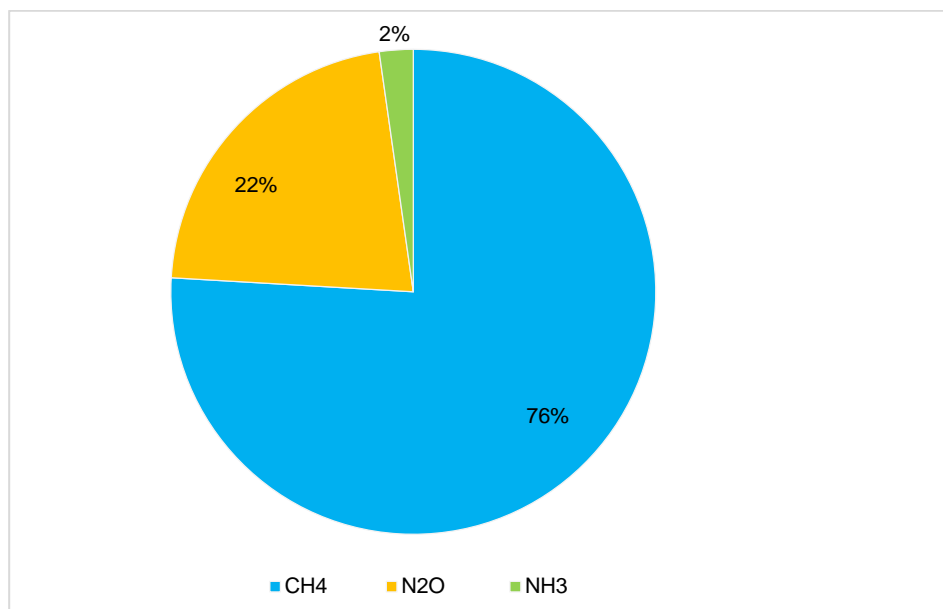


Abbildung 101: Anteilige THG-Emissionen aus der Lagerung von Schweinegülle in Sachsen im Jahr 2010

Quelle: eigene Darstellung nach HAENEL et al. (2012)

Nicht deutlich anders stellt sich dieses Bild dar, wenn das gesamte Wirtschaftsdüngermanagement für Sachsen im Jahr 2010 bilanziert wird (analog ohne Berücksichtigung der Biogastechnologie), siehe Abbildung 102.

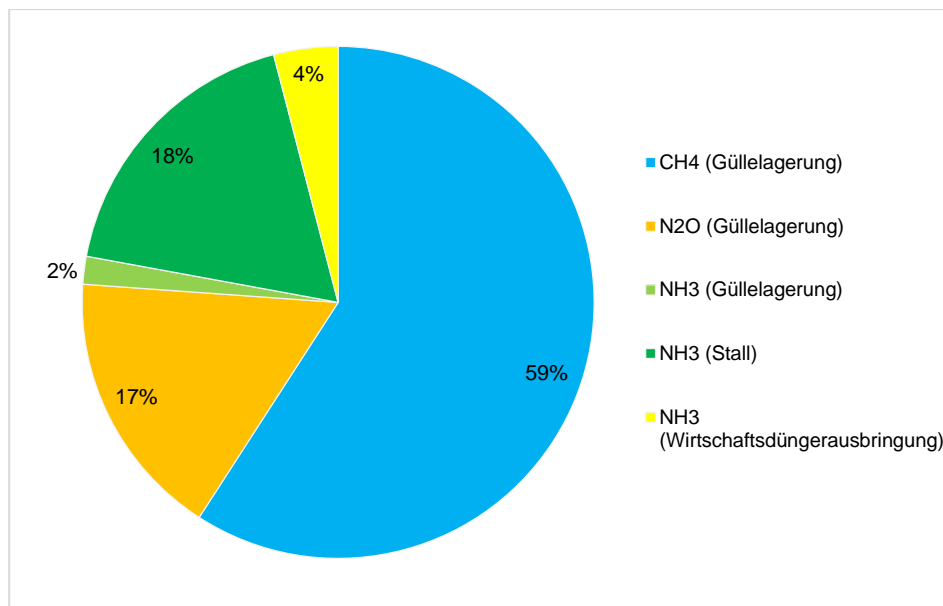


Abbildung 102: Anteilige THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement von Schweinegülle in Sachsen im Jahr 2010 nach HAENEL et al. (2012)

Eine zielgerichtete THG-Minderung bei der Güllelagerung sollte damit grundsätzlich auf die Vermeidung von CH₄- und N₂O-Emissionen ausgerichtet sein. Diese Anforderung kann mit den bislang verfügbaren technischen Abdeckungen für Güllelagerbehälter nicht erreicht werden. Eine Minderung von CH₄-Emissionen ist nur für intakte und stabile natürliche Schwimmschichten dokumentiert (siehe auch Ausführungen im Kapitel 2.4 und Literaturübersicht in FLESSA et al. 2012) und wissenschaftlich anerkannt, deren Ausbildung bei Schweinegülle aber fütterungsbedingt in der Regel nicht gewährleistet werden kann. Die Ausbildung einer natürlichen Schwimmschicht geht aber mit einer Erhöhung von N₂O-Emissionen einher, die jedoch geringer sind als die vermiedenen THG-Emissionen über Methan und damit zu einer Netto-Reduzierung beitragen. Eine Alternative ist die Behandlung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen unter Einhaltung ausreichend hoher hydraulischer Verweilzeiten (bei offener Gärrestlagerung) oder der Lagerung in komplett gasdicht geschlossenen Behältern.

Aus den genannten Gründen sollte neben der Biogastechnologie Forschungs- und Entwicklungsansätzen, die auf eine Minderung aller Treibhausgase abzielen, verstärkte Aufmerksamkeit geschenkt werden. Hierzu zählen u. a. Ansätze einer pH-Wertabsenkung mittels organischer Säuren (vgl. auch Kapitel 3.3.3) sowie der Einsatz spezialisierter Mikroorganismenkulturen (z. B. „EM Effektive Mikroorganismen“).

Eine pH-Wertabsenkung durch Einsatz von Milchsäure bewirkte in Versuchen von BERG et al. (2006a) eine Minderung von bis zu 88 % der Emissionen von NH₃ und > 90 % von CH₄. Ähnliche Minderungspotenziale für Ammoniak stellte auch der Versuch von BERG et al. (2006a) bei der Kombination von künstlicher Schwimmschicht und pH-Wert-Absenkung heraus (87 % NH₃, 40 - 80 % CH₄). Gegenwärtig hat die Ansäuerung als Emissionsminderungsmaßnahme allerdings noch keine praxisrelevante Bedeutung (NESER 2011). Bislang noch nicht systematisch untersucht wurde der Einfluss der pH-Wert-Absenkung von Gülle auf die Beständigkeit verwendeter Materialien von Güllelagerbehältern.

Weniger eindeutig sind die Ergebnisse aus Versuchen mit Mikroorganismenpräparaten. Für die unter dem Namen „EM“ (= effektive Mikroorganismen) vermarkteten Produkte liegen nur wenige (unabhängige) Versuchsergebnisse vor. Herstellerangaben zufolge bündelt das Produkt eine Reihe von Mikroorganismen (Hefen, Milchsäurebakterien und Photosynthesebakterien). Diese fermentieren organisches Material und bilden verschiedenste Stoffwechselprodukte (u. a. Vitamine, org. Säuren) (EM-Sachsen GbR o. J.). In Untersuchungen von AMON et al. (2005) wurden bei Einsatz von EM bei Schweinegüllelagerung besonders zu Beginn der Lagerung höhere Mengen an CH₄ (32 %), CO₂ (3 %) und in Summe

klimarelevanter Emissionen (24 %) gemessen. Die Emission von Ammoniak (NH₃) sank um 11 % im Vergleich zur unbehandelten Gülleprobe. Ähnliche Ergebnisse wurden von AMON et al. (2004) ein Jahr zuvor dokumentiert. Die Zugabe von EM führte zu Beginn der Lagerung zu keinen oder negativen Effekten auf die Emission klimarelevanter Gase wie CH₄, NH₃, N₂O. Bei den Untersuchungen stellte sich allerdings heraus, dass bei Zugabe der Mikroorganismen zum Futter positive Auswirkungen auf die anschließenden THG-Emissionen im Güllelager zu verzeichnen waren. In den Ergebnissen wurde auf die Bedeutung des Trockensubstanzgehaltes verwiesen. Ein höherer Anteil an Organik im TS-Gehalt bedingt eine bessere Entwicklungsgrundlage für die Mikroorganismen. Darin sind auch die positiveren Ergebnisse bei Versuchen mit Rinderflüssigmist (im Vergleich höherer TM-Gehalt) zu begründen (ebd.), weil bei diesem Anwendungsfall die THG-Emissionen in Summe gesenkt werden konnte. Weil die Anwendung von EM in der Landwirtschaft bereits Eingang gefunden hat, sollten die Effekte dieser bzw. alternativer Technologien stärker wissenschaftlich untersucht und deren Optimierungspotenzial bzw. Anwendbarkeit (z. B. als Futtermittelzusatz) evaluiert werden. Tabelle 229 stellt eine Auswahl von Ergebnissen wissenschaftlicher Untersuchungen zu alternativen THG-Minderungsansätze vergleichend dar.

Tabelle 229: Literaturübersicht zu THG-Minderungspotenzialen alternativer Güllelagerverfahren (Auswahl)

Maßnahme	THG-Minderungspotenzial	Literatur
Mischen mit Gips (CaSO ₄)	50 % CH ₄	BERG & MODEL (2008)
Schwimmschicht aus Granulat	-13 % CH ₄ (Perlite)* -180 % N ₂ O (Perlite)* 90 % NH ₃ (Perlite) 80 % NH ₃	BERG et al. (2006b) DÖHLER et al. (2011)
pH-Wert-Senkung durch Milchsäurezusatz	mind. 48 % CH ₄ (Rückrechnung) 88 % NH ₃ > 90 % CH ₄	BERG et al. (2006b) BERG et al. (2006a)
Schwimmschicht aus Stroh	-49 % CH ₄ * -468 % N ₂ O* 75 % NH ₃ 90 % NH ₃ 40 % N ₂ O 45-50 % CH ₄	BERG et al. (2006b) DÖHLER et al. (2011) YAMULKI (2006)
Schwimmschicht (Granulat) + pH-Wert-Senkung (organ. Säure)	72 % CH ₄ N ₂ O unterhalb der Bestimmungsgrenze 87 % NH ₃	BERG et al. (2006b)
Mischen mit Braunkohlestaub	68 % NH ₃	BERG & KRAATZ (2009)

*negatives Vorzeichen = Erhöhung der Emissionen

Potenzial zur THG-Minderung in Sachsen

Die Abschätzung der THG-Minderungspotenziale beschränkt sich auf bislang etablierte und anerkannte technischer Maßnahmen zur Emissionsminderung nach VDI 3894 bzw. analoge Werte nach IPPC (HAENEL et al. 2012). Für die ca. 15 % der Anfallmenge (Stand 2010) noch offen gelagerter Schweinegülle wird eine NH₃-Minderung von 90 % zu Grunde gelegt, die z. B. mit festen Abdeckungen, Zeltkonstruktionen oder Schwimmfolien erreicht werden könnte. Unter Einbeziehung der durch NH₃-Emissionsminderung erhöhten Düngewirksamkeit der Gülle (MDÄ der N-Verluste) ergibt sich ein THG-Minderungspotenzial von ca. 500 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr.

Weitere Aspekte für die Bewertung der Klimaschutzleistungen/Maßnahmen

- **Wirksamkeit (Senkung der Emission/Produkteinheit):** Für die genannten Technologien sind die in Tabelle 228 angegebenen Minderungen für NH₃ möglich. Die Wirkung der emissionsmindernden Abdeckmaßnahmen gilt als qualitativ gesichert (NESER 2011).
- **Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente:** Nach DÖHLER et al. (2011) stellen sich die THG-Minderungskosten für die betrachteten Technologien wie in Tabelle 230 angegeben dar. Die Kostenangaben enthalten bereits die monetäre

Bewertung der verbesserten Düngewirkung der Gülle. Weil die eigene Betrachtung auf kleinere Schweinehaltungsanlagen eingegrenzt wurde, sind nur die praxisüblichen Behältergrößen mit deren THG-Vermeidungskosten dargestellt. Die spezifischen Minderungskosten sinken tendenziell mit steigender Behältergröße.

Tabelle 230: Durchschnittliche Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente

Art der Abdeckung	Rundbehälter 500 m ³ netto [€/je t CO ₂ e]	Rundbehälter 1.000 m ³ netto [€/je t CO ₂ e]	Rundbehälter 3.000 m ³ netto [€/je t CO ₂ e]	Mittelwert [€/je t CO ₂ e]
Zeltdach	202	124	68	131
Schwimmfolie	132	91	64	95
Betondecke	54	55	58	56

Quelle: eigene Berechnung auf Basis der Zahlen von DÖHLER et al. (2011), Umrechnungsfaktor 8,1 kg CO₂-Äquivalent/kg NH₃

Die geringen Vermeidungskosten für Betondecken resultieren aus ihrer langen Nutzungsdauer. Mit größer werdenden Lagerbehältern können die höheren Kosten für Zeltdächer durch Nutzung von Kostenvorteilen deutlich vermindert werden (DÖHLER et al. 2011).

- **Synergien/Dissynergien im Hinblick auf weitere ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft:** Durch die betrachtete Maßnahme der NH₃-Emissionsminderung können weitere negative Umweltbelastungen, wie die Eutrophierung naturnaher Ökosysteme oder die Versauerung von Böden, vermieden werden (FLESSA et al. 2012). Weiterhin können unkontrollierte Stickstoffausträge ins Grundwasser reduziert und Geruchsemissionen vermieden werden.
- **Dauerhaftigkeit:** Zeltdach, Betondecke, feste Abdeckungen und Schwimmfolien sind als beständige Maßnahmen einzuschätzen. Bei sachgemäßer Nutzung ist daher von einer dauerhaften Emissionsminderung dieser Technologien auszugehen.
- **Verlagerungs- und Verdrängungseffekte:** nicht relevant
- **Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand:** Eine Kontrollierbarkeit der baulichen Maßnahmen zur Emissionsminderung wäre effektiv durch Stichproben, z. B. im Rahmen der Cross-Compliance-Kontrollen, durchführbar und ist mit geringem Aufwand möglich.
- **Eignung für den Emissionshandel:** Die Maßnahme ist nicht für den Emissionshandel geeignet.
- **Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit der sächsischen Landwirtschaft:** Die beschriebenen Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgasemissionen aus der offenen Lagerung von Schweinegülle sind im Wesentlichen mit Investitionskosten verbunden und können (bei sachgerechter Berücksichtigung des realen Düngewertes der Gülle) zu einem Teil durch Einsparungen von N-Mineraldünger kompensiert werden. Für den Fall, dass eine Nachrüstung solcher Technologie allein durch den landwirtschaftlichen Betrieb zu tragen wäre, hätte dies negative Auswirkungen auf die jeweils einzelbetriebliche Bilanz. Sollten etwaige Maßnahmen im Bestand umgesetzt werden, wäre dies sinnvollerweise durch eine angepasste Investitionsförderung zu unterstützen.

Fazit

Die durch Einsatz von Emissionsminderungstechnologien nach Stand der Technik erreichbaren THG-Reduzierungspotenziale bei Abdeckung offener Lagerbehälter für Schweinegülle sind mit ca. 500 t CO₂-Äquivalenten/Jahr als marginal zu betrachten, weil hierdurch nur eine Verringerung der NH₃-Emissionen erreicht werden kann. Ferner ist eine Umsetzbarkeit dieser Maßnahmen für bestehende Anlagen (technisch, rechtlich, administratorisch) als gering einzustufen. Ein verstärkter Fokus sollte auf der Weiterentwicklung alternativer THG-Minderungsverfahren für die Güllebehandlung/-lagerung gelegt werden, die auch Auswirkungen auf die deutlich stärkeren Treibhausgase wie Methan oder Lachgas versprechen

(z. B. das direkte Ansäuern mit Milchsäure oder die mikrobiologische Säureproduktion durch spezielle Mikroorganismenkulturen). Hierbei sollten aber auch Fragen der Materialbeständigkeit mit untersucht werden. Eine etablierte Alternative stellt die Biogastechnologie dar (siehe Ausführungen im Kapitel 3.2.2.1).

3.4.5 Abluftreinigungsanlagen in der Tierhaltung

Abluftreinigungsanlagen werden derzeit in Tierhaltungsanlagen zur Verminderung oder Vermeidung von durch Stäube, Ammoniak und Gerüche ausgehenden Belästigungen eingesetzt. Für den Abbau von Methan und Lachgas sind die gegenwärtig in der Tierhaltung etablierten Abluftreinigungsanlagen hingegen nicht geeignet. Dies liegt im Wesentlichen an der schlechten Wasserlöslichkeit beider Gase und den sehr kurzen Verweilzeiten der Abluft in den Abluftreinigungsanlagen aufgrund der vergleichsweise großen zu reinigenden Abluftvolumenströme (OSTERBURG et al. 2009; REBBE et al. 2008). Abluftbehandlungsanlagen können nur bei zwangsbelüfteten Ställen zur Anwendung kommen. Damit kommen sie vorrangig für den Einsatz in der Schweine- und Geflügelhaltung in Betracht, während sie für die Rinderhaltung – bei der i. d. R. offene Ställe eingesetzt werden – ungeeignet sind.

In der Praxis werden Abluftreinigungsanlagen bisher eingesetzt, wenn die Abstände der Stallanlagen zur nächsten Wohnbebauung oder zu empfindlichen Ökosystemen nicht ausreichend sind, um die aus dem immissionsschutzfachlichen Regelwerk (insbesondere TA Luft) resultierenden Anforderungen zu erfüllen. Der Einsatz von Abluftreinigungsanlagen gilt bisher allgemein nicht als Stand der Technik (u. a. HAHNE 2011), allerdings ist die Tendenz zum Einsatz von Abluftreinigungsanlagen in den letzten Jahren steigend. Laut einer Umfrage unter Anlagenherstellern wurden in den Jahren 1997 bis 2010 1.014 Abluftreinigungsanlagen errichtet, wobei 762 Anlagen auf die Schweine-, 170 Anlagen auf die Geflügelhaltung und 82 Anlagen auf sonstige Bereiche entfielen (HAHNE 2011). Die Zahl der Abluftreinigungsanlagen in der Schweinehaltung war zum Zeitpunkt der Umfrage mit 125 neuen Anlagen in 2010 nach wie vor hoch, während in der Geflügelhaltung mit 15 Anlagen pro Jahr der Anstieg moderat war (HAHNE 2011). Der Schwerpunkt des Einsatzes liegt dabei in den Regionen mit hohem Viehbesatz, während in Sachsen kaum Anlagen installiert wurden.

Im Merkblatt über die besten verfügbaren Techniken der Intensivhaltung von Geflügel und Schweinen (UBA 2003) sind Abluftreinigungsanlagen nicht als beste verfügbare Technik benannt. Aus der aktuellen Entwurfsfassung der Überarbeitung des Merkblattes (Europäische Kommission 2011) geht nicht hervor, ob Abluftreinigungsanlagen als beste verfügbare Technik aufgenommen werden. Seit Anfang des Jahres 2013 gelten mit der Einführung der sogenannten „Filter-Erlasse“ in Nordrhein-Westfalen und in Niedersachsen (MKULNV 2013; Niedersächsische Staatskanzlei 2013) Abluftreinigungsanlagen zur Minderung von Staub, Ammoniak und Gerüchen bei großen Anlagen zur Haltung von Schweinen als Stand der Technik, weil sie „seit Jahren erfolgreich betrieben“ werden und die Investitions- und Betriebskosten „wirtschaftlich vertretbar und verhältnismäßig“ sind (MKULNV 2013). Als Kriterien für die Einstufung als große Schweinehaltungsanlage gelten dabei folgende Tierplatzzahlen gemäß Anhang 1 der 4. Bundesimmissionsschutzverordnung (BImSchV 2013):

- Mastschweine (Schweine von 30 Kilogramm oder mehr Lebendgewicht) mit 2.000 oder mehr Mastschweineplätzen
- Sauen einschließlich dazugehöriger Ferkelaufzuchtplätze (Ferkel bis weniger als 30 Kilogramm Lebendgewicht) mit 750 oder mehr Sauenplätzen
- Ferkel für die getrennte Aufzucht (Ferkel von 10 Kilogramm bis weniger als 30 Kilogramm Lebendgewicht) mit 6.000 oder mehr Ferkelplätzen

Die Pflicht der Umsetzung der Erlasse gilt zuerst für Neu- und Änderungsgenehmigungen. Bei bestehenden Anlagen soll der Einbau einer Abluftreinigungsanlage grundsätzlich angeordnet werden, wenn die o. g. Schwellenwerte überschritten werden und eine zentrale Abluftabführung besteht (MKULNV 2013). Bei der Anordnung ist jedoch die Verhältnismäßigkeit zu berücksichtigen (MKULNV 2013). In Niedersachsen sollen Bestandsanlagen mit einer Abluftreinigungsanlage ausgerüstet werden, wenn immissionsschutzfachliche Beurteilungsmaßstäbe bezüglich Geruch oder Ammoniak überschritten werden. In Niedersachsen soll die Prüfung grundsätzlich auch bei kleineren Anlagen erfolgen.

Im Erlass aus Nordrhein-Westfalen ist eine Wirksamkeit der Ammoniak-Abscheidung von mindestens 70 % gefordert. Mittlerweile existieren 11 Anlagen mit DLG-Eignungsprüfung für die Schweinehaltung, die dieses Kriterium erfüllen. Die Abscheideleistungen liegen gemäß den vorliegenden Prüfberichten i. d. R. sogar bei über 80 % (DLG 2007-2012).

Im Bereich der Geflügelhaltung ist derzeit nur eine zertifizierte Abluftreinigungsanlage für die Geflügelkurzmast zur Minderung von Staub- und Ammoniakemissionen verfügbar (MKULNV 2013; Niedersächsische Staatskanzlei 2013). Schwierigkeiten bestehen in den jahres- und tageszeitlichen Schwankungen wesentlicher Betriebsgrößen, wie Volumenströme, Emissionsfrachten (Staub und Ammoniak) und Temperaturen, weiterhin in der Gefahr der Verstopfung der Filterpakete durch Staub oder Federn. Es ist allerdings davon auszugehen, dass sich der Stand der Technik auch bei diesen Anlagen kurz- oder mittelfristig deutlich verbessern wird (MKULNV 2013) und geeignete Anlagen verfügbar sein werden.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

Gemäß den o. g. Ausführungen wäre aus gegenwärtiger Sicht eine Installation von Abluftreinigungsanlagen für größere Anlagen zur Schweinehaltung zur Minderung von Ammoniakemissionen denkbar. Für die Minderung von Methan und Lachgas sind jedoch keine geeigneten (und wirtschaftlich sinnvollen) Verfahren verfügbar. Als Anlagentechnik sind Biofilter, biologische und chemische Wäscher verfügbar. Mit Biofiltern ist keine dauerhafte Ammoniakabscheidung möglich, sodass sie bzgl. der möglichen Reduzierung von Klimagasemissionen keine Rolle spielen.

Mit Bezug auf die Landwirtschaftszählung 2010 (SCHWEDE 2013) lässt sich abschätzen, dass im Bezugsjahr 2010 in Sachsen ca. 70 % der Schweine in Schweinehaltungsanlagen gehalten wurden, die den oben genannten Kriterien für „große“ Anlagen entsprechen. Das spezifische THG-Minderungspotenzial wird im Folgenden am Beispiel der Mastschweinehaltung abgeschätzt.

Bei der für die Abluftreinigung geforderten Ammoniakabscheidung von 70 % liegt die erreichte Emissionsminderung bei $1,55 \text{ kg}_{\text{NH}_3\text{-N}}/(\text{Tierplatz}^*a)$ bzw. bei $7,52 \text{ kg CO}_2\text{-Äquivalent}/(\text{Tierplatz}^*a)$. Der abgeschiedene NH_3 -Stickstoff kann zur Düngung eingesetzt werden, wodurch sich zusätzlich zu berücksichtigende vermiedene Emissionen aus dem verringerten Mineraldüngereinsatz ergeben. In Summe wird eine Minderung von ca. $15 \text{ CO}_2\text{-Äquivalent}/(\text{Tierplatz}^*a)$ erreicht. Bei einer 90%-igen Ammoniakabscheidung erhöht sich die Minderung auf ca. $20 \text{ kg CO}_2\text{-Äquivalent}/(\text{Tierplatz}^*a)$.

Dem Minderungspotenzial sind die für den Betrieb der Abluftreinigung zusätzlich anfallenden Sekundäremissionen aus der Stromerzeugung gegenüberzustellen. Zusätzlicher Stromverbrauch entsteht zum einen durch den zusätzlichen Druckverlust der Lüftung durch die Durchströmung der Abluftreinigungsanlage, zum anderen vor allem durch den Betrieb von Pumpen für die Wäscher. Die derzeit verfügbaren Angaben zum zusätzlichen Stromverbrauch weisen eine große Streubreite auf. Die Angaben variieren dabei je nach eingesetzter Reinigungstechnologie und den Bedingungen der jeweiligen Referenzanlage. Inwieweit die an Referenzanlagen ermittelten Verbräuche auf andere Situationen übertragen werden können, muss fallkonkret beurteilt werden. Weiterhin ist bei der Bewertung der derzeit verfügbaren Angaben anzumerken, dass nicht immer ersichtlich ist, nach welchem Ansatz die Umrechnung von den im Messzeitraum erfassten Verbrauchswerten auf den angegebenen Jahresverbrauchswert erfolgte. Für die Abschätzung werden folgende Ansätze gewählt:

■ Zusätzlicher Stromverbrauch Lüftung

Die in den bereits oben aufgeführten DLG-Prüfberichten genannten Stromverbräuche für die Lüftung (Stallluft und Abluftreinigungsanlage) liegen bei ca. 30 bis 80 kWh/(Tierplatz*a) bei der Schweinemast. Geht man davon aus, dass hiervon etwa 50 bis 70 % auf den zusätzlichen Energiebedarf der Abluftreinigung entfallen, ergibt sich ein Mehrverbrauch von 15 bis 60 kWh/(Tierplatz*a).

■ Sonstiger zusätzlicher Stromverbrauch (insbesondere Pumpen)

Für den sonstigen Energieverbrauch (insbesondere Pumpen) liegt die in DLG (2007-2012) angegebene Spanne etwa bei 15 bis 60 kWh/(Tierplatz*a).

Insgesamt ergibt sich für den zusätzlichen Stromverbrauch aus den gegenwärtigen Daten ein vergleichsweise großer Wertebereich von etwa 30 bis 120 kWh/(Tierplatz*a). In JOHANN & HAHNE (2010) werden für 6 der in der Schweinemast einsetzbaren DLG-geprüften Anlagen explizit Angaben bezogen auf den Jahresstromverbrauch benannt. Die Werte liegen im Bereich von 15 bis 76 kWh/(Tierplatz*a). Aus den Darstellungen in KTBL (2006c) lässt sich ein Wertebereich von etwa 28 bis 60 kWh/(Tierplatz*a) je nach Anlagenart und -größe ableiten, welcher in der gleichen Größenordnung liegt. Diese Werte gehen dabei davon aus, dass die durchschnittliche Jahresluftfrate bei 48 % der maximalen Auslegungsluftfrate liegt. Für die Abschätzungen wird ein Wertebereich von 28 bis 60 kWh/(Tierplatz*a) angesetzt. Die aus dem Stromverbrauch resultierenden Treibhausgasemissionen werden durch Verrechnung mit dem Emissionsfaktor des deutschen Kraftwerks-

parks für 2010 (UBA 2013b) ermittelt. Mit dem genannten Stromverbrauch ergibt sich eine zusätzliche THG-Emission (CO₂-Äquivalente) von etwa 16 bis 34 kg CO₂-Äquivalent/(Tierplatz*a).

Bezüglich der Ammoniakabscheidung wird ein Wirkungsgrad von 70 % entsprechend der DLG-Prüfkriterien unterstellt. Bei einer besseren Abscheidung, die unter Referenzbedingungen für viele Anlagen belegt ist, würden sich die unten stehenden Abschätzungen bezüglich des Klimaeffekts verbessern. Die Berechnung des spezifischen THG-Minderungspotenzials der Abluftreinigung ist in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 231: Abschätzung des spezifischen THG-Minderungspotenzials durch Installation und Betrieb von Abluftreinigungsanlagen an großen Schweinehaltungsanlagen, Beispiel Mastschweine

	Mastschweine		Bemerkung
Emissionen NH ₃ -N ohne Minderung in kg _{NH₃-N} /(Tierplatz*a)		2,21	Emissionsfaktor Mastschweine nach HAENEL et al. 2012
Minderungspotenzial NH ₃ -N in kg NH ₃ -N/(Tierplatz*a)		-1,55	Ansatz: 70 % NH ₃ -Minderung
Minderungspotenzial (CO ₂ e) in kg CO ₂ e/(Tierplatz*a)		-7,52	
Vermiedene Emission (CO ₂ e) durch den Einsatz des abgeschiedenen NH ₃ -N zur Düngung in kg CO ₂ e/(Tierplatz*a)		-7,72	Emissionsfaktor von 5 kg CO ₂ e/ kg N (siehe Kap. 1.4.1)
Summe Minderungspotenzial in kg CO ₂ e/(Tierplatz*a)		-15,24	
zusätzlicher Stromverbrauch der Abluftreinigung in kWh/(Tierplatz*a)	28	60	
Emissionen (CO ₂ -Äquivalente) aus zusätzlichem Stromeinsatz in kg _{CO₂-Äq.} /(Tierplatz*a)	+15,7	+33,6	
„Netto“-Minderungspotenzial [CO₂e in kg CO₂e/(Tierplatz*a)]	+0,4	+18	

Fazit

Abluftreinigungsanlagen werden derzeit zur Verminderung oder Vermeidung von durch Stäube, Ammoniak und Gerüche ausgehenden Belästigungen eingesetzt. Die dargestellte Abschätzung zeigt, dass hiermit nicht unbedingt ein positiver Effekt hinsichtlich der Klimagasemissionen verbunden ist. Je nach unterstelltem Stromverbrauch der eingesetzten Anlagentechnik zeigt sich ein klimaneutraler bis klimaneutraler Effekt. Bei einer dauerhaften Ammoniakabscheidung von über 70 % und sehr niedrigem Stromverbrauch könnte ein positiver Effekt zu verzeichnen sein. Wie groß der Effekt tatsächlich ist, muss dabei fallkonkret beurteilt werden.

Weitere Aspekte wie THG-Emissionen aus der Herstellung der Abluftreinigungsanlage und aus dem Bezug der erforderlichen Schwefel- oder Salzsäure sind in der Bilanz nicht enthalten, allerdings würde die Einbeziehung weiterer Faktoren die grundsätzliche Einschätzung nicht verändern. Die Maßnahme Abluftreinigung wird daher im Weiteren nicht betrachtet. Durch eine durch die weitere technische Entwicklung der Abluftreinigung zu erwartende Senkung des spezifischen Strombedarfs der Abluftreinigung, verbunden mit der durch die Energiewende zu erwartenden Absenkung der spezifischen CO₂-Emissionen aus der Stromerzeugung ist langfristig mindestens eine CO₂-Neutralität, ggf. auch eine positive Wirkung, zu erwarten. Eine fachliche Untersetzung der hier dargestellten Zusammenhänge wird durch das laufende FuE-Forschungsvorhaben „Maßnahmen und Potenziale zur Erhöhung der Energieeffizienz bei Tierhaltungsanlagen mit Abluftreinigung“ erwartet, welches derzeit im Auftrag des LfULG bearbeitet wird.

3.5 Sonstige

3.5.1 Bewirtschaftungsverfahren Ökolandbau

Bewertung des derzeitigen Ökolandbaus vor dem Hintergrund des Klimawandels

Der Ist-Stand der derzeitigen Klimaschutzleistungen aus der ökologischen Landwirtschaft wurde im Teil 2 berechnet. Insgesamt wurden 2010 3,4 % der sächsischen Anbaufläche ökologisch bewirtschaftet. Die Pflanzenproduktion zeigt derzeit eine flächenbezogene THG-Minderung von ~ **20 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** gegenüber konventioneller Nutzung. Der produktbezogen berechnete Vorteil fällt geringer aus. Für die Tierhaltung konnten in einer ersten Abschätzung keine systembedingten Vorteile berechnet werden. Die Kalkulationen zeigen zwar eine tierbezogene THG-Minderung für Rinder und Milchvieh, produktbezogen werden aber für keine der untersuchten Tierarten (Rind, Schwein, Geflügel, Milch) Vorteile ausgewiesen. Klimaschutzleistungen scheinen somit nicht dem Ökolandbau systemimmanent zu sein, sondern werden durch eine effiziente, klimaschonend ausgerichtete Betriebsführung beeinflusst. Der aktuellen Klimaschutzleistung durch den ökologischen Landbau kommt in Sachsen sowohl aufgrund der geringen Anbaufläche als auch aufgrund des derzeit als gering eingestuften THG-Minderungspotenzials eine untergeordnete Bedeutung zu. Die Bewertung von Klimaschutzleistungen ganzer Betriebssysteme wie dem ökologischen Landbau ist jedoch komplex und derzeit auch wissenschaftlich nur teilweise untersucht.

Im Hinblick auf eine Erschließung zusätzlicher Klimaschutzleistungen bis zum Jahr 2020 sollen folgende Ansätze näher untersucht werden:

- Ausbaupotenziale des ökologischen Landbaus in Sachsen
- Optimierungspotenziale des ökologischen Ackerbaus/Anpassung an den Klimawandel
- Optimierungspotenziale der ökologischen Tierhaltung
- Minderungspotenziale aus dem direkten Energieeinsatz
- Potenziale durch C-Sequestrierung im Ökolandbau
- weiterer Forschungsbedarf

Die genannten Aspekte werden nachfolgend vertieft.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Sachsen

Ausdehnung des ökologischen Landbaus: Es gibt derzeit keine definierte quantitative politische Zielvorgabe zur künftigen Ausdehnung des ökologischen Landbaus in Sachsen. Dennoch besteht das Ziel eines weiteren Ausbaus bis zum Jahr 2020. Die bisherige Entwicklung zeigt, dass jährlich zwischen 1.200 und 1.500 ha an Flächenzunahme realisiert werden. In Abstimmung mit dem LfULG soll diese Entwicklung zur Ableitung eines Zukunftsszenarios bis zum Jahr 2020 fortgeschrieben werden. Als konservativ berechnetes Realszenario werden 1.200 ha/Jahr Zunahme unterstellt. Weiter wird zur Abschätzung eines Maximal-Szenarios eine Umstellung auf 10 % der Ackerfläche Sachsens berechnet. Dabei wird unterstellt, dass die Gesamt-Anbaufläche Sachsens bis 2020 konstant bleibt. Auf dieser Grundlage würden sich folgende Flächenszenarien ergeben:

Tabelle 232: Flächenszenarien für den Ökolandbau

Anbauflächen	Status quo	Real-Szenario	Maximal-Szenario
Jahr	2010	2020	2020
Szenario	[ha]	plus 1.200 ha/a*10 Jahre	plus 10 % der AF
Anbaufläche gesamt	911.843	911.843	911.843
Anbaufläche ökologisch gesamt	31.223	43.223	91.184
davon Ackerbau ökologisch	18.236	25.245	53.257
davon Grünland ökologisch	12.987	17.978	37.928
% der ökologischen Anbaufläche an Gesamt AF	3,4 %	4,7 %	10 %

Quelle: eigene Darstellung

Im Realszenario kann bis zum Jahr 2020 mit einer Zunahme des Ökolandbaus um 38 % auf 43.223 ha gerechnet werden. Der Anteil Ökolandbau an der Gesamt-Anbaufläche beträgt dann 4,7 % im Jahr 2020. Im Maximal-Szenario werden im Jahr 91.184 ha bzw. 10 % der Gesamt-Anbaufläche ökologisch bewirtschaftet. Die Verteilung von Acker- und Grünland wird in allen Szenarien mit 58 % Ackeranteil als konstant unterstellt.

Hinsichtlich der ökologischen Viehhaltung werden laut SCHIRRMACHER et al. (2012) sowohl im Bereich der Milcherzeugung als auch auf dem Schlachttiermarkt noch deutliche Wachstumspotenziale gesehen. Weiter halten Ökobetriebe, insbesondere in der Schweineproduktion, deutlich geringere Viehzahlen je ha als in der konventionellen Erzeugung. Die Mutterkuhhaltung wird von Ökobetrieben in größerem Umfang betrieben als in konventionellen Betrieben. Schafe, Schweine und Geflügel haben derzeit auf Ökobetrieben nur eine geringe Bedeutung.

Optimierung des ökologischen Ackerbaus: Anders als im konventionellen Ackerbau wird im Ökolandbau kein mineralischer Stickstoff eingesetzt. Die N-Zufuhr aus Leguminosen sowie Wirtschaftsdüngern ist klar geregelt (allerdings mit Spielräumen zwischen den Zertifizierungsgesellschaften). Dadurch entstehen die THG-Emissionen aus der N-Zufuhr höchstens durch ackerbauliche Maßnahmen (z. B. Treibstoffeinsatz für Leguminosenanbau sowie biotische und abiotische Effekte des Leguminosenanbaus, nicht aber durch die Vorketten der Mineraldüngererzeugung und die energieaufwändige Herstellung von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln. HÜLSBERGEN & SCHMID (2013) geben für Ökobetriebe rund 50 % geringere flächenbezogene Energieverbräuche und Emissionen an. Weil jedoch der Flächenertrag gegenüber konventioneller Nutzung je nach Kultur zwischen 30 und 50 % niedriger ist (KOLBE 2009), kehrt sich die produktbezogene THG-Bilanz leicht ins Negative. Eine erfolgreiche Stickstoffwirtschaft zur Sicherung stabiler und standortangepasster Hektarerträge ist somit im ökologischen Ackerbau entscheidend zur Begrenzung von THG-Emissionen. Folgende Potenziale zur Optimierung des ökologischen Ackerbaus können genutzt werden:

- Beim Anbau von Klee gras oder Futterleguminosen verbleiben vergleichsweise große Stickstoffmengen in den Ernterückständen und können zur direkten und indirekten Lachgasbildung beitragen (PAUL et al. 2010). Emissionsminderung kann erzielt werden, indem die Phase der N-Freisetzung nach Einarbeitung der Leguminosen dicht am Zeitpunkt der gesteigerten N-Aufnahme durch den Pflanzenbestand zu wählen ist. Daher sollte auf einen Umbruch mit Mulchen im Herbst zugunsten eines Umbruchs im Frühjahr verzichtet werden (FUß et al. 2013).
- Nutzung technischer Optimierungspotenziale durch Einsatz moderner, treibstoffsparender Maschinen. Die Grenzen für den Ökolandbau sind hier aber sicherlich unterschiedlicher als im konventionellen Anbau zu bewerten.
- Aufbau geschlossener Nährstoffkreisläufe durch enge Verschränkung von pflanzlicher und tierischer Produktion und effizienten Wirtschaftsdüngereinsatz. Gemischtbetriebe oder gut organisierte überbetriebliche Kreislaufwirtschaft sind hier vorteilig.
- Die Vergärung von Energiepflanzen wie Klee gras oder Leguminosen in Biogasanlagen kann die Lachgasemissionen, die beim Mulchen der Leguminosen entstehen, deutlich vermindern (GRAß 2008).

In folgenden Bereichen sind allerdings auch Zielkonflikte zwischen Ökolandbau und Klimaschutz vorhanden:

- Die mit dem Ökolandbau eng verbundene Weidehaltung vermindert die Freisetzung von THG-Emissionen nicht.
- Pflugloser Ackerbau ist energieeffizient, passt aber i. d. R. nicht auf Ökobetriebe, weil bei Wirtschaftsdüngeranfall und Verzicht auf Pestizide der Pflugeinsatz vorteilhaft ist.

Anpassung des Ökolandbaus an den Klimawandel: Durch den Klimawandel (geringere Niederschläge, Vorsommertrockenheit, Dürreperioden und milde Winter) werden auch an den Ökolandbau zunehmend neue Herausforderungen zur Vermeidung von Ertragsdepressionen gestellt und zwar gerade für Ökobetriebe, die überwiegend auf Sandböden wirtschaften. Im Schnitt verfügen sächsische Öko-Betriebe über eine um 8 Punkte niedrigere Ertragsmesszahl und bewirtschaften somit Standorte mit geringerer Bodengüte als konventionelle Betriebe (SCHIRRMACHER et al. 2012). Sie arbeiten vermehrt auf leichten Böden und werden somit durch eine zunehmende Frühsommertrockenheit stärker betroffen sein (STICHEL & REDELBERGER 2010). Durch den Klimawandel ist zudem mit einer abnehmenden Stickstoffversorgung und zunehmenden Nitratauswaschung zu rechnen.

Die folgenden Anbaumaßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel werden derzeit diskutiert und untersucht (BLOCH & BACHINGER 2012a/b):

- Entwicklung bodenschonender und wassereffizienter Anbauverfahren (Erosions- und Verdunstungsschutz, Verbesserung von Infiltration und Durchwurzelung)
- Optimierung des Leguminosen- und Zwischenfruchtanbaus zur Reduzierung von N-Verlusten im Winter
- Anpassung durch veränderte Fruchtfolgen und Aussaattermine
- Integration neuer Fruchtarten
- Wirtschaftsdüngermanagement

Entwicklung wassersparender Anbauverfahren: Die reduzierte Bodenbearbeitung gilt in Verbindung mit Mulchsaat und Zwischenfruchtanbau als geeignete Anpassungsstrategie an die Auswirkungen des Klimawandels. Im Ökolandbau stellt jedoch die wendende Bodenbearbeitung die effektivste mechanische Unkrautbekämpfungsmaßnahme dar. Sie erhöht zudem durch die Bodenlockerung die mikrobielle N-Mineralisation und damit die Ertragsleistung. Der Einsatz der konservierenden Bodenbearbeitung stellt daher im Ökolandbau eine besondere Herausforderung dar. Die Weiterentwicklung innovativer Bodenbearbeitungstechniken in Kombination mit Maßnahmen der Fruchtfolgegestaltung erscheint daher erforderlich und stellt derzeit einen Forschungsgegenstand dar (BLOCH & BACHINGER 2010).

Zwischenfruchtanbau: Der wassereffizienten Etablierung von Zwischenfrüchten wird eine größere Bedeutung zukommen, um den erosiven sommerlichen Starkniederschlagsereignissen zu begegnen. Mit Hilfe schnellwachsender Zwischenfrüchte wird die Wasserinfiltration gefördert und Humusaufbau betrieben. Die Wassereffizienz kann zudem durch eine zügige Aussaat schon mit der Stoppelbearbeitung unterstützt werden (Zwischenfruchtstoppelsaat). Durch die Wahl von Sortenmischungen können die Aufwuchsleistungen weiter stabilisiert werden.

Ackerfutterbau: Zur Sicherung der Ackerfuttererträge wurde für Grünroggen, gefolgt von Mais festgestellt, das sich durch eine Diversifizierung der Aussaattermine eine Risikosteuerung und somit Reduzierung von Futterverlusten erreichen lässt. In Versuchen auf Standorten in Brandenburg konnte nachgewiesen werden, dass durch eine späte Ernte des Grünroggens und späte Saat von Mais der Frühjahrstrockenheit ausgewichen und so höhere Erträge erzielt werden konnten (Versuchsjahre 2010 und 2011) (BLOCH & BACHINGER 2012b).

Roggen- und Erbsenanbau: Auch für den Roggen- und Wintererbsenanbau werden erste Erfahrungen zur Anpassung an den Klimawandel gemacht. So zeigen Versuche, dass in Jahren mit nassen Sommern im Juni/Juli der Sommerroggenanbau dem Winterroggenanbau ertragsmäßig und qualitativ überlegen war. Für den Wintererbsenanbau wird erwartet, dass sich die Anbaubedingungen durch milde Winter tendenziell verbessern. Die Wintererbse kann die Winterfeuchte nutzen und gleichzeitig zur Minderung der Nährstoffauswaschung beitragen. Auch als Gemeengepartner mit Grünroggen ist sie im Hinblick auf die N-Fixierung und ihr Potenzial zur Unkrautunterdrückung interessant.

Neue Kulturen: Die Integration neuer Kulturen kann zusätzliche Potenziale erschließen. So bietet sich zur Sicherung der Eiweißversorgung künftig der Anbau von Soja oder der verstärkte Einsatz der wärmeliebenden weißen Lupine anstatt der Gelben und Blauen Lupine an (BLOCH & BACHINGER 2012b).

Wirtschaftsdüngermanagement: Im ökologischen Landbau kommt der Düngung mit Wirtschaftsdüngern und Gründüngern eine herausragende Stellung zu. Hohe N₂O-Emissionen treten jeweils in Zeitperioden nach Ausbringung organischer Düngemittel, nach Umbruch von Leguminosengrasbeständen sowie allgemein nach Niederschlagsereignissen auf. Auch für den ökologischen Landbau konnte nachgewiesen werden, dass eine direkte Einarbeitung der Düngemittel bzw. der Pflanzenbestände in den Boden die NH₃-N-Emissionen weitgehend senken können. Die N₂O-Emissionen bleiben auf gleichem Niveau wie ohne direkte Einarbeitung (BECKMANN et al. 2002).

Optimierung der ökologischen Tierhaltung:

- Die Erhöhung der tierischen Leistungen, eine effiziente Futtermittelverwertung sowie eine Verlängerung der Lebens- und Nutzungsdauer tragen zur Reduzierung der produktbezogenen THG(Treibhausgas)-Emissionen bei. Die Erhöhung der Leistung extensiver, d. h. für die ökologische Tierhaltung geeigneter Milchvieh- und Rinderrassen sollte durch züchterische Maßnahmen unterstützt werden.
- Eine weitere Option besteht im Umbau der Rinderherden, wobei Mutterkühe als „Landschaftspfleger“ durch Nachzuchtfärsen der Milchviehherde ersetzt werden können. Nachzucht für die Rindermast könnte mit Hilfe von Kreuzungen durch die Milchviehherde und durch Färsen-Vornutzung erzeugt werden (BMELV 2013).
- Ein Potenzial wird auch in der Verbesserung der Tiergesundheit und der Verringerung von Tierverlusten gesehen, was sich mit den Ansprüchen der ökologischen Erzeugung gut vereinbaren lässt. Ansätze zur THG-Minderung durch die Reduzierung der Aufzucht-dauer von Jungrindern erscheinen dagegen wenig systemkonform.
- Veränderte Zusammensetzungen der Futtermittel (weniger CH₄ fördernde Rohfaser, mehr CH₄ hemmende Fette) und die Verwendung von Futterzusatzstoffen könnten die CH₄-Emissionen aus dem Verdauungstrakt der Rinder und Schafe in begrenztem Umfang weiter reduzieren, u. a. durch erhöhte Kraftfuttermengen. Eine solche Rationsveränderung widerspricht jedoch im Grundsatz einer wiederkäuergerechten Tierernährung. Die Wirksamkeit und Kontrollierbarkeit wird für die konventionelle Nutzung als noch unsicher angegeben. Der Einsatz mancher dieser Futterzusatzstoffe und Maßnahmen widerspricht zudem den Idealen und der Systemlogik des ökologischen Landbaus (HÖRTENHUBER & ZOLLITSCH 2008).
- Besonders bedeutsam für ein geringeres Ausmaß an enterogener Fermentation ist das Erzielen einer guten Grundfutterqualität mittels einer an die Standortbedingungen angepassten Bewirtschaftungsintensität. Gerade in diesem entscheidenden Aspekt kann die ökologische Landwirtschaft aber unter Umständen Nachteile gegenüber intensiveren Produktionssystemen haben, wenn nämlich Grundfuttermittel aus extensiver Erzeugung eine geringere ernährungsphysiologische Qualität aufweisen (HÖRTENHUBER & ZOLLITSCH 2008). Infolgedessen steht eine geringere Produktionsleistung des Systems, zum Beispiel weniger Kilogramm Milch, einem höheren Anfall an Methan gegenüber. Dadurch werden die geringeren N₂O- und CO₂ -Emissionen der ökologischen Wirtschaftsweise zunichte gemacht (HAAS et al. 2001).
- Weiter wird für Rinder und Schafe derzeit an Methoden zur Immunisierung gegen bestimmte, den Pansen besiedelnde Mikroben gearbeitet. Die Wirkungssicherheit und Kontrollierbarkeit dieser Optionen ist aber begrenzt. Direkt auf die verdauungsbedingten Emissionen wirkende Maßnahmen stehen somit derzeit nicht zur Verfügung oder sind aus Gründen des Tierschutzes abzulehnen (BMELV 2013).

Weitere, teilweise auch auf die ökologische Tierhaltung übertragbare Optimierungsansätze sind im Kapitel 3.4 beschrieben.

Minderung direkter Emissionen aus dem Energieeinsatz: Eine weitere Minderung direkter Emissionen aus dem Energieeinsatz (Einsparungen fossiler Energieträger) wird durch effizientere Technologien, energiesparende Verfahren (z. B. reduzierte Bodenbearbeitung, Außenklimaställe) und Substitution durch erneuerbare Energien ermöglicht. Besonders im energieintensiven Gartenbau, der rund 1/3 der landwirtschaftlichen Heizenergie verbraucht, besteht ein erhebliches Potenzial zur Steigerung der Energieeffizienz (BMELV 2013). Hinsichtlich ihrer Energiebilanz besonders problematisch sind die im Ökolandbau ertragsschwachen Kulturen Kartoffeln, Obst und Wein.

Potenziale durch C-Sequestrierung: Neben dem Einsatz von fossiler Energie und den Lachgasemissionen hat die C-Sequestrierung (Humus- und Kohlenstoffanreicherung von Böden) den größten Einfluss auf die Treibhausgasbilanz im Pflanzenbau. Ergebnisse von HÜLSBERGEN & SCHMID (2013) zeigen, dass es durch die ökologische Wirtschaftsweise häufiger zu einem Aufbau des Humusvorrates zur C-Sequestrierung kommt, während bei konventioneller Wirtschaftsweise verstärkt Humus abgebaut wird. Nach Untersuchungen von HÜLSBERGEN (2008) können ökologische Marktfruchtbetriebe + 20 % und Milchviehbetriebe + 60 % höhere C-Sequestrierungsraten erbringen als konventionelle Vergleichsbetriebe (siehe Abbildung 103). Allerdings ist zu beachten, dass das Potenzial der C-Sequestrierung mengen- und zeitmäßig begrenzt ist. Im Ökolandbau können folgende Potenziale zur Optimierung der Kohlenstoffspeicherung in Böden genutzt werden:

- Anbau mehrjähriger Leguminosen, insbesondere Kleeegrasmangement
- Einsatz hochwertiger organischer Dünger, z. B. Stallmist und Kompost, mit hoher Humusersatzleistung
- Diversifizierung der Anbaustruktur und Fruchtfolge, u. a. bei hohen Getreide- und Hackfruchtanteilen (HÜLSBERGEN 2008; HÜLSBERGEN & KÜSTERMANN 2008, 2007; HÜLSBERGEN & SCHMID 2013).

Einzelbetrieblich kann die Situation jedoch, je nach Fruchtfolge und Verfahrensgestaltung, gänzlich anders sein, sodass letztlich betriebsbezogene Empfehlungen und Optimierungsstrategien notwendig sind (HÜLSBERGEN & KÜSTERMANN 2008; HÜLSBERGEN & SCHMID 2013).

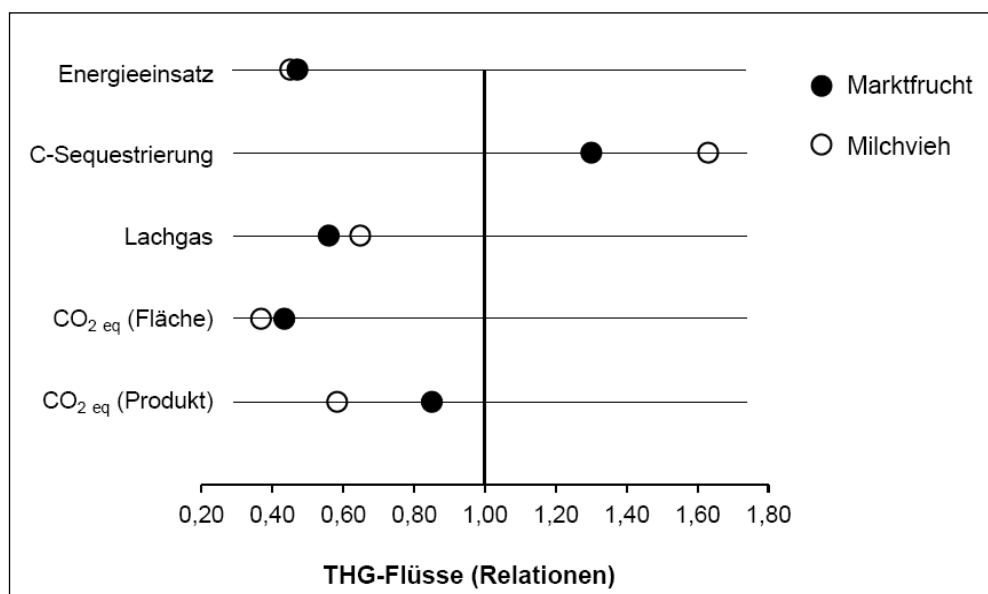


Abbildung 103: Treibhausgasbilanz, ökologisch : konventionell, differenziert nach THG-Flüssen und Betriebs-typen

Quelle: HÜLSBERGEN & SCHMID (2013)

Weiterer Forschungsbedarf zur Optimierung der THG-Effizienz von Ökobetrieben: Zum Abbau von Schwachstellen ist u. a. weiterer Forschungsbedarf erforderlich:

- züchterische Bearbeitung von Kulturpflanzen unter den Bedingungen des Bio-Landbaus zur Erbringung wesentlicher Produktivitätssteigerungen (BURGER et al. 2007; FINCK 2008)
- Maßnahmen zur Steigerung der Tierleistung (LEBZIEN et al. 2009; HANKE et al. 2011)
- Selektion in der Tierzucht unter Bio- und Low-Input-Bedingungen
- besseres Futter- und Exkrementen-Management
- Entwicklung betriebsbezogener Maßnahmen und Strategien zur Ausschöpfung der im Ökolandbau vorhandenen Potenziale zur C-Sequestrierung (HÜLSBERGEN & KÜSTERMANN 2008)

- Anpassung der Bodenbearbeitung und Fruchtfolgen an den Klimawandel (KÖPKE 2008)
- Verbesserung der Fruchtfolgen und Weiterentwicklung der Gerätetechnik in Richtung Minimalbodenbearbeitung für Acker- und Gemüsebau-Bio-Betriebe

Berechnung der potenziellen THG-Minderung durch Ausdehnung des ökologischen Landbaus

Die Berechnung der Minderungspotenziale durch den Ökologischen Landbau erfolgt auf Basis der in Tabelle 232 ausgeführten Szenarien zur Erweiterung der Anbauflächen bis 2010. Der Fokus wird auf den Ackerbau gelegt, weil für die Tierhaltung derzeit keine klaren Vorteile festgestellt werden und im Vorfeld dazu weiterer Untersuchungsbedarf erforderlich wäre. Die Minderungspotenziale werden flächenbezogen berechnet, wobei die im Referenzjahr 2010 festgestellten Anbauverhältnisse des sächsischen Ökolandbaus auch für die Szenarien zugrunde gelegt wurden.

Tabelle 233: THG-Minderungspotenziale durch Ausdehnung des Ökologischen Anbaus in den Szenarien für 2020

Parameter	Status quo	Real-Szenario	Maximal-Szenario
	2010	2020	2020
Ackerfläche Ökologisch [ha]	18.236	25.245	53.257
Jährliche Klimaschutzleistung [kt CO ₂ e/a]	20,1	27,8	58,7
Steigerung gegenüber 2010 [%]		38 %	192 %
dadurch Reduktion der Gesamtemissionen des sächsischen Ackerbaus um	0,7 %	1,0 %	2,2 %

Quelle: eigene Berechnungen

Im Ergebnis könnte die THG-Klimaschutzleistung bis 2020 je nach Szenario auf **28 bis 59 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** (flächenbezogen) ansteigen. Dies käme im besten Fall nahezu einer Verdreifachung gleich. Bezogen auf die derzeitigen Gesamtemissionen aus der sächsischen Landwirtschaft könnten die Emissionen bei 10 % ökologischer Anbaufläche aber dennoch nur um 2,2 % gesenkt werden. Dieser Wert könnte durch Realisierung der aufgeführten Optimierungspotenziale künftig ggf. weiter gesteigert werden.

Weitere Aspekte für die Beurteilung der Klimaschutzleistung/Maßnahmen

- **Kosten je vermiedener Tonne CO₂-Äquivalente:** Der ökologische Landbau nach EG-Bioverordnung wird derzeit in Sachsen ab dem dritten Jahr (nach der Umstellungsphase) mit 204 €/ha LF gefördert. Die Finanzierung ist im GAK-Rahmenplan zur Förderung einer Markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung geregelt und setzt sich aus Mitteln des Bundes und Mitteln des Freistaates Sachsen zusammen. Bei einer mittleren Klimaschutzleistung von 1,1 t CO₂-Äquivalent/ha*Jahr würde dies Vermeidungskosten von 185 €/t CO₂-Äquivalent entsprechen. Die Motivation landwirtschaftlicher Betriebe zur Umstellung auf ökologischen Landbau ist jedoch vorrangig auf die umweltschonende Erzeugung gesunder Lebensmittel insgesamt ausgerichtet. Der Aspekt Treibhausgasreduzierung ist dabei nicht ausschlaggebend. Daher sollten die Förderbeträge nicht als Kosten für die THG-Vermeidung betrachtet werden. Vielmehr kann die Klimaschutzleistung als möglicher positiver Zusatznutzen dieser Wirtschaftsweise verstanden werden. Ist es das Ziel, gezielt die Klimaschutzleistungen ökologischer Betriebe zu optimieren, so wäre in diesem Fall eine gezielte Förderung von klimaschonenden Optimierungsmaßnahmen für Ökobetriebe anzustreben.
- **Kontrollierbarkeit, Kontrollaufwand:** Sollen Produkte als Ökoprodukte anerkannt, vermarktet oder gefördert werden, so ist es notwendig, sich einer Kontrollstelle anzuschließen und zertifizieren zu lassen. Die EG-Verordnung Ökologischer Landbau (Verordnung [EG] Nr.834/2007) regelt die Anforderungen an den Ökologischen Landbau. Die einzelnen nationalen Anbauverbände gehen z. T. noch deutlich über die EG-Anforderungen hinaus. Somit besteht eine systemimmanente Kontrolle der Anbaubedingungen. Zum Beispiel werden von den Verbänden klare Regelungen und Mengengrenzungen zur Ausbringung organischer Dünger vorgegeben, die unterhalb den Vorgaben der Düngeverordnung liegen und damit auch aus Klimaschutzsicht bewertet werden könnten. Im Rahmen der jährlichen Betriebskontrollen könnten in der Zukunft Klimaschutzleistungen mit abgefragt werden. Die Bewertungsstandards hierfür gilt es zu entwickeln und den Aufwand abzuschätzen.

- **Eignung für Emissionshandel:** Aufgrund der derzeit noch sehr starken Streuung der Klimaschutzleistungen, die wenig Systematisierung zulassen und eine Bewertung von Einzelbetrieben erforderlich machen würde, scheint der Ökolandbau derzeit für den Emissionshandel nur bedingt interessant. Hier sind weitere Forschungsergebnisse abzuwarten.
- **Synergien/Dissynergien im Hinblick auf weitere ökologische Wirkungen und die Klimaanpassung der Landwirtschaft:** Der ökologische Landbau weist gegenüber konventionellen Anbausystemen eine Vielzahl positiver Umwelteffekte auf. Diese betreffen insbesondere eine höhere Biodiversität, die sich in einer höheren Pflanzenvielfalt, Anzahl Bodenlebewesen und Insekten sowie Vielfalt an Säugetieren und Vögeln ausdrückt. Auch der Beitrag zum Bodenschutz ist insbesondere durch die humusmehrende Humuswirtschaft, die damit einhergehende Steigerung der Bodenfruchtbarkeit und eine geringere Erosionsneigung günstiger als im konventionellen Anbau zu werten. Ein positiver Beitrag zum Oberflächen- und Grundwasserschutz besteht bei wasserschonend ausgerichtetem Leguminosenanbau insbesondere durch geringere Nitrat- und Pestizideinträge. Weiter trägt der Ökolandbau durch einen geringeren Nährstoffeinsatz zur Minderung des Ressourcen- und Energieverbrauchs bei. Auch das Tierwohl wird durch die Vorgaben der Ökologischen Tierhaltung gefördert (STOLZE et al. 2000; FLESSA et al. 2010; VON BUTTLAR et al. 2013).

Fazit

Von einer weiteren Ausdehnung der ökologischen Anbaufläche im Freistaat Sachsen wird ausgegangen. Je nach Ausdehnung kann die **THG-Klimaschutzleistung von 20 kt CO₂-Äquivalent im Jahr 2010 auf 28 bis 59 kt CO₂-Äquivalent/Jahr im Jahr 2020** flächenbezogen ansteigen. Dies entspricht einer Verdreifachung der THG-Leistungen aus dem Ökolandbau. Bezogen auf die Gesamtanbaufläche Sachsens könnte eine THG Minderung von 2,2 % erreicht werden. Zusätzlich zum Ist Stand könnten somit **weitere potenzielle Klimaschutzleistungen in Höhe von 8-39 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** bis zum Jahr 2020 realisiert werden. Produktbezogene Vorteile fallen meist geringer aus. Aufgrund der unsicheren Bewertungsgrundlage wurden für die Tierhaltung keine Szenarien berechnet. Es werden Vorschläge zu klimaschonenden Optimierung des Ökologischen Landbaus vorgestellt. Derzeit ist jedoch der Forschungsbedarf zur Bewertung der Klimaschutzleistung ökologischer Betriebe noch hoch. Es deutet sich aber für effizient wirtschaftende Betriebe mit guten Ertragsleistungen ein THG-Einsparpotenzial gegenüber konventionellen Betrieben an. Unsicherheiten bestehen derzeit auch bei der Bewertung der C-Sequestrierungsleistung von Ökobetrieben, die tendenziell positiv eingeschätzt wird, aber sehr große Schwankungen zwischen den Betrieben aufzeigt. Weiter wird auf die zeitliche Begrenzung dieses C-Speicherungsprozesses hingewiesen. Nicht berücksichtigt wurden Verdrängungseffekte, die aufgrund der teils deutlich niedrigeren Ertragsleistungen im Ökolandbau zu Emissionen an anderer Stelle führen können. Weil der ökologische Landbau gegenüber konventionellen Anbausystemen ein Vielzahl positiver Umwelteffekte aufweist (Biodiversität, Oberflächen- und Grundwasserschutz, Bodenschutz, Ressourcen- und Energieverbrauch, Tierwohl) sollte seine Förderung vorangetrieben und die Potenziale zur Optimierung der Klimaschutzleistungen weiter ausgebaut werden.

3.5.2 Stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe

Der Anbau nachwachsender Rohstoffe und die Verarbeitung in sächsischen Betrieben zu Produkten oder Rohstoffen für eine stoffliche Nutzung sind in Sachsen nur marginal ausgebildet. Standardisierte landwirtschaftliche Rohstoffe wie Getreide, Ölrüchte oder Faserpflanzen, die in Verarbeitungsstätten in anderen Bundes-(Ländern) über Zwischenhändler Verwendung finden, können auf Grund fehlender Daten nicht belastbar bilanziert werden. Die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR 2013c) weist für Deutschland im Jahr 2012 eine Flächennutzung von etwa 2,4 % des Ackerlandes aus, die Flächennutzung ist damit in den letzten Jahren weitgehend konstant. Wesentliche Rohstoffe sind landwirtschaftliche Standardprodukte wie Öl-, Zucker- und Stärkepflanzen, deren Anbau mit „klassischen“ Verwertungswegen (Nahrungsmittelproduktion, Tierfütterung, Biokraftstoffproduktion) in Konkurrenz steht. Die Verarbeitung dieser Rohstoffe liegt in der Regel nicht im Einflussbereich der landwirtschaftlichen Erzeugung. Der Anbau nachwachsender Rohstoffe für stoffliche Nutzungspfade ist somit überwiegend an den Rohstoffmarkt gekoppelt und hat damit nur indirekt Auswirkungen auf die Erzeugungsstrukturen (Preisentwicklung entsprechend Nachfrage). Dementsprechend ist die Abschätzung von Entwicklungspotenzialen industrieller Verwertungswege für die vorliegende Studie nicht zielführend, weil nicht davon auszugehen ist, dass kurz- und mittelfristig neue Erzeuger- und Verarbeitungskapazitäten für diese nachwachsenden Rohstoffe in Sachsen etabliert werden.

Eine vergleichende THG-Emissionsbewertung der stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe bzw. der alternativen Verwendung von Produkten auf Basis fossiler Rohstoffe lässt sich auf Grund der Komplexität der Zusammenhänge und fehlender wissenschaftlicher Untersuchungen zu diesem Themengebiet nicht durchführen. Die stoffliche Nutzung nach-

wachsender Rohstoffe wird allgemein vor dem Hintergrund einer zunehmenden Verknappung fossiler Rohstoffe als nachhaltige Nutzungsform diskutiert. Lebenszyklusbilanzen mit Bezug auf die THG-Emissionen alternativer Produktpfade fehlen jedoch in der wissenschaftlichen Betrachtung. Erste Ansätze entsprechender Lebenszyklusanalysen der stofflichen Nutzung von Biomasse wurden in einer Studie aufgezeigt, die durch das Umweltbundesamt (2014) veröffentlicht wurde. Entsprechende Ansätze sollten weiter verfolgt bzw. für die in Sachsen vorherrschenden Randbedingungen erweitert werden. Nach UBA (2014) zeichnet sich aus der ökobilanziellen Bewertung ab, dass „die stoffliche Nutzung von Biomasse gegenüber der energetischen mindestens ebenbürtig ist. Im Falle einer Kaskadennutzung des Rohstoffs (erst stofflich – so oft wie möglich – und am Ende energetisch) ist die stoffliche Nutzung der energetischen weit überlegen“.

Aus diesem Grund wird empfohlen, eine wissenschaftliche Bewertung wesentlicher Stoffstrompfade zur Nutzung nachwachsender Rohstoffe gegen „konventionelle“ Produktwege zu initiieren und hieraus eine Bewertung zur Vorteilhaftigkeit dieser Form der Biomassenutzung für sächsische Standortrandbedingungen abzuleiten und ggf. sinnvolle Stoffstrompfade mit Wertschöpfungspotenzialen in der Landwirtschaft bzw. landwirtschaftsnahen Wirtschaftsbereichen zu entwickeln. Diese könnten zur Diversifizierung der landwirtschaftlichen Produktion in Sachsen beitragen und (wenn möglich) dem Aufbau regionaler Stoffstromkreisläufe dienen.

Fazit

Auf Grund fehlender Berechnungsdaten lassen sich für Sachsen keine Entwicklungs- bzw. THG-Minderungspotenziale für eine stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe ausweisen. Eine Förderung entsprechender Nischenanwendungen im Bereich der Verarbeitung in Sachsen könnte aber positive Effekte auf die landwirtschaftliche Urproduktion generieren, wenn hierdurch eine Diversifizierung der Flächennutzung und Einkommensstruktur und ggf. zusätzliche Wertschöpfungsschritte in der Landwirtschaft erreicht werden könnten. Inwieweit sich hieraus auch THG-Minderungseffekte darstellen lassen, wäre in aufbauenden Studien detailliert zu untersuchen. Erste Hinweise auf eine Vorteilhaftigkeit stofflicher Nutzungspfade und insbesondere einer Kaskadennutzung (stofflich – energetisch) von Biomasse (auch im Hinblick auf Klimaschutzaspekte) werden anhand einer aktuellen Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes (2014) aufgezeigt und sollten weiter untersetzt werden. Sinnvolle Stoffstrompfade mit Wertschöpfungspotenzialen in der Landwirtschaft bzw. landwirtschaftsnahen Wirtschaftsbereichen sollten gezielt weiterentwickelt werden.

3.5.3 Konsum vor allem tierischer Lebensmittel

Status quo

Im Kapitel 2.5.3 konnten folgende Aussagen zum Ist-Stand des Konsums tierischer Lebensmittel und den damit verbundenen THG-Emissionen herausgearbeitet werden, die die Grundlage für die Entwicklung von Szenarien zur Änderung der Konsum- und Verzehrgeohnheiten bilden:

- Der Anteil verzehrter Mengen an Fleisch, Wurst und Eiern liegt deutlich über den von der Deutschen Gesellschaft für Ernährung e. V. benannten empfohlenen Werten. Der Verzehr von Gemüse liegt deutlich unter den empfohlenen Werten.
- Sachsen liegt in Bezug auf den Fleisch- und Wurstverzehr pro Einwohner über dem Bundesdurchschnitt.
- Mehr als 50 % der erwachsenen Bevölkerung ist übergewichtig.
- Die sächsische landwirtschaftliche Produktion von Fleisch und Eiern ist nicht ausreichend, um den hohen Bedarf der Bevölkerung zu decken. Insbesondere die Versorgung mit Schaf-, Ziegen- und Schweinefleisch erfolgt überwiegend durch Importe aus anderen (Bundes-)Ländern. Nur der Bedarf an Milch und Milchprodukten kann vollständig (bzw. mit leichtem Überschuss) aus einheimischer Produktion gedeckt werden.
- Die Bevölkerungszahlen entwickeln sich tendenziell nach unten. Für das Jahr 2020 wird eine Bevölkerungszahl zwischen 3,8 und 3,9 Mio. prognostiziert (StaLA SN 2010). Die entspräche in Bezug auf das Jahr 2010 einem Bevölkerungsrückgang von 6-8 % bis zum Jahr 2020.

Setzt man die im Kapitel 2.5.3 abschätzend ermittelten Emissionen ins Verhältnis zu den für Sachsen als IST-Stand 2010 abgeleiteten Bilanzahlen aus Kapitel 1, wird deutlich, dass die Erzeugung tierischer Lebensmittel (ohne industrielle Weiterverarbeitung und nachfolgenden Prozessschritte bis zum Verbraucher) **mit rund 68 % eine dominierende Position**

einnimmt. Bezieht man THG-Emissionen mit in die Betrachtungen ein, die durch einen höheren absoluten Bedarf der sächsischen Bevölkerung an tierischen Lebensmitteln gegenüber der sächsischen landwirtschaftlichen Produktion resultieren (Lebensmittelimporte mit „importierten“ THG-Emissionen), entspräche dieser Wert ca. 88 % der im Kapitel 1 bilanzierten THG-Emissionen der sächsischen Landwirtschaft.

Bewertung von Minderungspotenzialen durch Ernährungsumstellung

Die Erzeugung und der Verzehr tierischer Lebensmittel wie Fleisch, Wurst, Eier, Milch und Milchprodukte sind im Vergleich zu Lebensmitteln nicht tierischen Ursprungs mit folgenden Nachteilen verbunden:

- deutlich höherer produktspezifischer Flächenbedarf
- deutlich höhere produktspezifische THG-Emissionen

Tabelle 234 und Abbildung 104 stellen exemplarisch die Größenordnung des spezifischen Flächenbedarfs bzw. der spezifischen THG-Emissionen von pflanzlichen und tierischen Lebensmitteln gegenüber. Die angegebenen Zahlen widerspiegeln nicht zwingend die in vorliegender Studie verwendeten Bilanzgrenzen oder Berechnungsansätze, sondern verdeutlichen nur die oben genannten Zusammenhänge. Die Auswahl der Literaturquellen dient nur der Illustration der genannten Fakten. Eine Konsistenz der Daten untereinander wurde nicht geprüft bzw. ist nicht zwingend gegeben.

Tabelle 234: Flächenbedarf verschiedener Lebensmittel (Auswahl unterschiedlicher Datenquellen)

Flächenbedarf (m ² LN/kg) Produkt	nach Destatis (2013a)	nach WORTOWITZ (2007)	nach WILLIAMS et al. (2006)
Rindfleisch	33,1	13,6	7,9
Schweinefleisch	9,1	7,1	7,4
Geflügelfleisch	5,8	4,5	6,4
Eier	3,8	4,8	6,7
Milch	1,4	1,6	1,0
Kartoffeln	0,3	-	0,3
Brot	1,9	-	-
Brotweizen	-	-	1,5

Quelle: Destatis (2013a); WORTOWITZ (2007); WILLIAMS et al. (2006)

Destatis (2013a) stellt die Verhältnisse des Flächenbedarfs einer Ernährung mit tierischen Lebensmitteln bzw. einer rein veganen Ernährung plakativ wie folgt dar:

Würde eine Frau den notwendigen Kalorienbedarf (ca. 2.300 kcal/Tag) ausschließlich durch den Verzehr von Schweinefleisch (Flächenbedarf ca. 4 m²/1.000 kcal) decken, würde hierfür eine landwirtschaftliche Nutzfläche von ca. 3.000 m² benötigt. Die theoretische Bedarfsdeckung ausschließlich über Kartoffeln (Flächenbedarf ca. 0,3 m²/1.000 kcal) würde mit nur ca. 220 m² weniger als 1/10 der Fläche beanspruchen. Die genannten Zahlen sind aus ernährungsphysiologischer Sicht keine realen Optionen, verdeutlichen jedoch die Verhältnisse des Flächenbedarfs tierischer und pflanzlicher Lebensmittel.

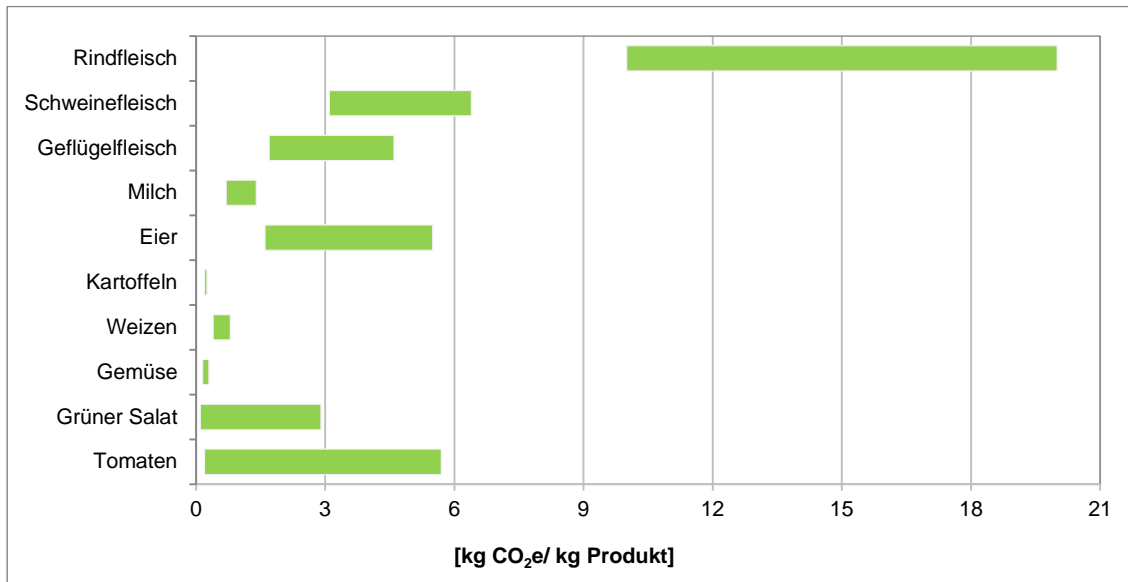


Abbildung 104: Schwankungsbereich publizierter THG-Emissionsfaktoren tierischer und pflanzlicher Lebensmittel (konventionelle Landwirtschaft)

Quelle: eigene Grafik auf Basis der Daten von ALIG et al. (2012); BERNERS-LEE et al. (2012); FRITSCH & EBERLE (2007); GRÜNBERG et al. (2010); HAMMERSCHLAG (2011); HIRSCHFELD et al. (2008); HÖRTENHUBER et al. (2010); REINHARDT et al. (2009); WILLIAMS et al. (2006); WOITOWITZ (2007)

Einen deutlichen Einfluss auf die THG-Bilanz von Gemüse hat die Anbaumethode (siehe auch Abbildung 104). So weist z. B. HOFFMANN (2002) Wertebereiche der THG-Emissionen für verschiedene Anbauformen von Tomaten nach unterschiedlichen Autoren aus. Demnach liegen die produktspezifischen THG-Emissionen für konventionelle Erzeugung zwischen 86 (Freilandanbau) und 9.305 g CO₂-Äquivalenten/kg (beheizter Folientunnel) (HOFMANN 2002). Der Anbau im Treibhaus bzw. erdlos auf Steinwolle, Torf o. ä. wird mit 1.567 bzw. 2.334 g CO₂-Äquivalenten/kg angegeben (ebd.). Diese Spanne verdeutlicht das THG-Minderungspotenzial beim Konsum von Obst und Gemüse, wenn dieses (möglichst regional) aus Freilandanbau bezogen wird.

Bezieht man in die Betrachtungen zusätzlich die industrielle Verarbeitung, Transporte und (Kühl)-Lagerung mit ein, zeigt sich, dass insbesondere Tiefkühlprodukte bzw. stark verarbeitete Produkte eine deutlich verschlechterte THG-Bilanz aufweisen. Beispielhaft sind in Tabelle 235 die aus der Datenbank GEMIS entnommenen Werte für verschiedene Lebensmittel aufgeführt. Die Werte beziehen sich auf das Gewicht des Endproduktes beim Einkauf im Handel und können somit nicht mit den Werten in Tabelle 153 verglichen werden, weil sich diese Werte beim Fleisch auf das Schlachtgewicht und bei anderen Werten auf die unverarbeiteten landwirtschaftlichen Produkte (Milch, Eier) quasi „ab Hof“ beziehen (die hier angegebenen Werte sind außerdem als vergleichsweise gering einzustufen).

Tabelle 235: Spezifische THG-Emissionen unterschiedlicher Nahrungsmittel aus konventioneller und ökologischer Landwirtschaft beim Einkauf im Handeln auf Basis von GEMIS 4.4

Nahrungsmittel	Verarbeitungsstufe	[CO ₂ e in g/kg Produkt]	[CO ₂ e in g/kg Produkt]
		(konventionelle Landwirtschaft)	(ökologische Landwirtschaft)
Geflügelfleisch	frisch	3,5	3,0
Geflügelfleisch	tiefgekühlt	4,5	4,1
Rind	frisch	13,3	11,4
Rind	tiefgekühlt	14,3	12,4
Schwein	frisch	3,3	3,0
Schwein	tiefgekühlt	4,3	4,1
Gemüse	frisch	0,2	0,1

Nahrungsmittel	Verarbeitungsstufe	[CO ₂ e in g/kg Produkt]	[CO ₂ e in g/kg Produkt]
		(konventionelle Landwirtschaft)	(ökologische Landwirtschaft)
Gemüse	Konserven	0,5	0,5
Gemüse	tiefgekühlt	0,4	0,4
Kartoffeln	frisch	0,2	0,1
Kartoffeln	trocken	3,8	3,4
Pommes-frites	tiefgekühlt	5,7	5,6
Tomaten	frisch	0,3	0,2
Brötchen, Weißbrot		0,7	0,6
Mischbrot		0,8	0,7
Feinbackwaren		0,9	0,8
Teigwaren		0,9	0,8
Butter		23,8	22,1
Joghurt		1,2	1,2
Käse		8,5	8,0
Milch		0,9	0,9
Quark, Frischkäse		1,9	1,8
Sahne		7,6	7,1
Eier		1,9	1,5

Quelle: FRITSCH & EBERLE (2007)

Szenarien zu theoretischen THG-Minderungspotenzialen durch Veränderung des Verzehrverhaltens der sächsischen Bevölkerung

Legt man historische statistische Daten für Deutschland bis zum Jahr 2012 (schriftl. Mittlg. PFEIFFER 2013) oder die Ergebnisse der zwei Sächsischen Verzehrstudien für die Jahre 1999 und 2004/2005 (SMUL 2001a; SMS 2006) für Prognosebetrachtungen zu Grunde, lassen sich keine signifikanten Minderungspotenziale durch Veränderung des Verzehrverhaltens ableiten. Die gesamtdeutsche Entwicklung des Konsums von Fleisch beispielsweise zeigt seit dem Jahr 1960 tendenziell eine Steigerung der Verzehrmenen pro Einwohner mit einer leichten „Spitze“ in den 1980er-Jahren (FAOSTAT 2013). Ab etwa dem Jahr 1995 liegt der Fleischverzehr (mit Schwankungen) etwa auf konstantem Niveau (schriftl. Mittlg. PFEIFFER 2013; FAOSTAT 2013). Die zwei Sächsischen Verzehrstudien für die Jahre 1999 und 2004/2005 (SMUL 2001a; SMS 2006) weisen im Gegensatz dazu für alle verzehrten Lebensmittel eine Zunahme der Verzehrmenen pro Einwohner aus (je nach Produktgruppe Werte zwischen 4 und 20 %). So stieg nach SMS (2006) der Verzehr von Fleisch und Wurst im Zeitraum zwischen 1999 und 2005 um etwa 10 %. Inwieweit diese Ergebnisse durch die Art der Datenerhebung oder den Umfang befragter Personen beeinflusst sind, lässt sich nicht eindeutig ableiten. Nach SMS (2006) ist die Erhebung als repräsentativ zu bewerten.

➔ **Anhand der historischen Entwicklung in Deutschland und speziell in Sachsen kann keine Tendenz einer Veränderung des Verzehrverhaltens in Richtung einer verbesserten Klima- und Gesundheitsverträglichkeit abgeleitet werden.**

Folgende Szenarien zum Verzehrverhalten der sächsischen Bevölkerung bis zum Jahr 2020 werden betrachtet und deren Effekte auf die sächsische THG-Bilanz sowie den Selbstversorgungsgrad mit tierischen Lebensmitteln abgeschätzt:

- **Szenarium „Status quo“:** Der Konsum tierischer Lebensmittel pro Einwohner bleibt unverändert auf dem Niveau des Jahres 2010, die Bevölkerungszahl sinkt auf 3,85 Mio. Einwohner.
- **Szenarium „DGE-Empfehlung“:** Der Konsum tierischer Lebensmittel pro Einwohner reduziert sich auf das Niveau des von der Deutschen Gesellschaft für Ernährung e. V. empfohlenen Wertebereiches, die Bevölkerungszahl sinkt auf 3,85 Mio. Einwohner.

Das zweitgenannte Szenarium zu veränderten Verzehrgeohnheiten stellt nur eine hypothetische Betrachtung dar, die von einem tiefgreifenden Wandel im Konsumverhalten der sächsischen Bevölkerung ausgeht, der wiederum zu einem entsprechenden Rückgang in der Erzeugung tierischer Lebensmittel führen soll. Zur Vereinfachung werden Bestandszahlen aus dem Jahr 2010 (Tierbestände, Einsatz von Betriebsmitteln, Stallhaltungs- und Wirtschaftsdüngerlagerungssysteme etc.) fortgeschrieben, d. h., es werden auf der Erzeugerseite keine Entwicklungen berücksichtigt. Basis für die Ermittlung der THG-Emissionen und des Selbstversorgungsgrades sind die im Kapitel 2.5.3 beschriebenen Emissionsfaktoren und Berechnungsansätze. Insbesondere die Emissionen für Rindfleisch (Basis Sachsen 2010) werden unverändert beibehalten (Mischung aus Fleischerzeugung über Mutterkuhhaltung und Fleischanfall als Nebenprodukt der Milchproduktion). In den Bilanzen nicht enthalten sind Emissionen für die Erzeugung pflanzlicher Nahrungsmittel und sämtliche Prozessschritte der Verarbeitung, des Transports, des Handels und der Speisenzubereitung sowie die THG-Emissionen aus der Herstellung und dem Verzehr von Getränken (nur Betrachtung des Bilanzraums „landwirtschaftliche Urproduktion“).

Szenarium „Status quo“

Bei einer unterstellten Ernährung der sächsischen Bevölkerung auf unverändertem Niveau (Stand 2010) würde sich (infolge des prognostizierten Bevölkerungsrückgangs auf etwa 3,85 Mio. Einwohner) eine Verringerung der absoluten THG-Emissionen und damit verbunden eine leichte Erhöhung des Selbstversorgungsgrades mit tierischen Lebensmitteln aus der sächsischen Landwirtschaft ergeben (siehe Tabelle 236).

Tabelle 236: THG-Bilanz des sächsischen Verzehrs tierischer Lebensmittel im Szenarium „Status quo“ für 2020

Produkt	THG-Emissionen aus der Tierproduktion			Bilanzieller Selbstversorgungsgrad aus sächsischer Produktion
	„Bedarf“ [t CO ₂ e/a]	in Sachsen [t CO ₂ e/a]	außerhalb Sachsens [t CO ₂ e/a]	
Rind- und Kalbfleisch	669.696	536.841	132.855	80 %
Schweinefleisch	957.847	381.781	576.066	40 %
Schaf- und Ziegenfleisch	67.375	17.881	49.494	27 %
Geflügelfleisch	163.610	129.548	34.062	79 %
Milch- und Milchprodukte	1.317.901	1.562.179	-244.279	119 %
Eier	111.644	112.667	-1.024	101 %
Summe THG-Emissionen	3.288.072	2.740.897 (83,3 %)	547.174 (16,6 %)	

Infolge des leicht gestiegenen Selbstversorgungsgrades für die Erzeugung tierischer Lebensmittel ergibt sich somit bilanziell eine Verringerung von THG-Emissionen, die mit tierischen Lebensmitteln nach Sachsen importiert werden, um ca. 256.000 t CO₂-Äquivalente/Jahr in Bezug auf das Bilanzjahr 2010. Die benannten THG-Effekte sind rein demografisch begründet. Die Bilanz des sächsischen Konsums tierischer Lebensmittel wäre somit weiter negativ, d. h., die THG-Flächenbilanz des Freistaates Sachsen im Jahr 2020 wäre entsprechend der Bilanzabgrenzung im Kapitel 1 weiter unterbewertet. Etwa 547.000 t CO₂-Äquivalente/Jahr, die mit zugekauften tierischen Produkten nach Sachsen „importiert“ würden, müssten der sächsischen THG-Bilanz 2020 hinzugerechnet werden.

Szenario „DGE-Empfehlung“

Die Deutsche Gesellschaft für Ernährung e. V. (DGE 2004) empfiehlt den Verzehr von maximal 300-600 g¹⁹ Fleisch und Wurst pro Woche, 200-250 g Milch/Joghurt pro Tag und 20-60 g Käse pro Tag sowie bis zu 3 Eier pro Woche (inkl. Ei in Verarbeitungsprodukten). Diese Verzehrmenen werden – bis auf den das Produkt Milch/Joghurt – im Bundesdurchschnitt

¹⁹ Die Angaben beziehen sich auf die tatsächlich verzehrte Menge und nicht (wie in Tabelle 152 angegeben) auf das Schlachtgewicht der später verzehrten Produktmengen. PFEIFFER (2013) weist diese Verbrauchsmengen sowohl bezogen auf das Schlachtgewicht (inkl. Verlusten) als auch auf tatsächlich verzehrte Mengen aus.

(hier vereinfachend für Sachsen angesetzt) zum Teil deutlich überschritten. So liegt der bundesdurchschnittliche Verbrauch von Fleischprodukten nach PFEIFFER (2013) bei ca. 1,16 kg/Woche und überschreitet die DGE-Empfehlungen somit um ca. 90-290 %. Das bedeutet, dass jeder Durchschnittsdeutsche die doppelte bis fast vierfache Menge der aus ernährungsphysiologischer Sicht empfohlenen Ration verzehrt. Der Verzehr von Eiern liegt etwa ein Drittel über den empfohlenen Werten, Milch und Milchprodukte liegen nur etwa 6 % über der empfohlenen Obergrenze bzw. etwa 30 % über der empfohlenen Untergrenze.

Weil alle verzehrten Produkte (außer Gemüse und Fisch) im Bereich der von der DGE (2004) empfohlenen Werte liegen oder diese übersteigen, wird für die abschätzende Berechnung vereinfachend davon ausgegangen, dass eine Reduzierung des Konsums von Fleisch und Eiern auf das empfohlene Niveau ohne „Ausgleich“ durch andere Lebensmittel erfolgen kann, welche wiederum mit zusätzlichen THG-Emissionen behaftet wären. Auf Grund der nur geringen Überschreitung der empfohlenen Verzehrmenge von Milch und Milchprodukten und zur Vereinfachung der Berechnungen werden die Verzehrmenen für diese Produktgruppe als konstant angenommen. Nicht berücksichtigt werden THG-Effekte, die sich aus einer anderweitigen Anpassung der Ernährung an die Empfehlungen der DGE ergeben würden (z. B. Erhöhung der Verzehrmenen von Frischgemüse, Reduzierung des Verzehrs von Zucker und Fetten, Erhöhung des Anteils komplexer Kohlenhydrate oder ein ggf. notwendiger Energieausgleich durch pflanzliche Stoffe). Zur Vereinfachung der Berechnungen wurde unterstellt, dass sich die Anteile der unterschiedlichen Fleischarten am Gesamtverzehr in Bezug auf das Jahr 2010 nicht verändern. Entsprechend wurden die Verzehrmenen für alle Fleischarten im gleichen Maße auf ein mittleres Niveau nach DGE (2004) in Höhe von 450 g/Woche reduziert. Tabelle 237 stellt das THG-Minderungspotenzial und die Effekte auf den bilanziellen Selbstversorgungsgrad mit tierischen Lebensmitteln aus der sächsischen Landwirtschaft dar, die sich bei vollständiger Einhaltung der DGE-Empfehlungen für die Produkte Fleisch/Fleischprodukte und Eier der sächsischen Bevölkerung (3,85 Mio.) im Jahr 2020 ergeben würden. Die Zahlen sind als grobe Schätzung zu verstehen und müssten bei einer ganzheitlichen Betrachtung auf das gesamte Spektrum verzehrter Lebensmittel ausgeweitet werden. Außerdem müssten bei einer veränderten Ernährungsweise angepasste Rationszusammensetzungen Eingang in die THG-Bilanzierung finden (HOFFMANN 2002), um absolute Minderungspotenziale genauer abschätzen zu können.

Tabelle 237: THG-Bilanz des sächsischen Verzehrs tierischer Lebensmittel im Szenario „DGE-Empfehlung“ für 2020

Produkt	THG-Emissionen aus der Tierproduktion			Bilanzieller Selbstversorgungsgrad aus sächsischer Produktion
	„Bedarf“ [t CO ₂ e/a]	in Sachsen [t CO ₂ e/a]	außerhalb Sachsens [t CO ₂ e/a]	
Rind- und Kalbfleisch	259.100	536.841	-277.740	207 %
Schweinefleisch	370.584	381.781	-11.197	103 %
Schaf- und Ziegenfleisch	26.067	17.881	8.186	69 %
Geflügelfleisch	63.300	129.548	-66.249	205 %
Milch- und Milchprodukte	1.317.901	1.562.179	-244.279	119 %
Eier	83.989	112.667	-28.679	134 %
Summe THG-Emissionen	2.120.940	2.740.897 (129,2 %)	-619.957 (-29,2 %)	

Es wird deutlich, dass eine ausgewogene Ernährung der sächsischen Bevölkerung (in Bezug auf den Verzehr tierischer Lebensmittel) im Jahr 2020 zu einer **deutlichen Reduzierung** der ernährungsbedingten THG-Emissionen **beitragen** und gleichzeitig eine bilanzielle Selbstversorgung der sächsischen Bevölkerung mit tierischen Lebensmitteln sicherstellen **könnte** (einzige Ausnahme: Schaf- und Ziegenfleisch). Gleichzeitig könnten **erhebliche Mengen an tierischen Lebensmitteln** in andere Bundes-(Länder) **exportiert** werden. Bei einer verzehrbezogenen Betrachtung könnten in Sachsen verursachte THG-Emissionen aus der Erzeugung tierischer Lebensmittel in Höhe von ca. 620.000 t CO₂-Äquivalenten/Jahr als „Exporte“ deklariert und der sächsischen THG-Bilanz bilanziell gutgeschrieben werden.

Für die betrachteten Prozesse der Erzeugung tierischer Lebensmittel ergibt sich in diesem Szenarium eine „Belastung“ des Verzehrs tierischer Produkte mit THG-Emissionen in Höhe von ca. 551 kg CO₂-Äquivalenten pro Einwohner und Jahr. In Bezug auf das Referenzjahr 2010 ergibt sich (ohne Berücksichtigung des Ortes der Erzeugung der tierischen Lebensmittel) eine THG-Minderung in Höhe von **ca. 1.423.000 t CO₂-Äquivalenten/Jahr (THG-Minderung von ca. 40 %)**, worin die unterstellte demografische Entwicklung mit etwa 165.000 t CO₂-Äquivalenten/Jahr (THG-Minderung von ca. 4,5 %) enthalten ist. Das THG-Minderungspotenzial aus einer Ernährungsumstellung wie hier beschrieben läge entsprechend bei etwa 35,5 %. Die benannte Größenordnung verzehrbedingter THG-Minderungen (ohne Folgeprozesse bis zum Verbraucher) entspricht **etwa 35 % der für Sachsen 2010 im Kapitel 1 bilanzierten Gesamtemissionen** bzw. **fast 3 % der gesamten sächsischen THG-Emissionen** des Jahres 2010.

Neben den aufgezeigten, individuellen THG-Minderungsmöglichkeiten durch eine Reduzierung des Fleisch- und Wurstverzehrs sind potenziell weitere THG-Minderungen möglich, wenn u. a. folgende Empfehlungen für eine klimaschonende Ernährung durch die Bevölkerung berücksichtigt werden:

- Verwendung von möglichst regional erzeugten anstatt z. B. importierten Lebensmitteln
- Verzehr von saisonalem Gemüse und Obst aus dem Freiland
- Verwendung von frischen, gering verarbeiteten Lebensmitteln anstatt „Convenience“-Produkten
- Reduzierung des Einsatzes von Tiefkühlprodukten
- Vermeidung von Lebensmittelverderb und damit Minimierung von Lebensmittelabfällen.

Durch Förderung der Direkt- und Regionalvermarktung, des Aufbaus regionaler Wertschöpfungsketten sowie des ökologischen Landbaus kann hier auch zum Klimaschutz beigetragen werden.

Zusammenfassende Bewertung

Aus der hypothetischen Betrachtung, die dem Szenarium „DGE-Empfehlung“ zugrunde liegt, ergibt sich ein sehr hohes theoretisches THG-Minderungspotenzial. Dieses Szenarium geht dabei von zwei grundlegenden Annahmen aus, die nachfolgend erläutert und bewertet werden:

- In der ersten Annahme wird eine tiefgreifende Änderung der Verzehrgewohnheiten der sächsischen Bevölkerung unterstellt, die dazu führen soll, dass der bisherige durchschnittliche Pro-Kopf-Fleisch-/Wurstverzehr in Höhe von 1.160 g/Woche auf 450 g/Woche und damit um mehr als 60% sinkt. Seit mehreren Jahren erfolgt bereits eine umfassende Information und Aufklärung der Bevölkerung in Deutschland zu den gesundheitlichen Risiken eines übermäßigen Konsums von Fleisch- und Wurstwaren. Daran sind neben der staatlichen Verwaltung vor allem die öffentlichen Medien, die Krankenkassen und Ärzte, die Schulen/Volkshochschulen sowie die Verbraucherzentralen beteiligt. Es sollte daher mittlerweile weitgehend zum Allgemeinwissen gehören, dass eine fleischreduzierte Ernährung zum vorsorgenden Gesundheitsschutz beiträgt. Diese umfassende Aufklärung und Bewusstseinsbildung hat jedoch in den letzten Jahren zu keiner spürbaren Reduzierung des durchschnittlichen Pro-Kopf-Fleischverzehrs geführt. Die staatlichen Einflussmöglichkeiten zur Änderung dieses Zustands werden als sehr begrenzt eingeschätzt (HENK 2014). Jeder Bürger kann frei über seine Ernährungsweise entscheiden. Einschränkende staatliche Eingriffe und Bevormundungen (z. B. Einschränkungen des Fleischangebots in Kantinen öffentlicher Einrichtungen, gezielte Steuererhöhungen) würden nach Einschätzung des SMUL auf eine deutliche Ablehnung eines Großteils der Bevölkerung stoßen und stellen somit keine staatlichen Handlungsoptionen dar (mdl. Mittlg. HENK 2014). Die staatlichen Einwirkungsmöglichkeiten beschränken sich daher weiterhin auf eine Unterstützung des Bewusstseinswandels hin zu einer fleischreduzierten Ernährung durch Maßnahmen der Information, der Schulung (z. B. von Multiplikatoren wie Lehrern) und der Aufklärung (ebd.). Aufgrund der bisherigen Erfahrungen kann jedoch nicht erwartet werden, dass kurzfristig tiefgreifende Verhaltensänderungen in der Ernährung erreicht werden können. Dies stellt vielmehr eine Generationenaufgabe dar. Mittelfristig erscheint daher höchstens eine geringfügige Verminderung des Fleischverzehrs realisierbar.
- Bei der zweiten Annahme wird davon ausgegangen, dass ein verminderter Fleisch-/Wurstkonsum der sächsischen Bevölkerung auch zu einer Verminderung von THG-Emissionen führt. Entsprechende Annahmen liegen sämtlichen Klimaschutzempfehlungen zugrunde, in denen auf die Macht der Verbraucher gesetzt wird und ihnen ein Konsumverzicht von

Produkten mit klimabelastenden Herstellungsverfahren/Vertriebswegen nahe gelegt wird. Vereinfachend wird hier bei vorherrschenden globalen Märkten unterstellt, dass die Realisierung der abgeschätzten THG-Minderungen letztendlich global erfolgt, ohne dies jedoch – insbesondere bei regional beschränkten Initiativen – ursächlich zurechenbar ermitteln oder gar verorten zu können. So wäre auch kaum zu ermitteln, ob und in welchen Regionen/Ländern eine Reduzierung des Fleischverzehr der sächsischen Bevölkerung zu einem Viehbestandsabbau oder – bei steigender Fleischnachfrage auf den Weltmärkten – zu einer Dämpfung der Viehbestandszunahme führen würde. Die Marktmacht der sächsischen Verbraucher wäre zu gering, um Spuren auf den zunehmend globalisierten Agrarmärkten zu hinterlassen (mdl. Mittlg. HENK 2014). Denn wie in anderen Bundesländern und Staaten ist auch in Sachsen die Erzeugung tierischer Lebensmittel in die nationalen und internationalen Strukturen des Handels und der Verarbeitung eingebunden und damit von der Nachfrage der sächsischen Bevölkerung weitgehend unabhängig. Bei der weltweit steigenden Nachfrage nach Fleischprodukten kann deshalb nicht davon ausgegangen werden, dass eine Reduktion des Fleischverzehr in Sachsen zu einem Viehbestandsabbau in Sachsen, in anderen Bundesländern oder in anderen Staaten inner- oder außerhalb der EU führt.

Darüber hinaus ist auf Folgendes hinzuweisen: Während ein Viehbestandsabbau in Regionen mit hohem Viehbesatz wünschenswert wäre, gilt dies für Sachsen nicht. Der im Bundesvergleich niedrige mittlere Viehbesatz in Sachsen von 0,53 GV/ha ermöglicht aus pflanzenbaulicher und auch aus ökologischer Sicht eine optimale Nährstoffverwertung aus Wirtschaftsdüngern über den Pfad Boden-Pflanze. Mit einem Produktionswert von einer Mrd. Euro/Jahr stellt die tierische Erzeugung in Sachsen einen wichtigen Wirtschaftsfaktor und Arbeitgeber im ländlichen Raum dar (mdl. Mittlg. HENK 2014). Ein Viehbestandsabbau hätte darüber hinaus eine Reihe negativer Auswirkungen auf die Umwelt und die Pflege sowie den Erhalt der Kulturlandschaft, z. B. im Hinblick auf Grünlandnutzung/-erhalt, Humusreproduktion, betriebliche Kreislaufwirtschaft, Fruchtartendiversifizierung.

Das sehr hohe theoretische THG-Minderungspotenzial, das sich aus dem Szenarium „DGE-Empfehlung“ ergibt, darf aufgrund der vorstehenden Betrachtungen nicht überbewertet werden und zu hohen Erwartungen führen (mdl. Mittlg. HENK 2014). Allein aus Gründen der Gesundheitsvorsorge und damit verbundener Kosteneinsparpotenziale im Sozialbereich ist eine Verminderung des Fleischverzehr sinnvoll. Potenziell kann damit auch ein Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden, wobei weitere Empfehlungen zu einem klimaschonenden Verbraucherverhalten zu berücksichtigen sind. Durch Verbraucheraufklärung und -information sollte dieser Prozess nicht nur auf regionaler, sondern auch auf nationaler und EU-Ebene unterstützt werden.

Fazit

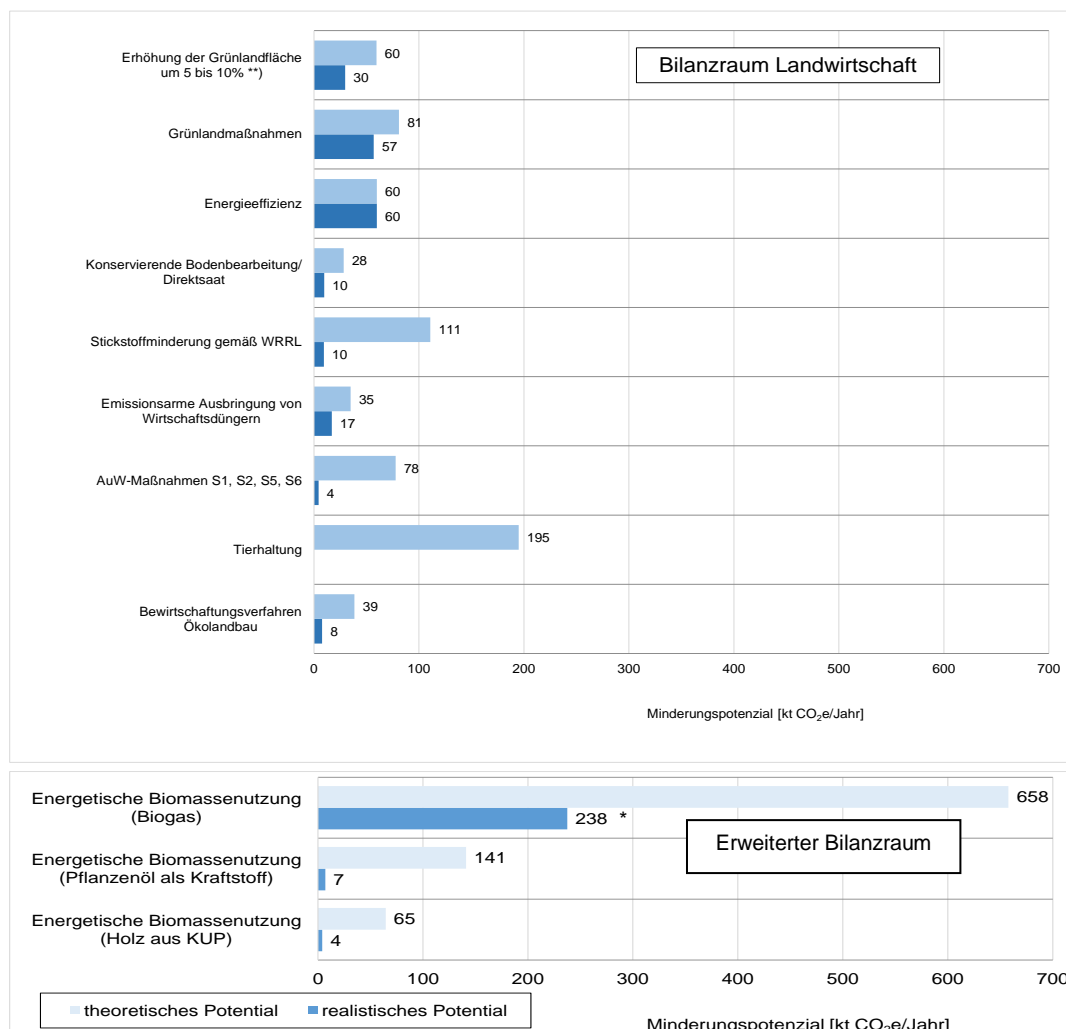
Im Ergebnis der Szenarienbetrachtung könnten durch eine konsequente Reduzierung des Verzehr tierischer Lebensmittel auf ein ernährungsphysiologisch empfohlenes Niveau potenziell erhebliche Mengen an THG-Emissionen reduziert bzw. nach Sachsen „importierte“ Emissionen bilanziell vollständig substituiert werden. Auch könnte im Falle einer Beibehaltung der Tierbestandszahlen des Jahres 2010 eine bilanzielle Selbstversorgung mit tierischen Lebensmitteln aus einheimischer Produktion und zusätzlich eine erhebliche Überschussproduktion erreicht werden, die Exporte dieser Produkte in andere (Bundes)-Länder ermöglichen würde. Die hypothetische Betrachtung, die diesem Szenarium zugrundeliegt, setzt jedoch einen tiefgreifenden Wandel im Konsumverhalten der sächsischen Bevölkerung voraus, der wiederum zu einem entsprechenden Rückgang in der Erzeugung tierischer Lebensmittel führen soll. Die bisherigen Aufklärungsbemühungen haben jedoch zu keiner spürbaren Reduzierung des Fleischverzehr in Sachsen und in Deutschland geführt. Bei steigender Weltmarktnachfrage und zunehmend liberalisierten und globalisierten Agrarmärkten kann auch nicht von einem Viehbestandsabbau aufgrund eines verminderten Fleischverzehr der sächsischen Bevölkerung ausgegangen werden. Hier sind auch der in Sachsen im Bundesvergleich vergleichsweise niedrige sowie ökologisch und pflanzenbaulich verträgliche Viehbesatz und die Bedeutung der sächsischen Tierhaltung für den ländlichen Raum zu berücksichtigen, sodass ein Tierbestandsabbau in Sachsen keine reale Option darstellt. Die hohen Erwartungen in die Klimaschutzleistungen einer fleischreduzierten Ernährung sollten daher trotz des hohen theoretischen THG-Minderungspotenzials auf ein realistisches Niveau reduziert werden.

Die Änderung des Verbraucherverhaltens hin zu einer fleischreduzierten Ernährung stellt eine Generationenaufgabe dar. Die staatlichen Einwirkungsmöglichkeiten sind hier gering und im Wesentlichen auf Information und Aufklärung beschränkt (mdl. Mittlg. HENK 2014). Sie sollten jedoch auch deutschlandweit fortgeführt und möglichst auf EU-Ebene ausgedehnt

werden, um ggf. relevante THG-Minderungen erreichen zu können. Diese Maßnahmen sind vor allem auch deshalb sinnvoll, weil ein reduzierter Fleischverzehr zur Gesundheitsvorsorge und damit verbunden zu erheblichen Kosteneinsparungen im Sozialbereich beitragen könnte. Darüber hinaus sollten die Verbraucher über Möglichkeiten einer klimaschonenden Ernährung informiert werden, die vom Konsum saisonaler Gemüse- und Obstsorten über regional erzeugte und wenig verarbeitete Lebensmittel bis zur Minimierung von Lebensmittelabfällen reichen. Durch Förderung der Direkt- und Regionalvermarktung, des Aufbaus regionaler Wertschöpfungsketten und des Ökologischen Landbaus kann hier der Freistaat Sachsen zusätzliche Unterstützung leisten.

3.6 Zusammenfassung

Im Kapitel 3 wurden – basierend auf dem Ist-Stand des Jahres 2010 – die Potenziale für weitere THG-Minderungen der einzelnen Themenfelder untersucht und quantifiziert. Weil sich zum einen die verwendeten Potenzialdefinitionen zum Teilsystembedingt unterscheiden bzw. Varianten und Szenarien berechnet wurden, sich zum anderen Maßnahmen teilweise überschneiden, kann keine einfache Summation der ermittelten THG-Minderungspotenziale erfolgen. Stattdessen werden die verschiedenen Potenziale vergleichend gegenübergestellt. Dabei wird zwischen theoretischen und als den Autoren realistisch erscheinenden Potenzialen unterschieden. Maßnahmen zur Beeinflussung von Ernährungsgewohnheiten werden in der Darstellung nicht berücksichtigt.



* entspricht Minderungsleistung 2013 in Bezug auf Stand 2010

** LfULG: Auch die als „realistisch“ dargestellten Minderungspotenziale sind an noch zu schaffende Voraussetzungen gebunden. Die agrarpolitischen und wirtschaftlichen Bedingungen lassen zurzeit für die Grünlandfläche selbst eine Erhöhung um 5 % kaum erwarten. Das LfULG vertritt deshalb die Position, dass es allenfalls realistisch ist, den derzeitigen quantitativen Umfang zu bewahren.

Abbildung 105: Übersicht ermittelter THG-Minderungspotenziale ab dem Jahr 2010

Landnutzung

Erhalt und Etablierung von Grünland

Der Erhalt von Grünland vermeidet zusätzliche THG-Emissionen aus der Landwirtschaft. Entscheidend ist dabei die dauerhafte Sicherung der Grünlandstandorte in sensiblen Kulissen. Wird Grünlandumbruch vermieden, so können je nach betrachtetem Szenario im Laufe von 20 Jahren in Summe zusätzliche THG-Emissionen von 672-13.448 kt CO₂-Äquivalenten vermieden werden. Ob dies allein über die Ausgestaltung von Agrarumweltmaßnahmen in diese Richtung möglich ist, ist zu diskutieren. Nicht zuletzt wird zukünftig die Verwertbarkeit des Grünlandaufwuchses von Bedeutung sein. Erste Ansätze zu alternativen Nutzungsmöglichkeiten sind gemacht und müssen ausgebaut werden.

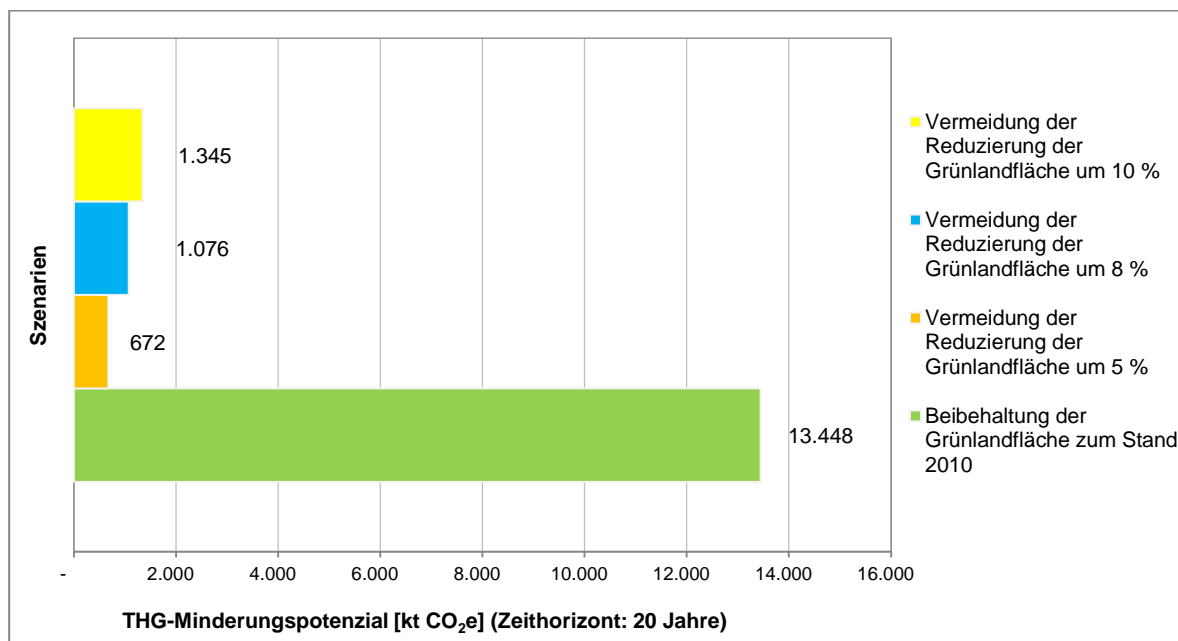


Abbildung 106: THG-Vermeidungspotenzial in Sachsen unter Berücksichtigung der betrachteten Szenarien

Quelle: eigene Berechnungen

Trotz großer Unsicherheiten hinsichtlich der zeitlichen Dynamik und der absoluten Höhe der C-Festlegung unter neu etabliertem Grünland wird ohne Berücksichtigung der Art und Intensität der Bewirtschaftung des Grünlandes und damit Freisetzung von reaktiven N-Verbindungen ein THG-Minderungspotenzial für eine potenzielle Erhöhung der Grünlandfläche in Sachsen ermittelt. Unterstellt wird, dass es agrarpolitische und betriebliche Anreize gibt, die eine Umwandlung von Acker in Grünland ermöglichen und damit eine Erhöhung des Grünlandes in Sachsen um 5-10 % zur Folge haben. Eine Einsparung von THG-Emissionen ist je nach betrachtetem Szenario in Höhe von 596-1.192 kt CO₂ über 20 Jahre summiert möglich. Das bedeutet ein THG-Minderungspotenzial von 30 - 60 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr.

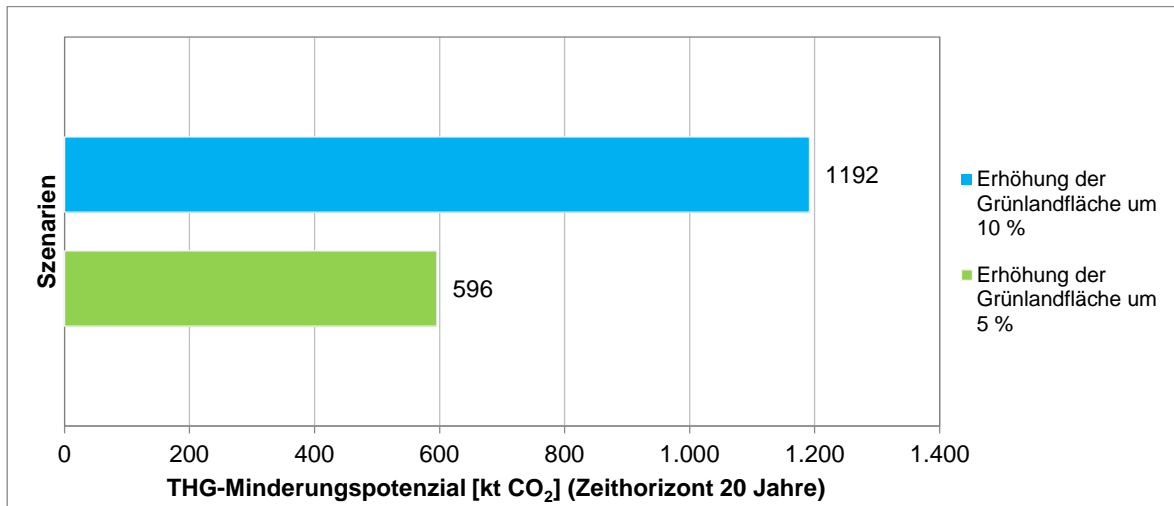


Abbildung 107: THG-Minderungspotenzial bei Erhöhung der Grünlandfläche in Sachsen

Grünlandmaßnahmen

In Grünland- und Futterbau-Nutzungssystemen ist die Düngestrategie und die Futterbestandszusammensetzung von Bedeutung, um THG-Emissionen reduzieren zu können. Es hat sich gezeigt, dass in Sachsen durch eine Erhöhung des Leguminosenanteils in Futterbausystemen eine THG-Einsparung von bis zu 49 kt CO₂-Äquivalenten möglich ist, wobei durch Ernterückstände auch zusätzliche Emissionen entstehen können. Hier besteht Forschungsbedarf. Eine Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes im Grünland bei gleichzeitiger Verringerung von Lager- und Ausbringungsverlusten und einer erhöhten Anrechenbarkeit des N-Wertes weist zusätzlich ein THG-Minderungspotenzial von 32 kt CO₂-Äquivalenten aus.

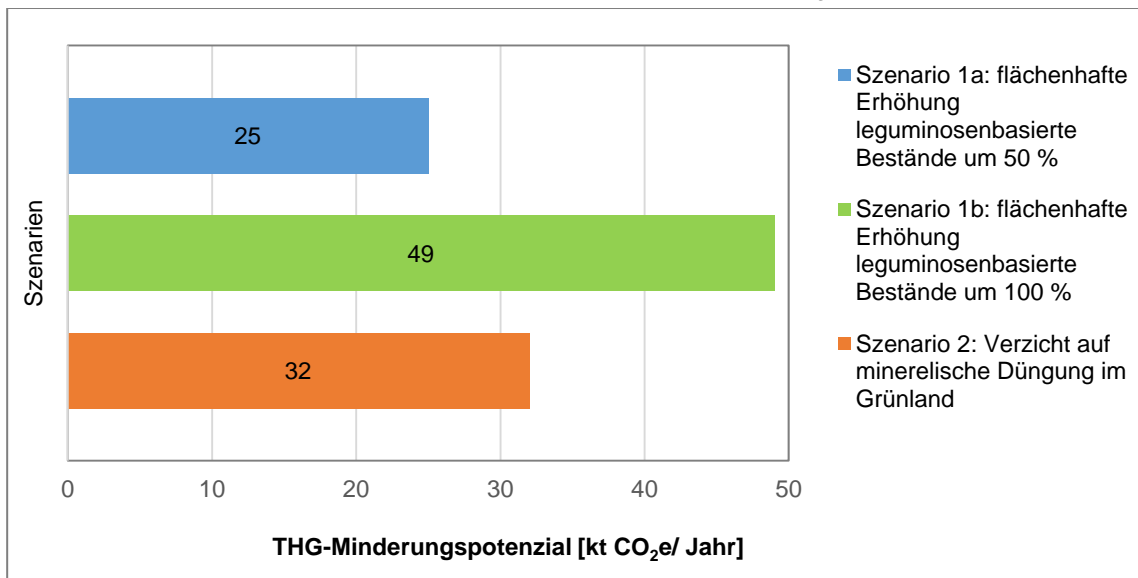


Abbildung 108: THG-Minderungspotenzial bis 2020 gegenüber Ist-Stand bei Erhöhung der leguminosenbasierten Bestände in Futterbausystemen und Verzicht auf die mineralische Düngung im Grünland bei optimiertem Gülle- management (bspw. Rindergülle) und Erhöhung der Anrechenbarkeit

Energienutzung

Energieeffizienz

In allen Bereichen der Landwirtschaft besteht ein hohes THG-Minderungspotenzial. Auf Basis des IST-Standes aus Kapitel 2.2.1 wurden für relevante Bereiche Effizienzmaßnahmen untersucht. In den nachfolgenden Abbildungen sind die Minderungspotenziale für die Energieträger Diesel, Strom und Brennstoffe dargestellt.

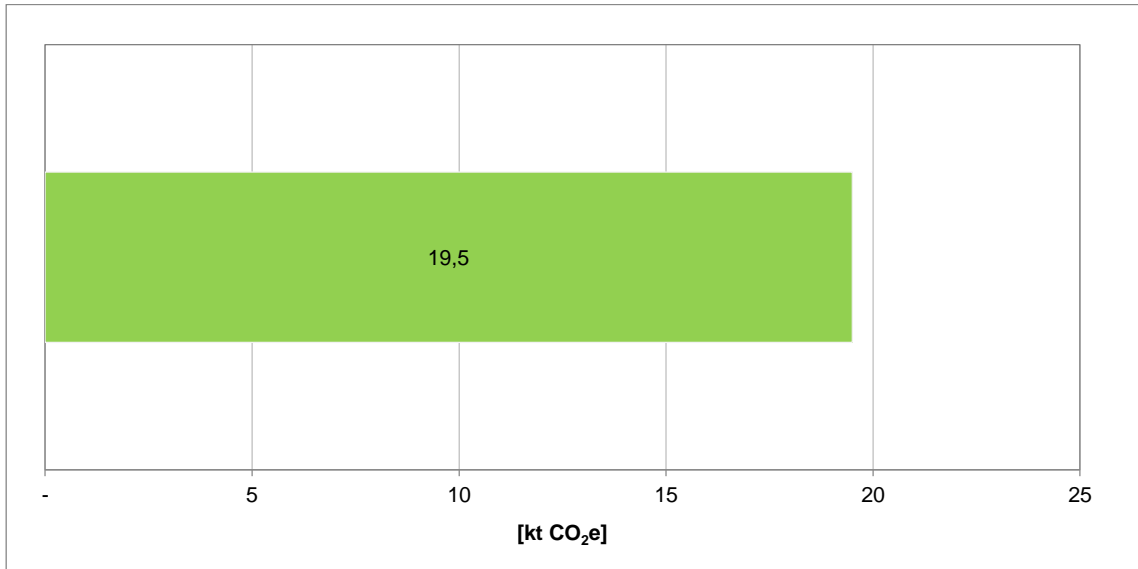


Abbildung 109: THG-Minderungspotenzial des Energieträgers Diesel

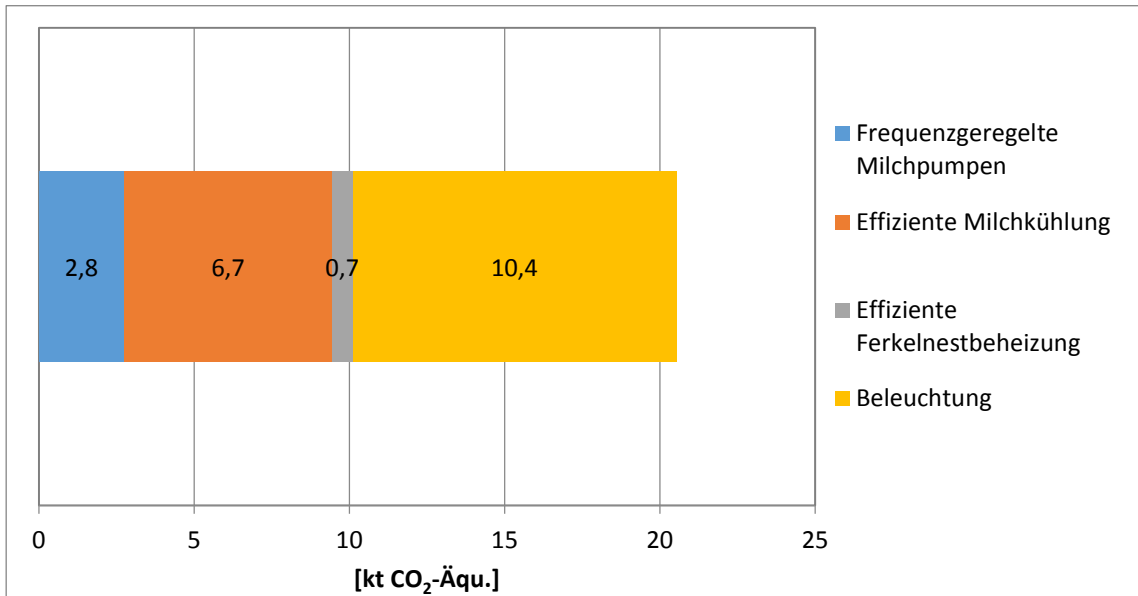


Abbildung 110: THG-Minderungspotenzial des Energieträgers Strom

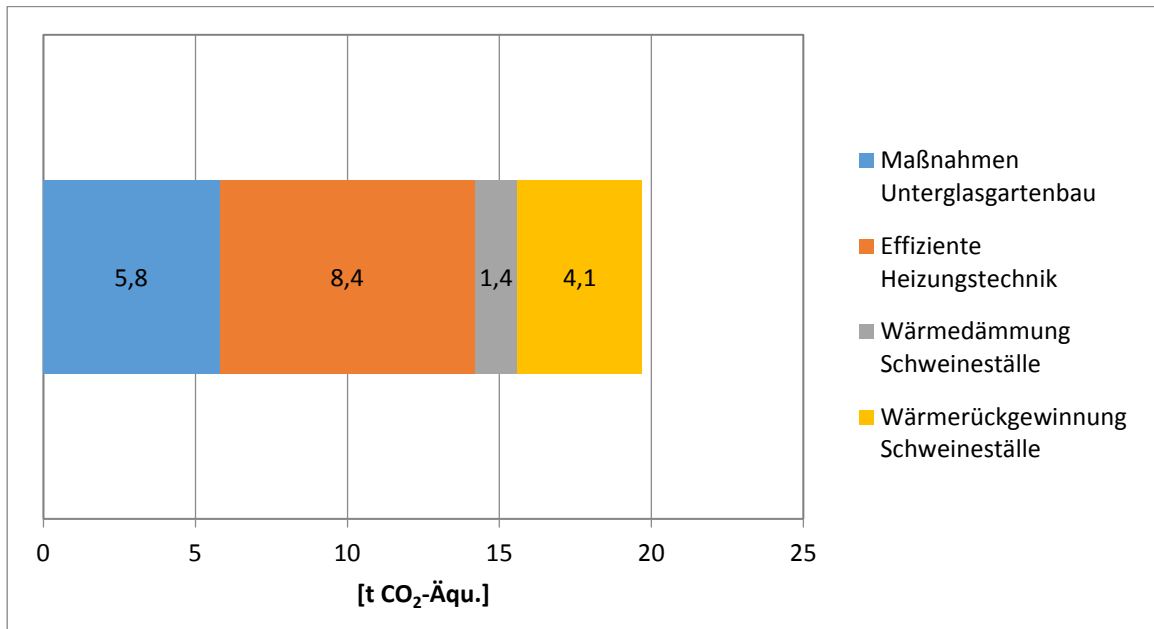


Abbildung 111: THG-Minderungspotenzial Brennstoffe

Bei Betrachtung der jeweiligen Energieträger ist ersichtlich, dass das THG-Minderungspotenzial jeweils im Bereich von 20 kt CO₂-Äquivalenten liegt. Das größte Potenzial in Bezug auf Einzelmaßnahmen bieten dabei Maßnahmen zur Dieseleinsparung bei Traktoren. Dies lässt sich allerdings nur über eine flächendeckende Schulung des Personals realisieren, wobei sich eine Überprüfung der erfolgten Umsetzung schwierig gestaltet.

Für den Energieträger Strom bieten der Austausch der Beleuchtung (Umstellung auf LED-Technik) und eine effiziente Milchkühlung (Direktkühlung mit Vorkühlung) das größte Einsparpotenzial. Der Wärmeverbrauch lässt sich vor allem im Unterglasgartenbau deutlich reduzieren. Hier sind Einsparungen von etwa 30 % realistisch. Außerdem stellt die Umstellung auf eine effiziente Heizungstechnik oder die Wärmeversorgung mit alternativen Energieträgern ein nicht unerhebliches Minderungspotenzial dar. Um diese Maßnahmen flächendeckend umzusetzen, ist ein Anreizsystem für die Unternehmen zu schaffen. Zum einen sollte ein Energieberatungsstandard zur qualifizierten Beratung geschaffen und über eine Beratungsförderung unterstützt werden. Zum anderen können Förderanreize (z. B. 0,5 € Investitionsförderung/jährlich eingespartes kg CO₂) bei Investitionen in energieeffizienter Anlagentechnik die Verbesserung der Energieeffizienz in der sächsischen Landwirtschaft insgesamt beschleunigen.

Energetische Biomassenutzung

Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdünger und nachwachsenden Rohstoffen

Für den Technologiepfad der Biogaserzeugung und Verwertung bieten sich sowohl im Bereich des Neubaus und der Erweiterung von Anlagen als auch in der Optimierung bestehender Anlagen bedeutende Potenziale zur Minderung von THG-Emissionen. Geht man davon aus, dass ca. 50 % aller anlagenbezogenen THG-Emissionen als Methan emittiert werden, leitet sich ab, dass – sowohl im Anlagenbestand als auch beim Neubau von Biogasanlagen – eine Priorität auf der Vermeidung von Methanemissionen liegen sollte. Die wesentlichen technischen Möglichkeiten, die im Anlagenbestand und auch bei Neubauten entsprechende THG-Minderungen leisten können, sind:

- gasdichte Abdeckung von Gärrestlagern und Einbindung in das Gasverwertungssystem
- Installation alternativer Gasverwertungseinrichtungen (i. d. R. Gasnotfackeln)
- Reduzierung des Eigenstrombedarfs
- Reduzierung des Methanschlupfs aus Biogas-BHKW über Nachbehandlungstechnologien (marktverfügbare bzw. Entwicklungsoptionen)

Die letztgenannte Maßnahme beschränkt sich nicht auf den Einsatz bei Biogas-BHKW, sondern auf alle gasmotorisch betriebenen BHKW-Anlagen. Insofern besteht hier eine die Bilanzgrenzen der sächsischen Landwirtschaft übergreifende THG-Minderungsoption, deren CO₂-Vermeidungskosten und die Machbarkeit einer Verpflichtung für Neubauten oder Bestandsanlagen kritisch geprüft werden sollte.

Auf Grund der hohen spezifischen Emissionsminderungspotenziale sollte der Ausbau wirtschaftsdüngerbasierter Biogasanlagen weiter gefördert und unterstützt werden. Die ermittelten Substratpotenziale zeigen jedoch, dass Standorte mit vergleichsweise hohem Wirtschaftsdüngeranfall i. d. R. bereits über eine Biogasanlage verfügen. Eine Ausbaupotential liegt daher vielmehr im Bereich kleiner und mittlerer Güllebiogasanlagen, die je nach Wirtschaftsdüngeranfall am Standort als reine Güllevergärungsanlagen bzw. Anlagen mit hohem Wirtschaftsdüngeranteil (70-80 %) betrieben werden könnten. Eine alternative Entwicklungsrichtung ist der Ausbau von nawaRo-Biomethananlagen (BGA mit Aufbereitung und Einspeisung ins Erdgasnetz).

Anhand der derzeitigen Marktentwicklungen wird für diese Art von Anlagen, die in Sachsen erstmals ab dem Jahr 2010 errichtet und in Betrieb genommen wurden, jedoch eine eher verhaltene Zuwachsentwicklung prognostiziert und ein zahlenmäßig begrenztes Potenzial (Verdopplung der Einspeiseleistung mit Stand 08/2013) abgeschätzt. Weitere Einsparpotenziale werden bei der Optimierung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe bzw. dem Einsatz alternativer Substrate vermutet.

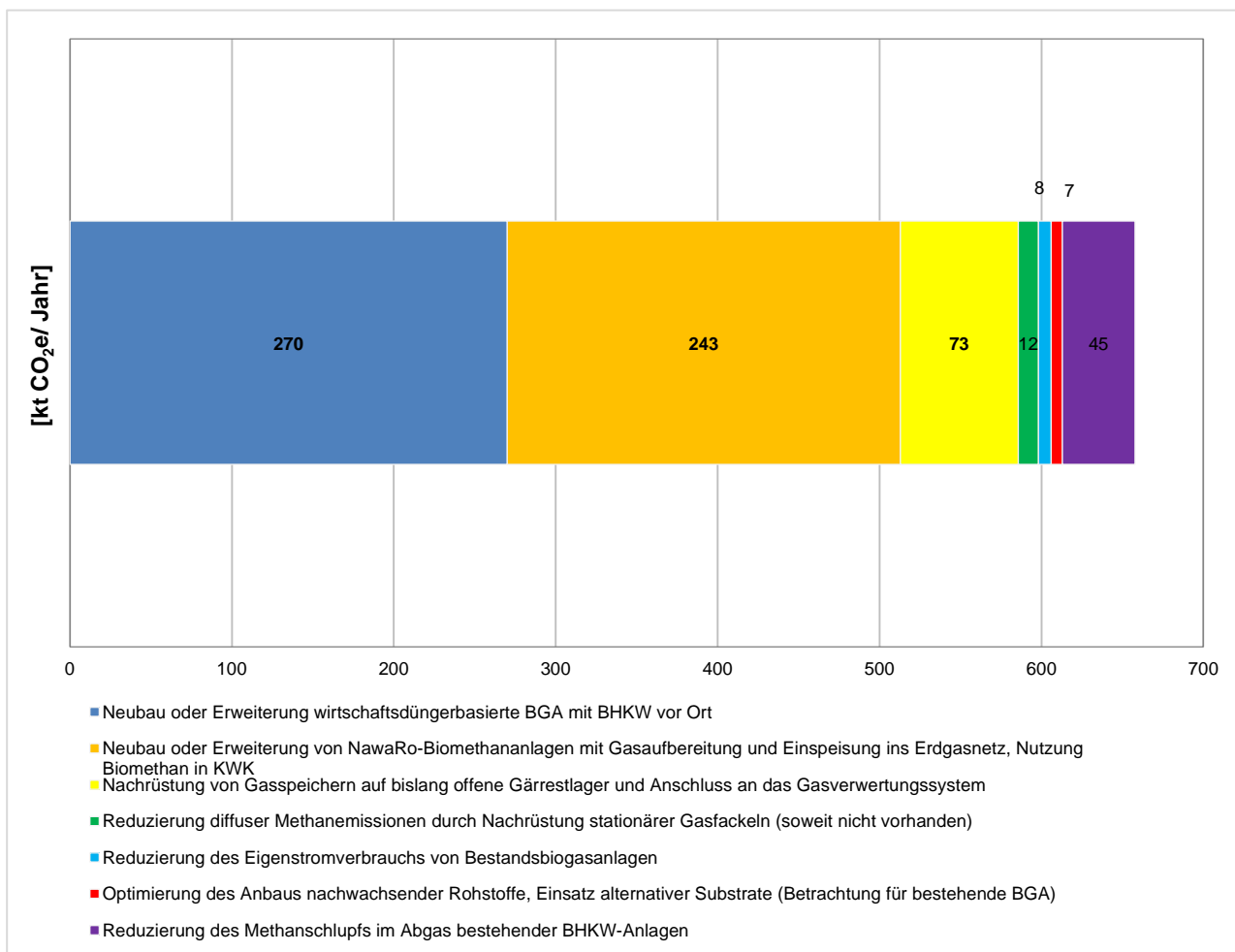


Abbildung 112: Klimaschutzpotenziale durch den Ausbau und die Optimierung der Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen

Bioenergiepfade Biodiesel/Pflanzenöl/Bioethanol/feste Biomasse

Die Entwicklung der Biokraftstofferzeugung und Nutzung ist sehr stark durch die europäischen Zielvorgaben und hieraus abgeleitete europäische und nationalstaatliche Gesetzesregelungen geprägt. Die Entwicklungstendenzen zeigen, dass für

den Zubau von Produktionsanlagen zur Erzeugung von Bioethanol oder Biodiesel in Sachsen derzeit keine absehbaren Perspektiven bestehen und auch die Nachfragesituation nach agrarischen Rohstoffen für diese Biomassennutzungspfade mit Unsicherheiten behaftet ist. Eine sinnvolle Technologieoption ist die dezentrale Erzeugung von Pflanzenöl aus Raps oder anderen Ölrüchten und der innerbetriebliche Einsatz als Kraftstoff für landwirtschaftliche Fahrzeuge (insbesondere Traktoren). Positive Nebeneffekte sind die Gewinnung hochwertiger Eiweißfuttermittel als Nebenprodukte aus der Ölpresung und der Aufbau betrieblicher oder regionaler Wertschöpfungsketten. Für das von verschiedenen Interessenverbänden vorgeschlagene Ziel eines 10.000-Schlepper-Programms lassen sich anteilig für Sachsen THG-Minderungspotenziale von etwa **7 kt CO₂-Äquivalenten pro Jahr** abschätzen. Eine vollständige Deckung des Kraftstoffbedarfs der sächsischen Landwirtschaft wäre – beizeitigem Anbauniveau – rechnerisch möglich und könnte theoretische THG-Minderungen von **141 kt CO₂-Äquivalenten pro Jahr** erzielen.

Ein weiterer ökologisch vorteilhafter und klimaschonender Biomassepfad ist der Anbau und die energetische Nutzung von Holz aus KUP. Um die maximalen THG-Minderungspotenziale dieser Technologieoption ausschöpfen zu können, die mit ca. **64 kt CO₂-Äquivalenten pro Jahr** abgeschätzt werden, müssten jedoch sowohl rechtliche als auch wirtschaftliche Rahmenbedingungen hierfür gezielt angepasst werden. Holz aus KUP sollte sowohl auf Seite der landwirtschaftlichen Erzeugung als auch auf der Verbraucherseite unterstützt und gefördert werden. Sollten KUP ab 2014 als Ökologisierungskomponente (Greening) im Rahmen der GAP-Reform anerkannt werden, könnten ggf. zusätzliche Impulse für diese Form der Landnutzung generiert werden.

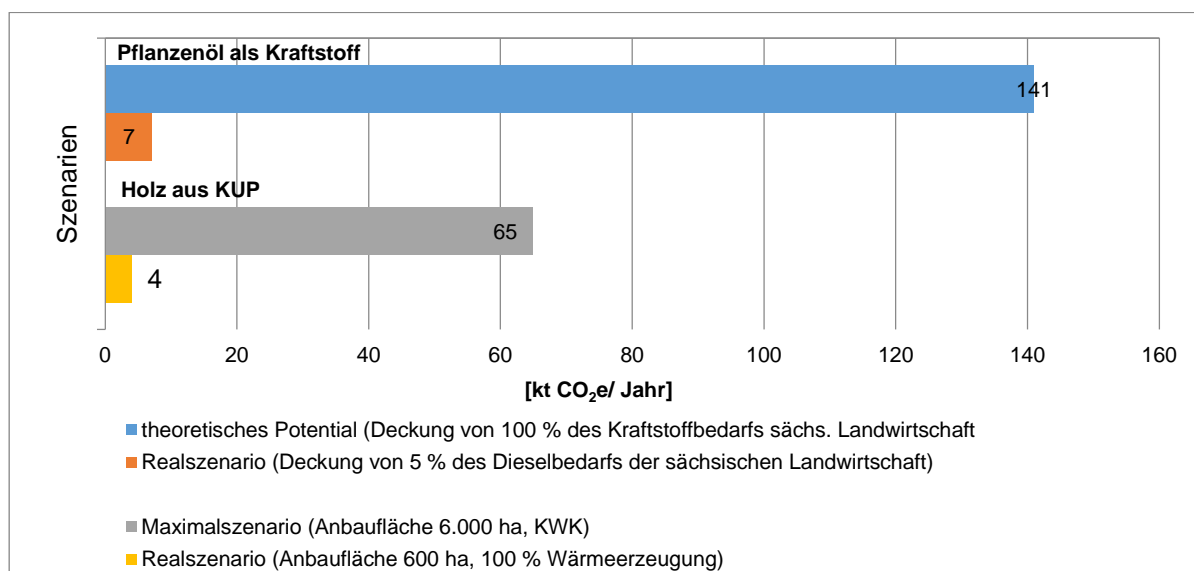


Abbildung 113: Klimaschutzpotenziale durch den Einsatz von Pflanzenöl als Fahrzeugtreibstoff in der Landwirtschaft sowie den Anbau und die energetische Nutzung von Holz aus KUP

Ackerbau

Anwendung konservierender Bodenbearbeitung/Direktsaat

Bis zum Jahr 2020 erscheint ein Anstieg der Klimaschutzleistungen aus dem Treibstoffeinsatz für konservierende Bearbeitungsverfahren um jährlich ~ **10 kt CO₂-Einsparung** auf der Basis von Verdoppelung der Direktsaat und Ausdehnung sowie Optimierung der dauerhaft konservierenden Bodenbearbeitung in der WRRL-Erosionsschutzkulisse realistisch (Szenario b). Weiter gesteigert werden kann die Klimaschutzleistung durch weitere Flächenausdehnung, Treibstoffeinsparungen bei der konservierenden Bearbeitung bis hin zur Umstellung auf Direktsaatverfahren. Auf der WRRL-Maßnahmenfläche könnten bei konsequenter Ausdehnung der Direktsaat auf 50 % der Fläche theoretisch auch bis zu **28 kt CO₂-weitere Klimaschutzleistungen realisiert werden**. Weitere 1,7 kt CO₂e-Einsparung/Jahr im Realszenario und 10,6 kt CO₂e-Einsparung/Jahr resultieren aus der reduzierten N-Nachlieferung (unter Kapitel 2.3.2 summiert). In Zukunft könnten durch Erschließung der gesamten Ackerfläche, hier ggf. durch periodisch konservierende Bodenbearbeitung oder neue Verfahren wie Strip-Till, noch weitere Potenziale realisiert werden.

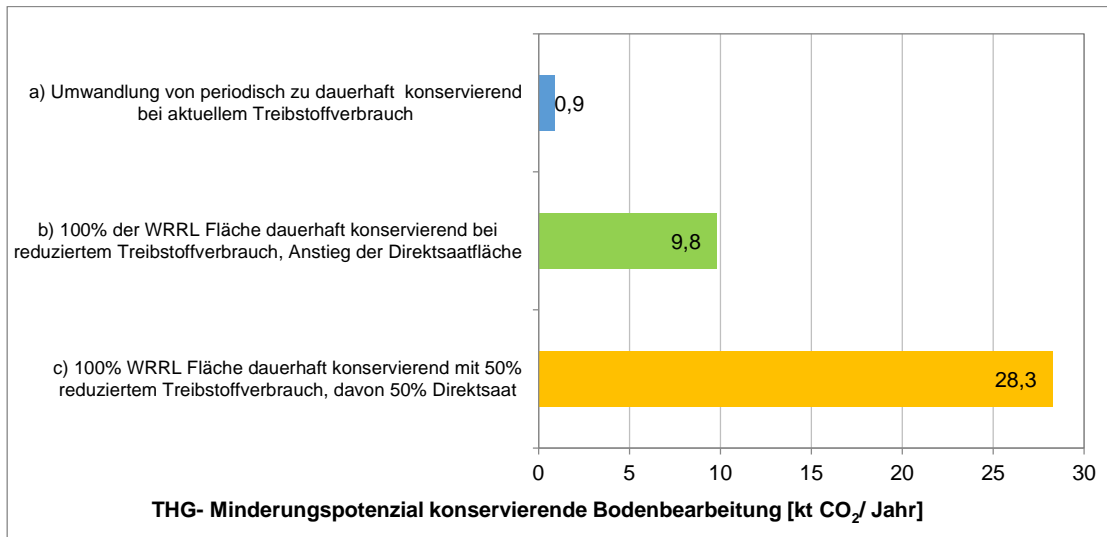


Abbildung 114: Weitere potenzielle Klimaschutzleistungen ausgewählter Szenarien zur Ausdehnung der konservierenden Bodenbearbeitung bis 2020. Flächenbezug ist jeweils die WRRL-Maßnahmenfläche.

Quelle: eigene Berechnungen

Stickstoffminderung gemäß WRRL

Die aktuelle Klimaschutzleistung der stoffaustragsmindernden Maßnahmen nach WRRL kann bis zum Jahr 2015 bzw. 2020 weiter gesteigert werden. In Anlehnung an das Modell Stoffbilanz erfolgte eine realistische Bewertung der Flächenausdehnung der untersuchten Maßnahmen bis 2015. Dieses **Realszenario** zeigt ein Potenzial für weitere Klimaschutzleistungen in Höhe von **9,5 kt CO₂-Äquivalent/Jahr bzw. 25 %** gegenüber dem Ist-Stand. Dafür ist eine Zunahme der Gesamt-Maßnahmenfläche auf 322.550 ha erforderlich. Wird die bis 2020 maximal zu erreichende Zielfläche (Gesamt-AF von 720.000 Hektar mit unterschiedlichen Maßnahmen belegt) im **Maximalszenario** unterstellt, so könnten die weiteren Klimaschutzleistungen potenziell noch um **110 kt CO₂-Äquivalent/Jahr** ausgebaut werden. Weitere THG-Minderungspotenziale werden künftig durch eine Verbesserung der N-Effizienz im Ackerbau, unterstützt durch eine gezielte Beratung erwartet. Auch die Vorgaben zum N-Saldo in der Düngeverordnung werden sich künftig positiv auf den effizienten N-Einsatz und mindernd auf die THG-Emissionen auswirken.

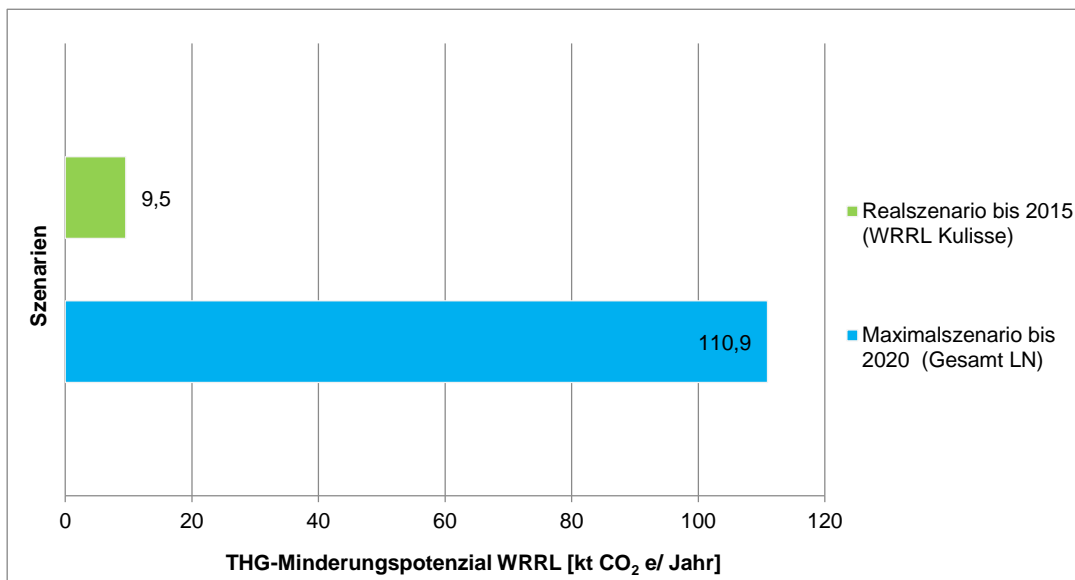


Abbildung 115: Weitere potenzielle Klimaschutzleistungen durch AuW-Maßnahmen zur Minderung des Stoffausstrags nach WRRL. Real- und Maximal-Szenarien bis 2015 bzw. 2020, berechnet auf Basis unterschiedlicher Flächenausdehnungen

Quelle: eigene Berechnungen

Emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdüngern

Die Anwendung des Schlitzverfahrens im Grünland, die Einarbeitung der Herbstgülle innerhalb einer Stunde mit vorheriger Schleppschlauchausbringung und die Gülleinjektion werden in Hinblick auf das Jahr 2020 empfohlen. Eine dahingehende Optimierung der Ausbringungstechnik und Reduzierung der Einarbeitungszeiten hätte ein THG-Minderungspotenzial bis 2020 von bis zu 17 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr zur Folge. Dieses THG-Minderungspotenzial könnte sich weiterhin verdoppeln, wenn beispielsweise die Beratung zusätzlich darauf abzielen würde, mit höheren Mineraldüngeräquivalenten der Wirtschaftsdünger in der Düngeplanung zu rechnen und so Mineraldünger und damit zusätzliche Emissionen aus der Mineraldüngeranwendung eingespart würden.

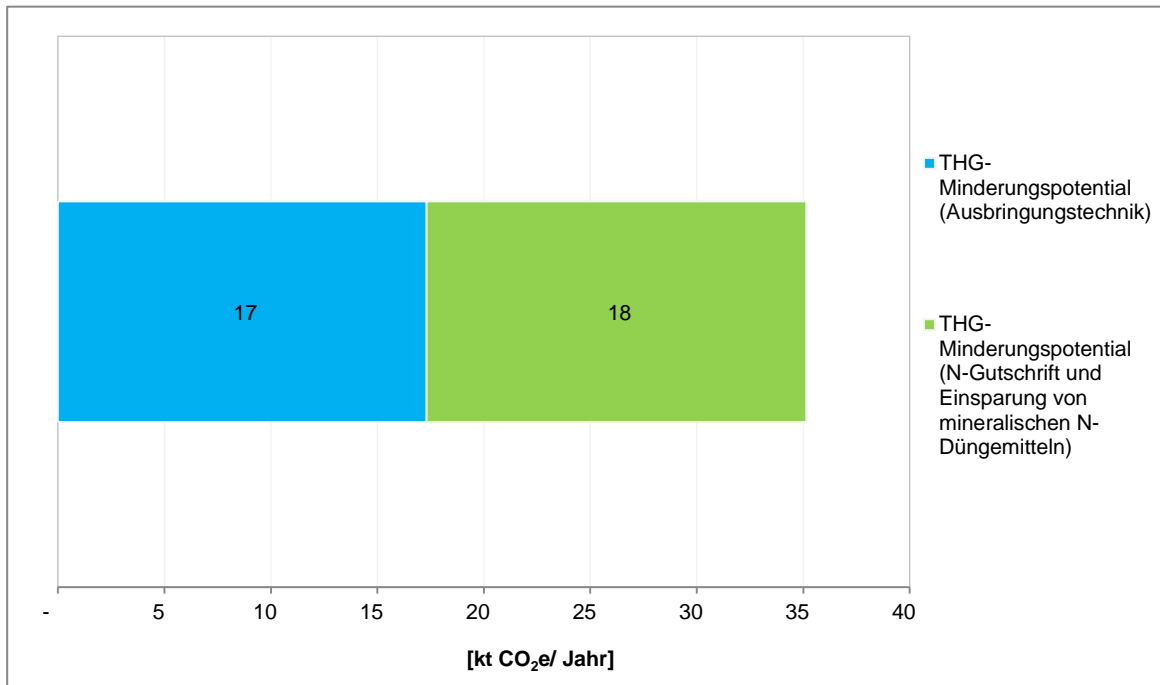


Abbildung 116: Weiteres THG-Minderungspotenzial gegenüber dem Ist-Stand bei Optimierung der Ausbringungstechnik und Verkürzung der Einarbeitungszeiten

Zwischenfruchtanbau/Untersaat/Grünstreifen auf Ackerland/bodenschonender Ackerfutterbau

Die aktuelle Klimaschutzleistung aus den untersuchten AuW-Maßnahmen S1 Zwischenfruchtanbau, S2 Untersaaten, S5 Ackerrandstreifen und S6 bodenschonender Ackerfutterbau, hier berechnet auf Basis der Stoffaustragsminderung, des Leguminoseneffektes in S6 sowie unter Berücksichtigung des Treibstoffbedarfs, kann durch eine weitere Flächenausdehnung bis 2015 gegenüber dem Ist-Stand um 4,4 kt CO₂-Äquivalente/Jahr auf eine Gesamt-THG-Minderungsleistung von 14 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr (Realszenario) ausgebaut werden. Das entspricht einer Steigerung um 44 % gegenüber dem Ist-Stand 2010.

Im Maximalszenario, das durch eine Ausdehnung auf alle in Frage kommenden Ackerflächen Sachsens auch außerhalb der EPRL-Zielkulisse bis zum Jahr 2020 charakterisiert wird, könnte die aktuelle Klimaschutzleistung noch auf eine Gesamt-THG-Minderungsleistung von 88 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr bzw. von ca. 78 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr gegenüber dem Ist-Stand 2010 ausgebaut werden. Dies erscheint aber derzeit wenig praxisnah. Die Klimaschutzleistungen dieser vorrangig als Gewässerschutz konzipierten Maßnahmen können als weitere positive Umweltwirkung betrachtet werden. Bei der Berechnung von Maßnahmenkosten bietet sich damit künftig die Möglichkeit, diese auf mehrere Schutzziele aufzuteilen.

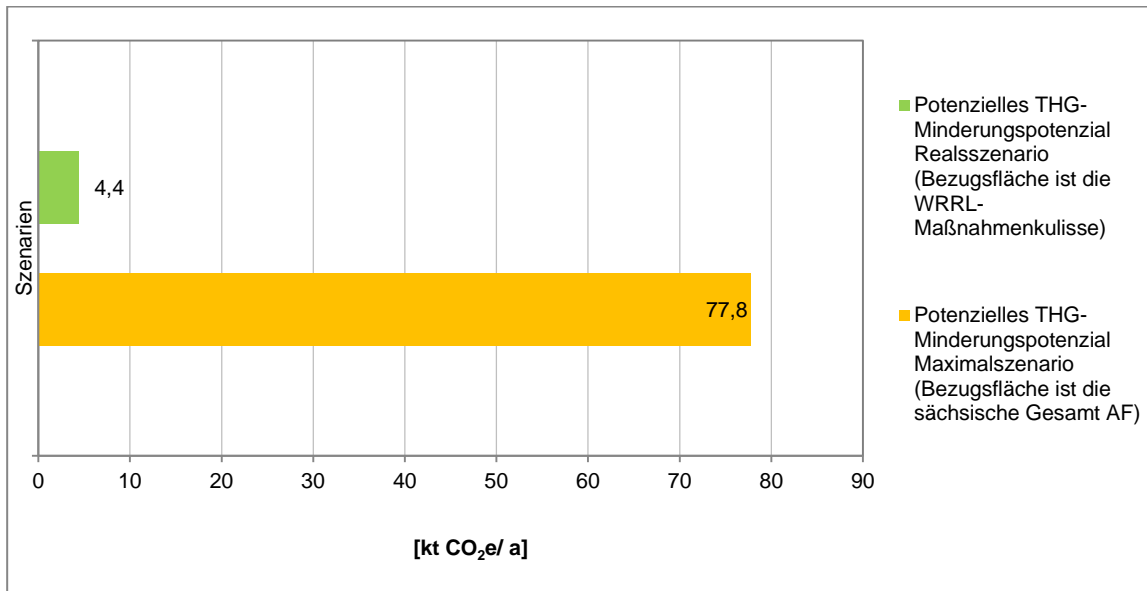


Abbildung 117: Weiteres THG-Minderungspotenzial gegenüber dem Ist-Stand der AuW-Maßnahmen S1 Zwischenfruchtanbau, S2 Untersaaten, S5 Randstreifen und S6 bodenschonender Ackerfütteranbau. Berücksichtigung von Stoffminderungspotenzial, Leguminosenanteil (S6) und Treibstoffbedarf. Berechnet für ein Realsszenario und ein Maximalszenario.

Breitreifen/Niederdruckreifen, Reifendruckregelanlagen und Gleisketten

Eine Abschätzung, welche Veränderungen in Bezug auf die Bereifungstechnik in der sächsischen Landwirtschaft zu erwarten sind, stellt sich aufgrund der unzureichenden Datenlage schwierig dar. Gleiches gilt für die zu erwartenden THG-Emissionen, die durch eine bodenschonendere Bereifung oder innovative ackerbauliche Produktionsverfahren eingespart werden könnten. Zwar bietet die aktuelle Fachliteratur genügend Hinweise darauf, welche Maßnahmen sich konkret anbieten würden der Problematik entgegenzutreten, so z. B. der Einsatz von Gleisketten, Zwillingsreifen und Reifendruckregelanlagen. Es fehlt jedoch letztendlich an belastbaren Ausgangsdaten, um eine quantitative Aussage zum Einsparpotenzial von THG-Emissionen in Sachsen zu treffen.

Tierhaltung

Haltungs- und Fütterungsverfahren, Szenarien für künftige Verfahren der Milch- und Fleischproduktion

Für den Bereich der Tierhaltung wurde eine Vielzahl von Einzelmaßnahmen bzw. komplexer Entwicklungsszenarien auf deren THG-Minderungspotenzial untersucht, welche in Abbildung 118 dargestellt sind.

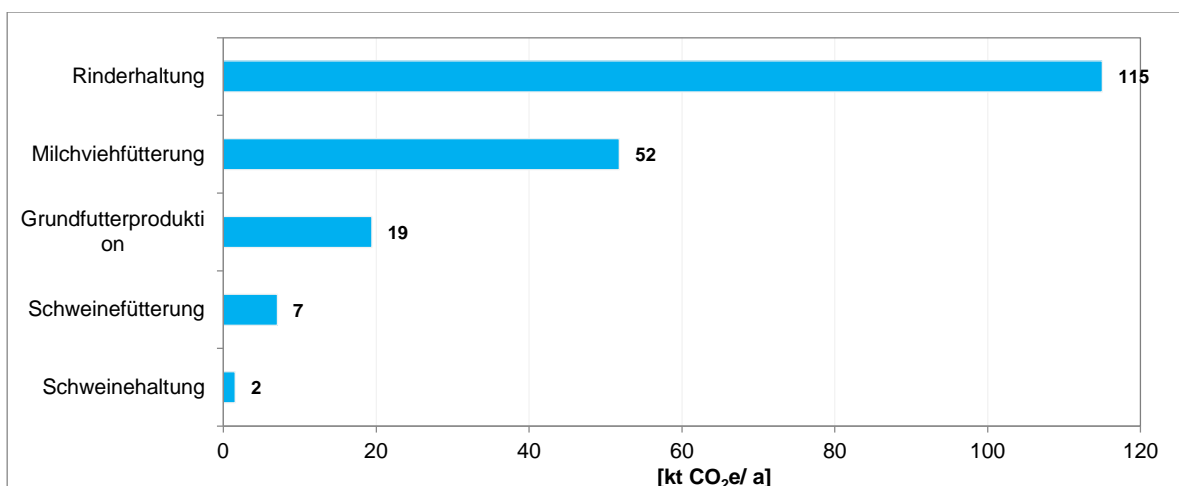


Abbildung 118: Maximale THG-Minderungspotenziale einzelner Maßnahmenkategorien der sächsischen Tierproduktion

Quelle: eigene Berechnungen

Maßnahmen der THG-Reduzierung im Bereich der Rinderhaltung umfassen das Potenzial einer möglichen Ausdehnung der Weidehaltung von Milchkühen und Färsen, die Verwendung von Doppelnutzungsrindern oder (alternativ) die Steigerung der Leistung vorhandener Rassen bei gleichzeitiger Reduzierung der Tierbestandszahlen auf das derzeitige Produktionsniveau (theoretische Betrachtung). Auch innerhalb der Milchviehfütterung bestehen THG-Minderungspotenziale im Grundfuttereinsatz, Krafftuttereinsatz (Proteinträger) und der RP-Absenkung in der Ration. Die Praxisergebnisse zur Methanminderung aus der Verdauung der Wiederkäuer sind zu ungenau und können nicht quantifiziert werden. Die emissionsmindernde Wirkung der Verlustreduzierung bei der Grundfutterproduktion kommt v. a. bei Stilllegung oder Renaturierung der eingesparten Flächen zum Tragen, weil der Anbau von Ackerfrüchten wiederum mit THG-Emissionen verbunden ist. Eine alternative Nutzung von Ackerflächen zur Produktion von Weizen zeigt jedoch trotz allem geringe flächenbezogene THG-Minderungspotenziale. Das Potenzial der Reduzierung der THG-Emissionen der Schweinehaltung und -fütterung ist vergleichsweise gering. In Tabelle 238 sind die ermittelten THG-Minderungspotenziale für den Bereich Tierhaltung zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 238: Maximale THG-Minderungspotenziale in der sächsischen Tierhaltung

Kategorie	Maßnahme	maximale THG-Minderung [kt CO ₂ e/a]
Rinderhaltung	Weidehaltung von trockenstehenden Milchkühen auf 5 Wochen erhöhen	3,04
	Weidehaltung von Färsen auf 9 Monate erhöhen	1,06
	100 %-ige Verwendung der Rasse Fleckvieh zur Milch- und Fleischproduktion	95,83
	(alternativ:) Senken der Reproduktionsrate von 35 % auf 30 % Leistungssteigerung von 9.000 auf 10.000 kg Jahresmilchmenge/Tier + Reduzierung des Tierbestandes auf gleiches Produktionsniveau	110,91
Milchviehfütterung	RP-Absenkung in der Ration von Milchkühen von 18 % auf 16 % während der Hochleistungsphase für 60 Tage	3,46
	Einsatz von 2 kg Lupinen statt 2 kg Sojaextraktionsschrot pro Tag in der Ration	31,22
	Einsatz von 3 kg TM Luzernesilage statt 3 kg TM Grassilage pro Tag in der Ration	17,14
Grundfuttererzeugung	Verlustreduzierung bei der Grundfuttererzeugung um 10 % (Stilllegung)	101,73
	(alternativ:) Verlustreduzierung bei der Grundfuttererzeugung um 10 % (Weizen statt Stilllegung)	19,42
Schweinefütterung	3-Phasenfütterung, N-reduzierte Ration für Mastschweine und Aufzuchtferkel	7,08
Schweinehaltung	emissionsarme Haltungsverfahren für Sauen, Ferkel und Mastschweine	1,55 (Jahr 2020)

Es besteht ein wesentliches Potenzial in der Leistungssteigerung und Optimierung von Reproduktionsparametern in der Milchviehhaltung. Weil eine Leistungssteigerung mit einer Erhöhung der tierplatzbezogenen Emissionen verbunden ist, lässt sich diese Maßnahme nur im Zusammenhang mit einer Bestandsreduzierung THG-mindernd darstellen, wenn eine vergleichbare Produktmenge generiert wird. Das realistischste Entwicklungsszenarium in Sachsen ist aber – auch bei einer Optimierung der Leistungsparameter – die Erhaltung und ggf. ein verhaltener Zuwachs der Milchviehbestände. Dies hätte zur Folge, dass flächenbezogen die THG-Emissionen zunehmen würden und für das Produkt „Milch“ eine bilanzielle Überversorgung sowie das Produkt „Rindfleisch“ eine steigende Selbstversorgung erreicht würde (ein unverändertes Konsumverhalten der Bevölkerung unterstellt). Auch die Umstellung auf eine 100 %ige Verwendung der Rasse Fleckvieh mit einem THG-Minderungspotenzial von ca. 96 kt CO₂-Äquivalenten pro Jahr ist (insbesondere in der Prognose bis 2020)

kein realistisches Szenarium, sondern verdeutlicht nur die theoretische und auf den Klimaschutzaspekt eingegrenzte Vorteilhaftigkeit der Verwendung geeigneter Doppelnutzungsrasen. Die weiteren THG-Minderungsmöglichkeiten über Maßnahmen im Bereich der Milchviehfütterung, Grundfutterproduktion oder Schweineproduktion sind vergleichsweise gering (Tabelle 238), stellen aber jene Maßnahmen dar, die auf betrieblicher Ebene die höchsten Umsetzungschancen bieten. Insgesamt bedeutet das, dass

- Maßnahmen, die mit hohen THG-Minderungspotenzialen verbunden, aber an eine Reduzierung der Tierbestandszahlen gekoppelt sind, unter den derzeitigen Rahmenbedingungen als nicht realistisch eingeschätzt werden,
- eine Vielzahl identifizierter Maßnahmen im Bereich der Tierfütterung, -haltung und Futterproduktion relevante THG-Minderungspotenziale zeigt. Diese können jedoch im Wesentlichen nur betriebsindividuell erreicht werden und lassen sich schwer über allgemeine Fördermaßnahmen beeinflussen,
- THG-Potenziale durch Stallum- und -neubauten im Bereich der Schweineproduktion vergleichsweise gering sind und hohe spezifische THG-Minderungskosten aufweisen.

Hieraus lassen sich nur allgemeine Empfehlungen ableiten, die zu großen Teilen in Sachsen bereits umgesetzt werden:

- Ausbau der einzelbetrieblichen Beratung mit verstärktem Fokus auf Maßnahmen mit Potenzial zur THG-Minderung (Tierfütterung, Futterproduktion, Weidehaltung, Rassenwahl)
- Verbesserung der Nutzungsdauer und Fruchtbarkeitsleistung über gezielte Zuchtarbeit
- Evaluierung, ob durch die bestehenden Fördermechanismen des AFP die Ziele verbesserter Tierhaltungsbedingungen erreicht werden, weil davon ausgegangen wird, dass eine verbesserte Tiergesundheit zu einer verbesserten Lebensleistung und verringerten Tierverlusten führt.
- Stärkere Verknüpfung von Anforderungen der Energieeffizienz, des Klimaschutzes und des Tierwohls (z. B. basierend auf dem "Nationalen Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren" (KTBL 2006a) an Förderanreize, z. B. im Rahmen des AFP

Auf betrieblicher Ebene weisen folgende Maßnahmen relevante und umsetzbare THG-Minderungspotenziale auf:

- Verlustreduzierung bei der Futtermittelkonservierung
- Verwendung einheimischer Proteinträger
- verstärkter Einsatz von Zweinutzungsrasen zur Milch- und Fleischgewinnung (evtl. über Verdrängungskreuzung)
- Ausdehnung der Weidehaltung

Emissionsarme Lagerung von Wirtschaftsdüngern

Die ermittelten THG-Minderungspotenziale durch die Abdeckung offener Lagerbehälter für Schweingülle sind mit ca. 500 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr nur als marginal zu betrachten. Ein verstärkter Fokus sollte auf der Weiterentwicklung alternativer THG-Minderungsverfahren für die Güllebehandlung/-lagerung gelegt werden, die auch Auswirkungen auf die deutlich stärkeren Treibhausgase wie Methan oder Lachgas versprechen (z. B. das direkte Ansäuern mit Milchsäure oder die mikrobiologische Säureproduktion durch spezielle Mikroorganismenkulturen), eine Alternative stellt die Biogastechnologie dar. Eine einfach umzusetzende Maßnahme wäre die verbindliche Forderung nach Umsetzung geeigneter Emissionsminderungsmaßnahmen auch für baurechtlich genehmigte Güllelagerbehälter.

Abluftreinigungsanlagen in der Tierhaltung

Der Betrieb von Abluftreinigungsanlagen zur Minderung der NH₃-Emissionen in der Schweinehaltung erweist sich als keine geeignete Option für die Minderung der THG-Emissionen, weil die aus dem zusätzlichen Stromverbrauch der Reinigungsanlagen resultierenden sekundären THG-Emissionen die THG-Minderungsleistungen aus der Ammoniakabscheidung überwiegen.

Sonstige

Bewirtschaftungsverfahren Ökolandbau

Von einer weiteren Ausdehnung der ökologisch bewirtschafteten Anbaufläche im Freistaat Sachsen wird ausgegangen. Je nach Ausdehnung kann die THG-Klimaschutzleistung von 20 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr 2010 auf 28 bis 59 kt CO₂-Äquivalente/Jahr im Jahr 2020 flächenbezogen ansteigen. Dies entspricht einer Verdreifachung der THG-Leistungen aus dem Ökolandbau. Bezogen auf die Gesamtanbaufläche Sachsens könnte eine THG-Minderung von 2,2 % erreicht werden. Zusätzlich zum Ist-Stand könnten somit weitere potenzielle Klimaschutzleistungen in Höhe von **8-39 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr** bis zum Jahr 2020 realisiert werden. Produktbezogene Vorteile fallen meist geringer aus. Aufgrund der unsicheren Bewertungsgrundlage wurden für die Tierhaltung keine Szenarien berechnet. Maßnahmen zur klimaschonenden Optimierung des Ökologischen Landbaus sind möglich und sollten im Hinblick auf eine Weiterentwicklung (bei Forschungsbedarf) bzw. Umsetzung (bei Praxisreife) geprüft werden. Der ökologische Landbau vereint vielfache positive Umweltwirkungen. Insbesondere durch zunehmende Ertragsleistungen je eingesetzter Energieeinheit können die Klimaschutzleistungen positiv beeinflusst werden.

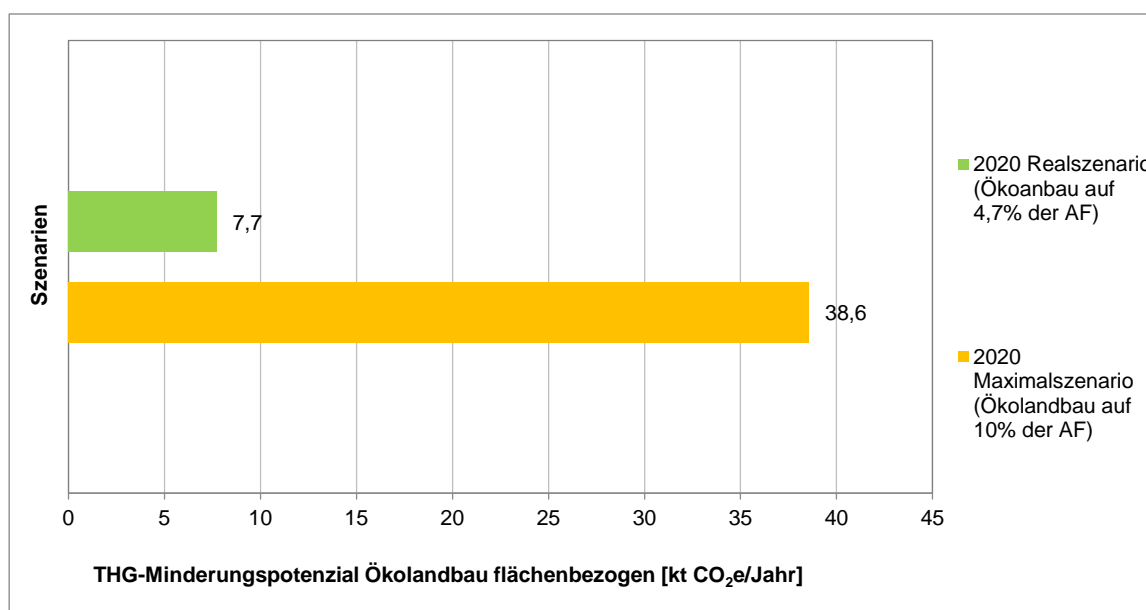


Abbildung 119: Weitere potenzielle Klimaschutzleistungen durch Ökologischen Ackerbau, Real- und Maximal-Szenarien bis 2020, berechnet auf Basis von Flächenausdehnungen

Quelle: eigene Berechnungen

Stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe

Die Nutzung nachwachsender Rohstoffe von Ackerflächen steht in direkter Konkurrenz zu anderen Verwertungsformen (Nahrungs- und Futtermittelproduktion, energetische Nutzung). Eine Bewertung von THG-Minderungspotenzialen ist auf Grund fehlender Datenbasis zur Bewertung dieser Effekte in Bezug auf Nutzungspfade auf Basis „konventioneller“ (fossiler) Rohstoffe nicht möglich. Es wird empfohlen, Ansätze zur Bewertungen solcher Effekte weiterzuentwickeln und wissenschaftlich zu validieren. Erste Hinweise auf eine Vorteilhaftigkeit stofflicher Nutzungspfade und insbesondere einer Kaskadennutzung (stofflich – energetisch) von Biomasse (auch im Hinblick auf Klimaschutzaspekte) einer aktuellen Studie des Umweltbundesamtes (2014) sollten weiter untersucht werden. Sinnvolle Stoffstrompfade mit Wertschöpfungspotenzialen in der Landwirtschaft bzw. landwirtschaftsnahen Wirtschaftsbereichen sollten gezielt weiterentwickelt werden.

Konsum vor allem tierischer Lebensmittel

Durch eine konsequente Reduzierung des Verzehrs tierischer Lebensmittel auf ein ernährungsphysiologisch empfohlenes Niveau könnten theoretisch erhebliche Mengen an THG-Emissionen reduziert bzw. nach Sachsen „importierte“ Emissionen bilanziell vollständig substituiert werden. Durch die Umsetzung der Ernährungsempfehlungen nach DGE (2004), die eine Minderung des derzeitigen Fleisch-/Wurstverzehrs um mehr als 60% erfordern würde, könnten die verbrauchsbezogenen THG-Emissionen in Sachsen bis 2020 unter Berücksichtigung der demografischen Entwicklung **um ca. 1.258 t**

CO₂-Äquivalente/Jahr reduziert werden. Durch Maßnahmen zur Information und Aufklärung der Bevölkerung kann eine Änderung des Verbraucherverhaltens hin zu einer fleischreduzierten Ernährung unterstützt werden. Neben potenziellen Vorteilswirkungen für den Klimaschutz kann dies vor allem zur Gesundheitsvorsorge und damit verbunden zu erheblichen Kosteneinsparungen im Sozialbereich beitragen.

Das sehr hohe theoretische THG-Minderungspotenzial, das sich aus dem Szenarium „DGE-Empfehlungen“ ergibt, darf jedoch aus folgenden Gründen zu keinen überzogenen Erwartungen führen: Die hypothetische Betrachtung, die diesem Szenarium zugrunde liegt, setzt einen tiefgreifenden Wandel im Konsumverhalten der sächsischen Bevölkerung voraus, der wiederum zu einem entsprechenden Rückgang in der Erzeugung tierischer Lebensmittel führen soll. Die bisherigen Aufklärungsbemühungen haben jedoch zu keiner Reduzierung des Fleischverzehr in Sachsen und in Deutschland geführt und bei steigender Weltmarktnachfrage sowie zunehmend liberalisierten und globalisierten Agrarmärkten kann auch nicht von einem Viehbestandsabbau aufgrund eines verminderten Fleischverzehr der sächsischen Bevölkerung ausgegangen werden (siehe dazu Kapitel 3.5.3). Hier sind auch der in Sachsen im Bundesvergleich vergleichsweise niedrige sowie ökologisch und pflanzenbaulich verträgliche Viehbesatz und die Bedeutung der sächsischen Tierhaltung für den ländlichen Raum zu berücksichtigen, sodass ein Tierbestandsabbau in Sachsen keine reale Option darstellt. Die hohen Erwartungen in die Klimaschutzleistungen einer fleischreduzierten Ernährung sollten daher trotz des hohen theoretischen THG-Minderungspotenzials auf ein realistisches Niveau reduziert werden. Eine Änderung des Verbraucherverhaltens hin zu einer fleischreduzierten Ernährung stellt eine Generationenaufgabe dar. Die staatlichen Einwirkungsmöglichkeiten sind hier gering und im Wesentlichen auf Information und Aufklärung beschränkt (mdl. Mittlg. HENK 2014). Sie sollten jedoch – vor allem auch wegen der Vorteilswirkungen im Gesundheitsbereich – deutschlandweit fortgeführt und möglichst auf EU-Ebene ausgedehnt werden, um ggf. auch relevante THG-Minderungen erreichen zu können.

Darüber hinaus bestehen erhebliche weitere Treibhausgasreduzierungspotenziale, wenn von den Verbrauchern Empfehlungen zu einer klimaschonenden Ernährung berücksichtigt werden, die vom Konsum saisonaler Gemüse- und Obstsorten über regional erzeugte und wenig verarbeitete Lebensmittel bis zur Minimierung von Lebensmittelabfällen reichen. Durch Förderung der Direkt- und Regionalvermarktung, des Aufbaus regionaler Wertschöpfungsketten sowie des ökologischen Landbaus kann hier der Freistaat Sachsen zusätzliche Unterstützung leisten.

4 Vorschläge vorrangiger Maßnahmen

Zusammenfassung des Status quo

Zur Bewertung der Ist-Situation der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft im Freistaat Sachsen ist es sinnvoll, spezifische Kenngrößen zu vergleichen. Auf Grund fehlender Kennzahlen anderer Bundesländer beschränkt sich die nachfolgende Darstellung in Tabelle 239 nur auf die gesamte Bundesrepublik, das Land Niedersachsen²⁰ und den Freistaat Sachsen.

Tabelle 239: Kennzahlenvergleich Sachsen – Niedersachsen – BRD für das Jahr 2010

Vergleichsgröße	Einheit	Sachsen	Niedersachsen	Deutschland
Einwohnerzahl	Mio. Einwohner	4,15	7,92	81,75
Gesamtfläche	Mio. ha	1,842	4,761	35,712
Einwohnerdichte	Einwohner/ha	2,25	1,66	2,29

²⁰ Der Vergleich mit Niedersachsen erfolgt hier aus zwei Gründen: Zu einen liegen mit der Studie von FLESSA et al. (2012) vergleichbare Zahlen für dieses Land vor, zum anderen hat das Land Niedersachsen eine grundlegend andere landwirtschaftliche Struktur, die u. a. durch eine sehr hohe Tierbesatzdichte und einen großen Anteil landwirtschaftlich genutzter Moorflächen gekennzeichnet ist.

Vergleichsgröße	Einheit	Sachsen	Niedersachsen	Deutschland
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN)	Mio. ha	0,91	2,58	16,7
Tierbesatzdichte	GV/ha LN	0,53	1,12	0,78
THG-Emissionen gesamt (Landnutzung, Tierhaltung <u>und</u> Landnutzungsänderungen nach NIR ohne Energie und Vorketten)	kt CO ₂ e/a	2.717	29.852	84.773
davon aus Bewirtschaftung organischer Böden (Moore)	% von gesamt	vernachlässigbar	ca. 45 %	k. A.
„Importierte“ THG-Emissionen mit tierischen Lebensmitteln	kt CO ₂ e/a	ca. 800	keine, hingegen „Exporte“ von THG-Emissionen	k. A.
Spezifische THG-Emissionen	t CO ₂ e/ha LN und Jahr	3,0	11,6	5,1
	t CO ₂ e/Einwohner und Jahr	0,65	3,77	1,04
	t CO ₂ e/GV* a	5,6	10,3	6,5
Anzahl Biogasanlagen (BGA)	Stück	190	1.073	4.099
Anbaufläche nawaRo für BGA	ha	41.300	220.000	900.000

Quelle: eigene Darstellung und Berechnungen auf Basis von Destatis (2012c); HAENEL et al. (2012); Destatis (2011b); UBA (2012b); Fachverband Biogas e. V. (2013); FNR (2012b) und FLESSA et al. (2012)

* Umrechnung der flächenspezifischen Gesamtemissionen über die Tierbesatzdichte

Der Freistaat Sachsen hat im Vergleich zum Bundesdurchschnitt und dem Land Niedersachsen eine sehr gute flächenbezogene THG-Bilanz und auch die einwohnerspezifischen Werte schneiden im Vergleich positiv ab. Diese überwiegend guten Bilanzzahlen lassen sich jedoch relativ einfach erklären und relativieren. So weist der Freistaat Sachsen unterdurchschnittliche Tierbesatzzahlen auf, während die Einwohnerdichte etwa dem Bundesdurchschnitt entspricht. Hieraus leitet sich die im Kapitel 2.5.3 dargestellte Deckungslücke bei der Versorgung der Bevölkerung mit tierischen Lebensmitteln aus einheimischer Produktion ab. Dies hat zur Folge, dass THG-Emissionen in einer Größenordnung von ca. 800 kt CO₂-Äquivalenten/Jahr mit tierischen Lebensmitteln aus anderen Bundesländern nach Sachsen importiert werden, die in der flächenbezogenen Bilanz des Freistaates nicht enthalten sind. Im Vergleich hierzu ist Niedersachsen ein bedeutender „Exporteur“ tierischer Produkte und weist flächenbezogen deutliche höhere THG-Emissionen auf. Hinzu kommt für Niedersachsen die Tatsache, dass das Land etwa 38% der gesamtdeutschen Moorfläche umfasst und durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung dieser organischen Böden erhebliche THG-Emissionen freigesetzt werden, die die Bilanz dieses Bundeslandes belasten (FLESSA et al. 2012). In Sachsen spielt die Bewirtschaftung organischer Böden keine relevante Rolle.

Vormerkungen zum Potenzialbegriff

Im Kapitel 3 wurden THG-Minderungspotenziale mit Bezug auf das Jahr 2020 (oder, falls dies nicht belastbar bewertet werden konnte, ohne konkreten Zeitbezug) ermittelt und ausgewiesen. Dabei werden themenspezifisch zum Teil theoretische Potenziale ausgewiesen (Beispiel: das theoretische Potenzial des vollständigen Einsatzes von Pflanzenöl als Kraftstoff für landwirtschaftliche Fahrzeuge), zum Teil fließen bereits durch die Bezugnahme auf räumliche, infrastrukturelle, technologische oder wirtschaftliche Rahmenbedingungen bzw. die Einbeziehung der Bewertung von Experten in die Potenzialschätzungen Einschränkungen mit ein, sodass die berechneten Potenziale per Definition nur eine Teilmenge eines theoretischen Wertes abbilden. Im Folgenden werden die Schätzwerte zu THG-Minderungsmöglichkeiten (wenn diese entsprechend abgeschätzt wurden) somit als theoretische und realistische Potenziale ausgewiesen, wobei für jede der empfohlenen Maßnahmen auf die individuelle Potenzialdefinition Bezug genommen wird. Zu beachten ist ferner, dass dargestellte Maßnahmen in der Regel vielfältige Auswirkungen auf andere landwirtschaftliche Teilprozesse beinhalten, die in ihrer Komplexität nicht durch die ausgewiesenen Zahlen abgebildet werden können.

Grundsätzlich ist auch auf die Unschärfe bei der Schätzung von THG-Minderungspotenzialen zu verweisen, die sich aus der jeweils vorliegenden Detailtiefe der Berechnungsgrundlagen ergeben, aber auch aus den im Agrarsektor üblichen Wertevarianzen durch natürliche Standortbedingungen, Witterungseinflüsse und Bewirtschaftungsfaktoren resultieren. Insofern sind die im Folgenden benannten Werte zu THG-Minderungspotenzialen und den damit verbundenen Kosten als orientierende Angaben zu betrachten.

Die nachfolgenden Maßnahmenempfehlungen werden aus methodischen Gründen für die Bereiche „Landnutzung“ und „Energieeinsatz/Tierhaltung/Ernährung“ getrennt hergeleitet.

Landnutzung

Im Bereich der **Landnutzung** ergeben sich aus Sicht der Autoren folgende Handlungsfelder:

- N-Effizienz
- Ökologischer Landbau
- Grünland

Tabelle 240 und Tabelle 241 stellen die geprüften Maßnahmen in der Übersicht zusammen und geben neben den THG-Minderungspotenzialen (siehe Kapitel 2 und 3) auch Spannen für die Minderungskosten je Tonne CO₂ an. Außerdem wurden die weiteren Umweltwirkungen abgeschätzt. Hierzu gehören Grundwasserschutz, Oberflächengewässerschutz, Erosionsschutz, Humusaufbau und der Schutz der Biodiversität. Nur in der Gesamtbetrachtung lassen sich aus Sicht der Autoren auch die THG-Minderungspotenziale einzelner Landnutzungsmaßnahmen richtig bewerten.

Tabelle 240: Zusammenfassung der empfohlenen Maßnahmen im Bereich der Landnutzung, Handlungsfeld N-Effizienz, Treibhausgasminderungspotenzial, geschätzte Kosten der THG-Einsparung und weitere Schutzpotenziale

Nr.	Handlungsfeld/ Maßnahme	Wirkung der Maßnahme	THG-Minderungspotenzial		Kosten der Emissionsminderung [€/t CO ₂ e]	Synergien mit weiteren Umweltleistungen				
			theoretisch	realistisch		Grundwasserschutz	Oberflächen- gewässerschutz	Erosionsschutz	Humusaufbau	Biodiversität
1	N-Effizienz Wirtschaftsdüngereinsatz/Bodenbearbeitung									
	Optimierung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern	Einsparung von mineralischem N-Dünger bei Anrechnung der Düngegutschrift, Reduzierung der NH ₃ -Emissionen durch verbesserte Ausbringungstechniken	35	17	k. A.	++	++	0	0	+
	Ausdehnung der konservierenden Bodenbearbeitung /Förderung der Direktsaat	Einsparung fossiler Kraftstoffe (Diesel) von 2-10 Liter/ha	~ 28	~ 9,8	780 € bei Direktsaat bzw. 0 € als Koppelprodukt der AuW Erosionsschutz	+	++	++	0 (+) ¹⁾	0
	N-Effizienz Anbaumaßnahmen									
	<i>Ausdehnung von Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL (AuW-Maßnahmen S1, S2, S3, S5, S6, G10, Ö1) auf Basis der N-Effizienz bewertet</i>	Verringerung des N-Austrags - davon S3 - davon G10 ²⁾	~ 110,9 10,6 0,6	~9,5 1,7 0,6	0 € als Koppelprodukt der AuW Maßnahme Nitratminderung					
	<i>Vertiefende Bewertung ausgewählter AuW-Maßnahmen (auf Basis N-Effizienz + Treibstoffinput + Leguminoseneffekte)</i>									
					0 € als Koppelprodukt der AuW-Maßnahme, bezogen auf THG wie folgt:					
	Ansaat von Zwischenfrüchten (AuW S1)	Verringerung des N-Austrags	~39,1	~ 4,2	286-317	++	++	++	+	+
	Anbau von Untersaaten bei Mais (AuW S2)	Verringerung des N-Austrags	~ 26,8	~ 0,1	167-186	+	+	+	+	0
	Anlegen von Grünstreifen auf Ackerland (AuW S5)	Verringerung des N-Austrags	~ 6,9	~ 0,1	590-320	0	++	++	+	++
	Bodenschonende Verfahren im Ackerfütterbau (AuW S6)	Verringerung des N-Austrags, Humusbilanz	~ 1,8	~ 0,04	890-2.967	++	++	++	++	+
	S6 optimiert: mit Leguminosenanteilen auf 30 % der Zielfläche	Verringerung des N-Düngereinsatzes, Humusbilanz	~ 3,2	~ 0,1	412-860	+	++	++	++	+

++ = sehr positiv, + positiv, 0 keine Synergien (neutral oder negativ)

¹⁾ 0 bei Mulchsaat, + bei Direktsaat

²⁾ Das Kapitel Stickstoffminderung nach WRRL ist auf Basis der N-Minderung berechnet. Die ausgewiesenen Minderungspotenziale sind bereits weitgehend in den Vertiefungskapiteln enthalten. Die extra aufgeführten N₂O-Potenziale aus S3 konservierende Bodenbearbeitung und G10 Acker zu Grünland sind in den Vertiefungskapiteln nicht berücksichtigt. Sie können daher in einer Summierung des Gesamtminderungspotenzials berücksichtigt werden.

Tabelle 241: Zusammenfassung der empfohlenen Maßnahmen im Bereich der Landnutzung Handlungsfelder Ökologischer Landbau und Grünland, ihr Treibhausgasminderungspotenzial, geschätzte Kosten der THG-Einsparung und weitere Schutzpotenziale

Nr.	Handlungsfeld/ Maßnahme	Wirkung der Maßnahme	THG-Minderungspotenzial [kt CO ₂ e/Jahr]		Kosten der Emissionsminderung [€/t CO ₂ e]	Synergien mit weiteren Umweltleistungen				
			theoretisch	realistisch		Grundwasserschutz	Oberflächen-gewässerschutz	Erosionsschutz	Humusaufbau	Biodiversität
Ökologischer Landbau										
2	Fortführung der Förderung u. Ausdehnung des ökologischen Landbaus	Erhöhung der flächenbezogenen THG-Klimaschutzleistung, Einsparung von mineralischen N-Düngern und Treibstoff	~ 38,6 ¹⁾	~ 7,7	185 bzw. 0 €, wenn vorrangig weiteren Umweltleistungen gefördert werden	++	+	+	+	+
Grünland										
3	Vermeidung von Grünlandumbruch ⁵⁾	Vermeidung von THG-Emissionen	54 (1.076 über 20 Jahre bei 8 %)	34 (672 über 20 Jahre bei 5 %)	k. A.	++	++	++	++	++
	Erhöhung des Dauergrünlandanteils	C-Sequestrierung	60 (1.192 über 20 Jahre)	30 (596 über 20 Jahre)	k. A.	++	++	++	++	++
	Verzicht des Mineraldüngereinsatzes auf Grünland	Verringerung N-Austrags	32 ²⁾	k. A.	tendenziell kostenneutral	+	+	0	0	+
	Erhöhung des Leguminosenanteils in Futterbeständen	Verringerung des Düngereinsatzes	49 ⁴⁾	25 ³⁾	k. A.	0	0	0	+	+

¹⁾ bei Ausweitung der ökologischen Anbaufläche; ²⁾ Reduzierung des mineral. N um 50 kg/ha auf 0. Keine Unterscheidung im Maximalszenario

³⁾ bei 50 % Erhöhung Leguminosengemenge; ⁴⁾ bei 100 % Erhöhung Leguminosengemenge; ⁵⁾ im Gesamtpotenzial (Abbildung 120) nicht berücksichtigt

++ = sehr positiv, + positiv, 0 keine Synergien (neutral oder negativ)

Wie aus Kapitel 1 hervorgeht, wird der Großteil der Emissionen im Sektor Landwirtschaft durch den Pflanzenbau verursacht, speziell durch den Einsatz mineralischer N-Dünger. Aus diesem Grund sollten die Maßnahmen im Bereich der Landnutzung in Sachsen primär auf die Erhöhung der N-Effizienz und somit der Verringerung der N-Austräge abzielen. Nachfolgend sollen die wesentlichsten Maßnahmen noch einmal untersetzt werden:

1. Handlungsfeld N-Effizienz

Unter dem Handlungsfeld N-Effizienz lassen sich Maßnahmen aus unterschiedlichen Förderprogrammen, Richtlinien bzw. Verordnungen (WRRL, AuW, DüV ...) subsummieren:

- Optimierung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern
- Anrechnung des N-Werts organischer Dünger (Düngergrütschrift)

- Ausdehnung der konservierenden Bodenbearbeitung/Förderung der Direktsaat
- Novellierung der Düngeverordnung
- Ausdehnung der AuW-Maßnahmenfläche, darunter
 - Ansaat von Zwischenfrüchten (AuW S1)
 - Anbau von Untersaaten bei Mais (AuW S2)
 - Anlegen von Grünstreifen auf Ackerland (AuW S5)
 - Bodenschonende Produktionsverfahren im Ackerfutterbau (AuW S6)

Um eine Erhöhung der N-Effizienz zu erreichen, sollte eine verstärkte Anpassung ordnungsrechtlicher Maßnahmen u. a. der Düngeverordnung zur weiteren Reduzierung der Stoffausträge erfolgen. Dies kann durch eine Anpassung der N-Bilanzvorgaben oder auch der Anrechnung von organischen Wirtschaftsdüngern (Düngegutschrift) bei der Düngeplanung realisiert werden. Ferner sollte eine gezielte, umweltorientierte Betriebsberatung zur Stärkung der Fachkompetenz im Hinblick auf die Ausschöpfung ackerbaulicher Möglichkeiten zur Minderung von Stoffausträgen und Emissionen erfolgen.

Im Bereich der Ausbringung und Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern sollte die bisherige Förderung bodennaher und verteilgenauer Ausbringtechnik für Wirtschaftsdünger in der kommenden Förderperiode beibehalten oder zumindest Maßnahmen zur Förderung des Wissenstransfers nach Artikel 14 ELER berücksichtigt werden.

In Sachsen wird die dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung derzeit durch das AuW-Programm gefördert. Durch eine Fortsetzung der Förderungen und ggf. eine weitere Qualifizierung der Maßnahme kann die Umstellung auf konservierende Bearbeitungsverfahren weiter unterstützt und beschleunigt werden. Obgleich die Klimaschutzleistung aus den AuW-Maßnahmen als Koppelprodukt des eigentlichen Wasserschutzziels zu betrachten ist, ist ihr Stellenwert dennoch hoch. Der erreichte Umsetzungsstand sowie der zeitliche Verlauf der umgesetzten Agrarumweltmaßnahmen lassen eine weitere Zunahme der Umsetzung erwarten. Dies setzt voraus, dass die bisherigen Förderprogramme in Form und Umfang weiterhin zur Verfügung stehen. Das EPLR Programm „Umweltgerechte Landwirtschaft“ hat unter anderem die Minderung der N-Düngung und die emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdünger zum Ziel. Die neue Förderphase ab 2014 sollte hier aktiv im Hinblick auf die Entwicklung und Förderung von klimaschutzorientierten Maßnahmen genutzt werden.

Eine Möglichkeit, die flankierenden Maßnahmen aus dem Bereich der N-Effizienz zu bündeln, besteht in der Integration dieser in ein gesamtbetriebliches Konzept wie dem Betriebs-Umweltplan, der neben zahlreichen weiteren auch Kennzahlen im Bereich Klima erfasst. Durch die Implementierung eines Betriebs-Umweltplans wird eine Bewertung und Begutachtung eines landwirtschaftlichen Betriebes in Bezug auf seine Klimaschutzleistung ermöglicht. Daraus lassen sich adäquate, betriebsspezifische Maßnahmen ableiten.

2. Handlungsfeld Ökologischer Landbau

Flächenbezogene Klimaschutzleistungen des ökologischen Landbaus wurden aufgezeigt, wohingegen produktbezogen keine klaren Vorteile des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen festzustellen sind, sondern hier das individuelle Anbau- und Bewirtschaftungsverfahren entscheidend ist. Weil der ökologische Landbau gegenüber dem konventionellen Anbausystem eine Vielzahl positiver Umwelteffekte aufweist, wie beispielsweise eine erhöhte Biodiversität, verbesserter Oberflächen-, Grundwasser- und Bodenschutz, sollte seine Förderung vorangetrieben und die Potenziale zur Optimierung der Klimaschutzleistungen weiter ausgebaut werden. Klimaschutzleistungen können insbesondere durch zunehmende Ertragsleistungen je eingesetzter Energieeinheit positiv beeinflusst werden.

Mit Blick auf die in den vergangenen Jahren stark angestiegenen Pachtpreise ist zu prüfen, ob die aktuelle Förderung ausreichenden Anreiz für die flächenmäßige Ausweitung des ökologischen Landbaus bietet.

3. Handlungsfeld: Grünland

Der Erhalt von Grünlandstandorten kann THG-Emissionen aus der Landwirtschaft unumstritten reduzieren. Vor diesem Hintergrund, aber auch aufgrund zusätzlicher Umweltleistungen sollten die bestehenden Grünlandstandorte dauerhaft gesichert und Umbruch vermieden werden. Hierzu sollten alternative Verwertungsmöglichkeiten des Grünlandaufwuchses weiter untersucht und ggf. gefördert werden, darunter beispielsweise die Nutzung des Grünlandaufwuchses als Koferment für Biogasanlagen oder die Etablierung von Agroforstsystemen.

Im Bereich der Grünland- und Futterbaunutzungssysteme sind die Futterbestandszusammensetzung sowie die Düngestrategie im Hinblick auf die Einsparung von THG-Emissionen von großer Bedeutung. Folgende Maßnahmen können empfohlen werden:

- Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes
- Verringerung von Ausbringungsverlusten (Wirtschaftsdünger)
- Anrechnung des N-Werts organischer Dünger (Düngegutschrift)
- Erhöhung des Leguminosenanteils in Futterbeständen

Im Rahmen von *Europa 2020 – der Wachstumsstrategie der EU für das kommende Jahrzehnt* – kommt der Forschung und Innovation eine Schlüsselrolle zu. Vor dem Hintergrund, dass Innovationsprozesse nicht linear verlaufen und erhebliche Defizite und Lücken im Bereich Wissenstransfer zwischen Praxis und Forschung bestehen, wurde das Konzept der *Europäischen Innovationspartnerschaft (EIP)* entwickelt. Die EIP soll demnach eine Brücke zwischen wissenschaftlicher Forschung und Bedarf auf der Anwenderseite schlagen. Im Bereich der Landnutzung wurde die EIP *Landwirtschaftliche Produktivität & Nachhaltigkeit* geschaffen, mittels derer gezielt Innovationen für die landwirtschaftliche Praxis generiert werden sollen – vorzüglich in den durch die Sozioökonomische Analyse länderspezifisch identifizierten Problemfeldern. Von daher ist zu empfehlen, dass diese Problemfelder im Rahmen der Neuprogrammierung des EPLR, insbesondere für das neue Instrument EIP, Berücksichtigung finden.

Fazit

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass sich im Bereich der Landnutzung ein Bündel an Maßnahmen empfiehlt, dessen Umsetzung sowohl kurzfristig als auch langfristig wirkt. Kurzfristige Wirkungen sind zum Beispiel bei der Optimierung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und durch die Steigerung der N-Effizienz zu erwarten, wohingegen eine weitere bzw. zusätzliche Förderung des ökologischen Landbaus erst mittel- bis langfristig ihre Wirkung entfaltet. Die Zielerreichung sollte durch flankierende Beratungsmaßnahmen, insbesondere zum effizienten Umgang mit Stickstoffdüngern sowie Ausbringungs- und Bodenbearbeitungstechnik unterstützt werden.

Energieeinsatz, Tierhaltung und Ernährung

Im Bereich des **Energieeinsatzes, der Tierhaltung und der Ernährung** ergeben sich aus Sicht der Autoren folgende Handlungsfelder:

- Steigerung der Energieeffizienz in allen landwirtschaftlichen Bereichen einschließlich der Biogastechnologie
- Ausbau und Optimierung ausgewählter Biomassenutzungspfade (Biogas/Biomethan, Pflanzenöl als Kraftstoff, Holz aus KUP)
- Förderung und Verstärkung des Wissenstransfers in Tierhaltungsbetrieben mit Vertiefung von Klimaschutzaspekten
- stärkere Verknüpfung von Anforderungen der Energieeffizienz, des Klimaschutzes und des Tierwohls an Förderanreize, z. B. im Rahmen des AFP

Ein systemübergreifendes Handlungsfeld mit einem hohen theoretischen THG-Minderungspotenzial besteht in der Anpassung des Konsumverhaltens der sächsischen Bevölkerung in Richtung einer gesunden und klimafreundlichen Ernährungsweise. In Tabelle 242 sind die für eine Umsetzung vorgeschlagenen Maßnahmen zusammenfassend dargestellt. Die Potenzialschätzungen beziehen sich auf den IST-Stand des Jahres 2010 und enthalten teilweise bereits realisierte THG-Minderungen (Beispiel: Ausbau der Biogastechnologie).

Tabelle 242: Zusammenfassung der empfohlenen Maßnahmen im Bereich des Energieeinsatzes und der Tierhaltung, ihr Treibhausgasminderungspotenzial und geschätzte Kosten der THG-Einsparung

Nr.	Handlungsfeld/Maßnahme	Wirkung der Maßnahme	THG-Minderungspotenzial [kt CO ₂ e pro Jahr]		Kosten der Emissionsminderung [€/t CO ₂ e]
			theoretisch	realistisch	
1	<p>Gesunde Ernährung</p> <p>Aufklärung und Verbraucherinformation</p> <p>Förderung von Selbstvermarktungskonzepten und regionalen Versorgungsstrukturen, Förderung der ökologischen Landwirtschaft</p>	<p>Reduzierung der ernährungsbedingten THG-Emissionen durch ein gesundes Maß verzehrter tierischer Lebensmittel</p> <p>Erhöhung des Selbstversorgungsgrades mit tierischen Lebensmitteln</p> <p>Kostensenkung im Gesundheitswesen</p>	(1.258)*	nicht seriös quantifizierbar (mittelfristig nur geringe Effekte zu erwarten)	nicht seriös quantifizierbar
2	<p>Biogastechnologie</p> <p>soweit möglich, politische Einflussnahme auf das Ergebnis der EEG-Novellierung im Jahr 2014 und europäische Entscheidungen zur Biokraftstoffpolitik</p> <p>Prüfung von Fördermöglichkeiten für Klein-Biogasanlagen auf überwiegend Wirtschaftsdüngerbasis, ggf. Vereinfachung der Genehmigungspraxis</p> <p>Forschung und Entwicklung/Pilotprojekte</p>	<p>„Verdrängung“ von Emissionen aus fossilen Energieträgern für die Bereitstellung von Strom und Wärme</p> <p>Reduzierung der Methanverluste aus Wirtschaftsdüngern bei alternativer Lagerung</p>	513	225 (Wert entspricht etwa dem IST-Stand 2013)	16-550 (EU-AGRO-BIOGAS 2010)
3	<p>Erhöhung der Energieeffizienz</p> <p>Förderung qualifizierter Energieberatungen für landwirtschaftliche Unternehmen und Betreiber von Biogasanlagen</p> <p>Investitionsförderung für Maßnahmen zur Erhöhung der betrieblichen Energieeffizienz</p> <p>Weiterbildungs- und Qualifizierungsangebote für Berater und Landwirte</p>	<p>Senkung der direkten und indirekten THG-Emissionen durch den Einsatz von Energie</p> <p>Erhöhung der THG-Minderungsleistung von Biogasanlagen</p> <p>Reduzierung von Methanemissionen aus Biogasanlagen</p>	205	72,5	< 0 bis ca. 260
4	<p>Holz aus KUP</p> <p>Schaffung geeigneter rechtlicher und wirtschaftlicher Rahmenbedingungen für die Anlage von KUP und die energetische Nutzung des anfallenden Holzes</p>	<p>„Verdrängung“ von Emissionen aus fossilen Energieträgern für die Bereitstellung von Strom und Wärme</p> <p>C-Sequestrierung, Verringerung des N-Austrags</p>	65	4	- 11-29

Nr.	Handlungsfeld/Maßnahme	Wirkung der Maßnahme	THG-Minderungspotenzial		Kosten der Emissionsminderung [€/t CO ₂ e]
			[kt CO ₂ e pro Jahr]		
			theoretisch	realistisch	
5	Pflanzenöl als Kraftstoff Prüfung der Unterstützung des Konzeptes eines bundesweiten 10.000-Schlepper-Marktanreizprogramms über 5 Jahre	„Verdrängung“ von Emissionen aus fossilem Dieselmotorkraftstoff Erhöhung der betrieblichen Wertschöpfungskette ggf. Reaktivierung stillgelegter Ölsaatenverarbeitungsanlagen	141	7	159 (FNR, 2009b Preisbasis 2007)
6	Tierhaltung allgemein Ausbau und Förderung des Wissenstransfers in Tierhaltungsbetrieben Aus- und Weiterbildung landwirtschaftlicher Berater in Richtung Klimaschutz Stärkere Verknüpfung von Anforderungen der Energieeffizienz, des Klimaschutzes und des Tierwohls an Förderanreize, z. B. im Rahmen des AFP	divers	195	nicht seriös quantifizierbar	Kosten von Einzelmaßnahmen
7	Wirtschaftsdüngerlagerung Verbindliche Vorgaben zur Abdeckung von Lagerbehältern für Schweinegülle bei Neubauten, auch im Rahmen baurechtlicher Genehmigungsverfahren Forschung und Entwicklung zu alternativen Wirtschaftsdüngerbehandlungsverfahren	Reduzierung der NH ₃ - und der indirekten N ₂ O-Emissionen Einsparung von mineralischem N-Dünger bei Anrechnung der Düngegutschrift		gering	50-200 (Abdeckung von Schweinegüllelagern)

* bilanzübergreifendes, globales Minderungspotenzial – nicht unmittelbar anwendbar auf den Bilanzraum Sachsen

Quelle: eigene Darstellung

Nachfolgend sollen die wesentlichsten Maßnahmen noch einmal untersetzt werden.

1. Handlungsfeld Gesunde Ernährung

Durch eine gesunde Ernährung (und hier insbesondere die deutliche Reduzierung des Konsums von Fleisch und Wurst) könnten bilanzübergreifend immense THG-Minderungen, aber auch weitere gesellschaftlich relevante Positiveffekte wie die Verringerung von „Wohlstandskrankheiten“ und damit verbunden deutliche Kosteneinsparungen in Sozialsystemen erreicht werden. Die Erreichung des Ziels einer gesunden Ernährung der gesamten Bevölkerung ist hierbei nicht als kurzfristige, sondern Generationenaufgabe zu verstehen.

Die Maßnahmen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Information und Aufklärung der Verbraucher über sowohl gesundheitsfördernde als auch klimaschonende Ernährungsformen, wobei neben einer Reduzierung des Fleisch- und Wurstverzehrs weitere Möglichkeiten einer klimaschonenden

Ernährung zu berücksichtigen sind, die vom Konsum saisonaler Gemüse- und Obstsorten, regional erzeugter und wenig verarbeiteter Lebensmittel bis zur Minimierung von Lebensmittelabfällen reichen

- Weiterbildung von Personen, die als „Multiplikatoren“ wirken (z. B. Mitarbeiter von Gesundheitsämtern, Schulen, Kindertageseinrichtungen) bzgl. gesundheitsfördernder und klimaschonender Ernährungsformen
- Förderung dezentraler Versorgungsstrukturen und Selbstvermarktungskonzepte
- Erhöhung regionaler Wertschöpfungsketten aus der Landwirtschaft heraus
- Förderung der ökologischen Landwirtschaft

Es ist darauf hinzuweisen, dass das sehr hohe theoretische THG-Minderungspotenzial, das sich aus dem betrachteten Szenarium „DGE-Empfehlungen“ (Reduzierung des Fleisch- und Wurstverzehr auf ein empfohlenes Niveau) ergibt, aus folgenden Gründen nicht zu überzogenen Erwartungen führen sollte (siehe Bewertung in Kapitel 3.5.3):

- Die Einhaltung der DGE-Empfehlungen setzt tiefgreifende Veränderungen der Verzehrgeohnheiten der Bevölkerung voraus, die erfahrungsgemäß – wenn überhaupt – nur sehr schwer sowie nicht kurz- und mittelfristig erreichbar sind.
- Jeder Bürger kann frei über seine Ernährung entscheiden. Staatliche Einwirkungsmöglichkeiten sind hier gering und beschränken sich auf eine Unterstützung des Bewusstseinswandels der Verbraucher durch Information und Aufklärung (HENK 2014). Daher erscheinen Fortschritte nur in einem langfristigen Prozess in kleinen Schritten möglich und stellen eine Generationenaufgabe dar.
- In dem DGE-Szenarium wird davon ausgegangen, dass eine Reduzierung des Fleischverzehr der sächsischen Bevölkerung über einen entsprechenden Abbau von Viehbeständen zu einer THG-Minderung führt. Bei globalen Märkten ist zu unterstellen, dass auch die Realisierung von THG-Minderungen global erfolgt, ohne dies jedoch – insbesondere bei nur regional begrenzten Nachfragerückgängen – ursächlich zurechenbar ermitteln zu können. Bei einer weltweit steigenden Nachfrage nach Fleisch und zunehmend globalisierten und liberalisierten Agrarmärkten kann nicht von einem Viehbestandsabbau aufgrund eines verminderten Fleischverzehr der sächsischen Bevölkerung ausgegangen werden. In Sachsen sind zudem der im Bundesvergleich vergleichsweise sehr niedrige sowie ökologisch und pflanzenbaulich verträgliche Viehbesatz und die Bedeutung der sächsischen Tierhaltung für den ländlichen Raum zu berücksichtigen, sodass ein Viehbestandsabbau in Sachsen keine reale Option darstellt.

2. Handlungsfeld Biogas

Auf Grund der hohen spezifischen Emissionsminderungspotenziale sollte der Ausbau wirtschaftsdüngerbasierter Biogasanlagen grundsätzlich gefördert und unterstützt werden. Die ermittelten Substratpotenziale zeigen jedoch, dass Standorte mit vergleichsweise hohem Wirtschaftsdüngeranfall i. d. R. bereits über eine Biogasanlage verfügen. Eine Ausbauoption liegt daher vielmehr im Bereich kleiner und mittlerer Güllebiogasanlagen, die je nach Wirtschaftsdüngeranfall am Standort als reine Güllevergärungsanlagen bzw. Anlagen mit hohem Wirtschaftsdüngeranteil (70-80 %) betrieben werden könnten. Der moderate Ausbau nawaRo-basierter Biomethananlagen (hier mit einer Verdopplung der Einspeisekapazität des Standes 08/2013 als realistisches Potenzial angenommen) sollte auf Grund der Vielseitigkeit der Anwendung von Biomethan sowohl im Kraftstoff- als auch im Wärme- und Strombereich weiter unterstützt werden, der Anbau von naWaRo sollte jedoch verstärkt an dessen Umweltwirkungen bzw. der THG-Bilanz ausgerichtet werden (z. B. Verhinderung von Grünlandumbruch zur Energiemaisproduktion). Eine Verstärkung der Nachfrage nach Biomethan könnte prognostisch erreicht werden, wenn die von der EU-Kommission und dem Europäischen Parlament aktuell diskutierten Vorschläge bzgl. der Biokraftstoffpolitik verwirklicht werden, in dem u. a. für Biomethan aus bestimmten biogenen Abfällen oder Wirtschaftsdüngern im Kraftstoffsektor eine Vierfacherrechnung auf die Biokraftstoffquote gelten würde (NAUMANN & MAIER 2013).

Vor dem Hintergrund einer derzeit sehr unklaren politischen Entwicklungsrichtung können nur wenige konkrete Maßnahmen abgeleitet werden:

- soweit möglich, politische Einflussnahme auf das Ergebnis der EEG-Novellierung im Jahr 2014 (Ziel: Ausrichtung des Ausbaus von NaWaRo-basierten BGA an Umweltwirkungen/THG-Bilanzen [kein Grünlandumbruch für Energiepflanzen, energetische Nutzung von Grünlandaufwuchs, extensiv bewirtschaftete Dauerkulturen], Verbesserung der wirtschaftlichen Randbedingungen für kleine Gülle-Biogasanlagen und den Einsatz von Biomethan) und europäische Entscheidungen zur Biokraftstoffpolitik

- Prüfung ggf. zusätzlicher Fördermöglichkeiten für Klein-Biogasanlagen auf überwiegender Wirtschaftsdüngerbasis, ggf. Vereinfachung der Genehmigungspraxis
- Weiterführung der LfULG-Aktivitäten zum Wissenstransfer (Veranstaltungen, Publikationen etc.)

Maßnahmen, die den Bereich bestehender Biogasanlagen betreffen, sind im Handlungsfeld „Erhöhung der Energieeffizienz“ beschrieben.

3. Handlungsfeld Erhöhung der Energieeffizienz

In allen Bereichen der landwirtschaftlichen Produktion und bei Verwertungsanlagen landwirtschaftlicher Produkte oder Reststoffe (z. B. Biogasanlagen) liegen deutliche Potenziale zur Effizienzsteigerung durch investive oder betriebsorganisatorische Maßnahmen. Entsprechende Energieeffizienzmaßnahmen verursachen (je nach Grad der Einsparung) über die Lebensdauer eines technischen Systems durch den geringeren Energiebezug einen betriebswirtschaftlichen Vorteil und stellen somit eine kostenfreie THG-Minderungsmaßnahme dar. Einzelne Effizienzmaßnahmen (z. B. die Abdeckung offener Gärrestlager von Biogasanlagen) könnten fallkonkret mit moderaten THG-Minderungskosten verbunden sein. Weil in vielen Bereichen der Landwirtschaft noch kein adäquates Wissen über konkrete Maßnahmenoptionen zur Effizienzverbesserung besteht, wird empfohlen, qualifizierte Energieberatungen zu fördern. Ein erfolgreiches Beispiel einer solchen Beratungsförderung ist das Programm „Energieberatung Mittelstand“ der KfW-Bank, welches Beratungsleistungen mit einem Honorarumfang bis 8.000 € mit 60 % bzw. Einstiegsberatungen bis 1.600 € Honorarsumme mit 80 % bezuschusst. Um flächendeckend über Möglichkeiten der Energieeinsparung zu informieren, fehlt es in Sachsen noch an einem Netzwerk spezialisierter landwirtschaftlicher Energieberater zur Unterstützung der Unternehmen. Sinnvoll wäre hier die Weiterqualifizierung gewerblicher Energieberater.

Zur Schaffung von Anreizen zur Durchführung investiver Effizienzmaßnahmen wird empfohlen, angepasste Investitionsförderprogramme zu schaffen. Eine angepasste Investitionsförderung könnte z. B. bei 0,5 € Fördersumme pro 1 kg jährlich eingespartem CO₂ liegen (Berechnungsgrundsatz im Rahmen des ausgelaufenen „Energie und Klimaschutz“-Programms des Freistaates Sachsen). Für Biogasanlagen wären beispielsweise die Abdeckung offener Gärrestlager oder der Austausch von Rührwerks- und Substratfördertechnik förderwürdige Effizienzmaßnahmen. Zur Verbesserung der Datenlage und als Grundlage für die Validierung von Maßnahmen wird die Fortführung und Erweiterung des Biogasanlagen-Monitoring-Programms des LfULG empfohlen, ferner sollte bei der jährlichen Auswertung der Buchführungsergebnisse ausgewählter landwirtschaftlicher Unternehmen durch das SMUL der Verbrauch aller Energieträger erfasst und bewertet werden (keine summarische Erfassung von Kostenpositionen wie bislang, sondern Einzelaufschlüsselung von Energieverbrauchskennwerten inkl. der Berücksichtigung innerbetrieblicher BGA mit deren Wärmelieferungen).

Speziell im Bereich der Verbesserung der Klimafreundlichkeit von Bestandsbiogasanlagen sind folgende Maßnahmen zu nennen:

- Prüfung von Investitions-Fördermöglichkeiten für freiwillig installierte thermische Nachverbrennungsanlagen (TNV) an Biogas-BHKW (auch übertragbar auf Erdgas-BHKW in anderen gewerblichen Bereichen)
- Förderung und Durchführung von Forschungs-, Entwicklungs- und Pilotprojekten zu alternativen Energiepflanzen
- Förderung von Pilotprojekten mit ORC-Nachverstromungsanlagen (mit längerfristigem Evaluierungsprogramm)
- Förderung von Maßnahmen zu gasdichten Abdeckung von Gärrestlagern

4. Handlungsfeld Holz aus KUP

Der Anbau schnellwachsender Baumarten in Kurzumtriebsplantagen (KUP) und die nachfolgende energetische Nutzung zur Wärmeerzeugung oder gekoppelten Strom- und Wärmeproduktion weisen neben verschiedenen ökologischen Vorteilen sehr hohe flächenspezifische THG-Minderungsleistungen bei sehr geringen THG-Minderungskosten auf. KUP sind in Sachsen jedoch derzeit noch keine wesentliche Form der Flächennutzung. Um die ermittelten THG-Minderungspotenziale auszuschöpfen, müssen geeignete rechtliche und wirtschaftliche Rahmenbedingungen für die Anlage von KUP und die energetische Nutzung des anfallenden Holzes geschaffen werden. Folgende konkreten Maßnahmen werden u. a. vorgeschlagen:

- Anpassung der derzeit geltenden Förderbedingungen im Freistaat Sachsen über die Richtlinie „Land- und Ernährungswirtschaft“ (RL LuE/2007) durch Senkung des Mindestbetrags der zuwendungsfähigen Investitionssumme (derzeit 20.000 €) und ggf. Anhebung der Förderquote (derzeit 30 % der zuwendungsfähigen Kosten)
- Prüfung der Möglichkeiten von Ausnahmeregelungen zur Anlage von Kurzumtriebsplantagen auch auf Grünlandflächen mit geringem Naturschutzwert
- Verringerung der Anzahl juristischer und administrativer Regelungen und Hemmnisse für eine Anlage und Bewirtschaftung von KUP (BEMMANN 2012a; STROHME et al. 2012)
- Förderung der Verwerter von KUP-Hackschnitzeln bzw. des Baus von mit Hackschnitzeln befeuerten BHKW (BEMMANN 2012a) bzw. Kessel- und Wärmeversorgungsanlagen
- Förderung von ‚Leuchtturmprojekten‘ für eine regionale Wärmeversorgung und des Aufbaus regionaler Wertschöpfungsketten, Kooperationsmodelle und Netzwerke (BEMMANN 2012a; PESCHEL 2013)
- Intensivierung des Wissenstransfers in die Praxis (BEMMANN 2012a; STROHME et al. 2012)

Weitere Maßnahmen, die stärker auf gesamtdeutscher bzw. europäischer Ebene angesiedelt sind, sind im Kapitel 3.2.2.3 beschrieben und sollten, soweit möglich, politisch unterstützt werden.

5. Handlungsfeld Pflanzenöl als Kraftstoff in der Landwirtschaft

Die direkte energetische Nutzung von Pflanzenöl als Kraftstoff ist aus Sicht des Klimaschutzes deutlich günstiger zu bewerten als die Verarbeitung zu Biodiesel. Bedingt durch Entwicklungen der europäischen Biokraftstoffpolitik und die nationale Gesetzgebung ist der Markt für reines Pflanzenöl weitgehend eingebrochen. Auch für Produzenten von Biodiesel als Abnehmer des landwirtschaftlichen Rohstoffes Raps (oder anderer Ölsaaten) können keine positiven Entwicklungstendenzen abgeleitet werden. Eine geeignete Maßnahme mit einer Vielzahl positiver Nebeneffekte für die Landwirtschaft (Sicherung der Beschäftigungssituation, Wertschöpfung, Reduzierung der Abhängigkeit von Kraftstoff- und Futtermittelbezügen etc.) ist der Einsatz von Pflanzenöl als Kraftstoff für landwirtschaftliche Nutzfahrzeuge und die innerbetriebliche Nutzung des anfallenden Presskuchens als hochwertiges Proteinfuttermittel in der Tierhaltung. Aus diesem Grund wird empfohlen, eine Unterstützung vom Deutschen Bauernverband, der Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen und dem Bundesverband Dezentraler Ölmühlen und Pflanzenöltechnik gestartete Initiative eines bundesdeutschen 10.000-Schlepper-Programms (BDOel/UFOP/DBV 2013) mit folgenden Schwerpunkten zu prüfen:

- Einführung eines Marktanreizprogramms: „Gewährung einer Förderung für Schlepper und andere land- und forstwirtschaftliche Fahrzeuge, welche für Flex-Fuel, Pflanzenöl-, B100- oder Biomethan-Betrieb verkauft oder nachgerüstet werden. Die Förderung kann als Darlehen mit Tilgungszuschuss (Vorbild KfW) bzw. als direkter Investitionszuschuss gewährt werden. Eine Finanzierung kann aus dem Energie- und Klimafonds oder über die Agrarinvestitionsförderung (ELER/GAK) erfolgen. Als Zielgröße sollte etwa 5 Jahre lang die Anschaffung von 10.000 Schleppern gefördert werden. Dabei sind alle Biokraftstoffverwender der Land- und Forstwirtschaft wie Maschinenringe, Lohnunternehmen usw. einzubeziehen. Um in einem kurzen Zeitintervall viele Neufahrzeuge mit Flex-Fuel, Pflanzenöl-, B100- und Biomethan-Betrieb zu erreichen, sollten Leasing-Varianten in der Förderung besonders berücksichtigt werden“.
- Vereinfachtes Steuerverfahren: „Einführung eines vereinfachten Steuerverfahrens für die genannten Nutzergruppen, die auf Pflanzenöl, B100 oder Biomethan zum Energiesteuersatz ‚Null‘ umstellen. Dazu wird vorgeschlagen, dass Landwirte eine für den jeweiligen Betrieb limitierte Bezugsmenge zum Steuersatz ‚Null‘ einsetzen können, die aus den nachgewiesenen Verbrauchsmengen der Vorjahre abgeleitet wird“. Bezüglich einer Förderung ist allerdings auf Folgendes hinzuweisen: Maßnahmen zur investiven Förderung von Technik werden in Sachsen und deutschlandweit nur noch in einem sehr eingeschränkten Rahmen angeboten, u. a., weil zumindest ein Teil der Förderprämien aufgrund von Preiserhöhungen der Anbieter gar nicht dem Landwirt zugute kommt (HENK 2014). Außerdem wurden entsprechende Fördermaßnahmen bereits in der Förderperiode 2000-2006 im Rahmen des AFP angeboten, jedoch aufgrund unzureichender Inanspruchnahme wieder aufgegeben (ebd.).
- Monitoring/Beratung/Öffentlichkeitsarbeit: „Begleitung der Markteinführung durch eine Branchenplattform unter Einbindung der Landmaschinenindustrie, einschließlich der nötigen Öffentlichkeitsarbeit, Beratung (z. B. Qualitätssicherungssysteme) usw. Hierzu sollte begleitend eine Marktstudie zur Einschätzung des Eintrittszeitraumes der für dezentrale Ölmühlen existenzsichernden Absatzmengen in die Landwirtschaft erstellt werden. In diesem Zusammenhang sind auch

Brückenlösungen für die zwischenzeitliche Existenzsicherung der bestehenden Infrastruktur (Produktion und Vertrieb „Kraftstoff“, Entwicklung und Wartung „Technik“) zu entwickeln“.

Ein weiterer Positiveffekt könnte die Reaktivierung stillgelegter dezentraler Ölsaatenverarbeitungsanlagen oder deren Neuinstallation sein. Zielstellung dieser Maßnahme ist die Überführung der Fahrzeug- und Kraftstofftechnik in eine wirtschaftliche Tragfähigkeit.

6. Handlungsfeld Tierhaltung

Für den emissionsintensiven Bereich der Tierhaltung lassen sich nur wenige konkrete Handlungsempfehlungen ableiten, weil

- Maßnahmen, die mit hohen THG-Minderungspotenzialen verbunden, aber an eine Reduzierung der Tierbestandszahlen gekoppelt sind, unter den derzeitigen Rahmenbedingungen als nicht realistisch eingeschätzt werden,
- eine Vielzahl identifizierter Maßnahmen im Bereich der Tierfütterung, -haltung und Futterproduktion relevante THG-Minderungspotenziale zeigt, diese jedoch im Wesentlichen nur betriebsindividuell erreicht und schwer über allgemeine Fördermaßnahmen beeinflusst werden können, z. B.
 - Verlustreduzierung bei der Futtermittelkonservierung,
 - Verwendung einheimischer Proteinträger,
 - verstärkter Einsatz von Zweinutzungsrassen zur Milch- und Fleischgewinnung (evtl. über Verdrängungskreuzung),
 - Ausdehnung der Weidehaltung.

Folgende Maßnahmen werden trotzdem zur Umsetzung empfohlen:

- Ausbau des Wissenstransfers mit verstärktem Fokus auf Maßnahmen mit Potenzialen zur THG-Minderung (Tierfütterung, Grundfutterproduktion, Weidehaltung, Rassenwahl)
- Aus- und Weiterbildung landwirtschaftlicher Berater in Richtung Klimaschutz
- Evaluierung, ob durch die bestehenden Fördermechanismen des AFP die Ziele verbesserter Tierhaltungsbedingungen erreicht werden, weil davon ausgegangen wird, dass eine verbesserte Tiergesundheit zu einer verbesserten Lebensleistung und verringerten Tierverlusten führt
- stärkere Verknüpfung von Anforderungen der Energieeffizienz, des Klimaschutzes und des Tierwohls (z. B. basierend auf der Veröffentlichung "Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren" [KTBL 2006a]) an Förderanreize, z. B. im Rahmen des AFP

Weil in der sächsischen Tierhaltung der derzeitige Entwicklungstrend die Erhaltung oder leichte Erhöhung der Bestandszahlen vermuten lässt und insbesondere bei der Milchviehhaltung weitere Leistungssteigerungen prognostiziert werden, die mit einer tierplatzspezifischen Erhöhung der THG-Emissionen verbunden sind, ist tendenziell ein Anstieg der absoluten THG-Emissionen zu erwarten. Umgesetzte THG-Minderungsmaßnahmen würden in diesem Falle zu einer Dämpfung dieses Anstieges führen oder diesen je nach Umfang kompensieren.

5 Fazit und Ausblick

Vergleich Ist-Stand der THG-Emissionen, Klimaschutzleistungen 2010 und THG-Minderungspotenziale bis 2020

Abbildung 120 stellt die THG-Emissionen im Zeitraum zum Ist-Stand 2010 (Ist-Stand) ohne und mit Berücksichtigung der bis zu diesem Zeitpunkt umgesetzten THG-Minderungsleistungen sowie die abgeschätzten THG-Emissionen im Jahr 2020 unter Berücksichtigung der realistischen Minderungspotenziale zusammenfassend dar.

Bezogen auf die in Kapitel 2 dargestellten THG-Emissionen der sächsischen Landwirtschaft mit Stand 2010 wurden bereits ca. 5 % an Minderungsleistungen umgesetzt. Addiert man alle in den Kapiteln 4 und 5 ausgewiesenen realistischen Minderungspotenziale, welche sich auf den Bilanzraum Landwirtschaft dieser Studie beziehen, könnten die Emissionen bis zum Jahr 2020 um weitere rund 5 % gemindert werden (vgl. hierzu folgende Tabelle)

Tabelle 243: Kumulierbare realistische THG-Minderungspotenziale

Beschreibung der THG-Minderungsmaßnahmen	realistisches THG-Minderungspotenzial [kt CO ₂ e/a]
Erhöhung der Grünlandfläche um 5 bis 10 %	30
Grünlandmaßnahmen	57
Energieeffizienz	60
Konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat	10
Stickstoffminderung gemäß WRRL	2
Emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdüngern	17
AuW-Maßnahmen S1, S2, S5, S6	4
Ökolandbau	8
Summe	188

* Die THG-Minderungspotenziale aus dem Themenblock Stickstoffminderung gemäß WRRL werden nur anteilig für die in den weiteren Positionen nicht bewerteten Maßnahmen bei der Summierung der THG-Minderungspotenziale berücksichtigt (vgl.

Bei einer Addition aller in den Kapiteln 4 und 5 ausgewiesenen theoretischen Minderungspotenziale ergäbe sich eine Minderung um ca. 20 %. Allerdings ist eine solche Summation nicht möglich, weil u.a. davon ausgegangen werden muss, dass weder die Flächenverfügbarkeit noch die erforderlichen Rahmenbedingungen für eine ökonomisch tragfähige Umsetzung geschaffen werden können und insbesondere im Bereich der Tierhaltung eine Umsetzung diskutierter Szenarien wenig praxisnah erscheint und den derzeit erkennbaren wirtschaftlichen Entwicklungen entgegensteht.

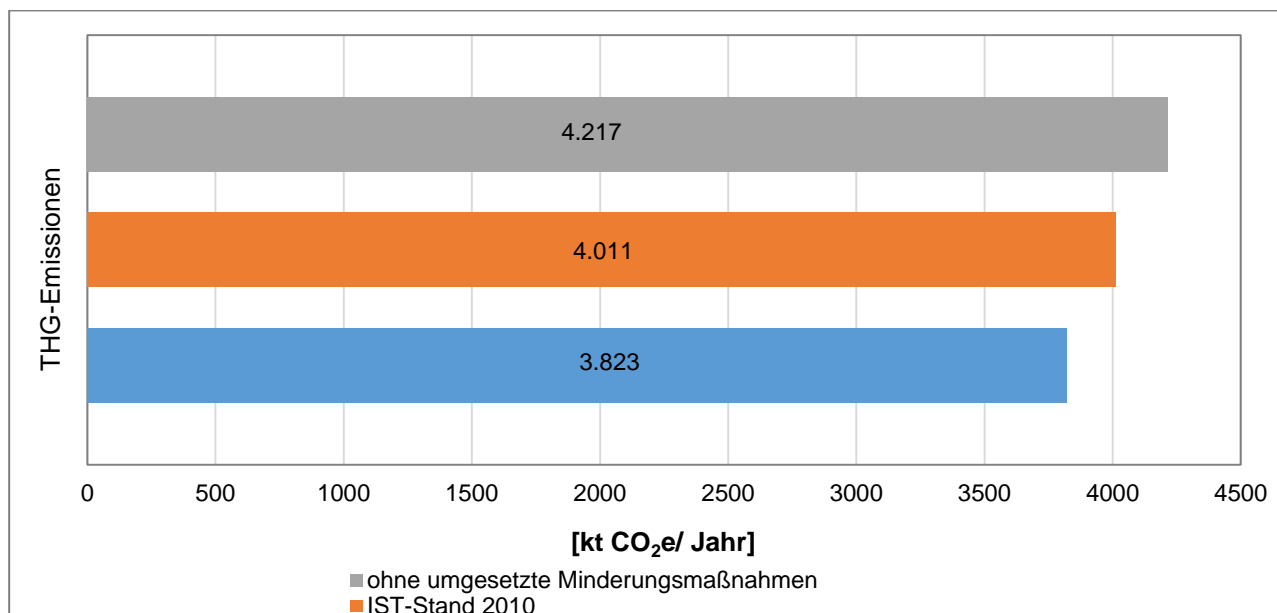


Abbildung 120: Gesamtübersicht der THG-Emissionen unter Berücksichtigung von bis 2010 umgesetzten Klimaschutzleistungen und von THG-Minderungspotenzialen, Bilanzraum sächsische Landwirtschaft gesamt

Zieht man den erweiterten Bilanzrahmen unter Berücksichtigung der Biomasse-Energienutzungspfade heran, lassen sich zusätzlich zu dem in Abbildung 105 dargestellten Minderungspotenzial weitere 249 kt CO₂e/Jahr Einsparungen ausweisen. Beträchtliche bilanzübergreifende theoretische Einsparpotenziale bestehen zudem in der Veränderung des Verzehrverhaltens, hier insbesondere in der Reduzierung des Verzehrs von tierischen Lebensmitteln auf ein gesundes Maß entsprechend von Ernährungsempfehlungen. Diese gegenüber den oben ausgewiesenen Potenzialen zusätzlichen Einsparungen wurden mit etwa 1.258 kt CO₂e/Jahr abgeschätzt, welche sich aber nicht unmittelbar dem Bilanzraum Sachsen zuordnen lassen und hinsichtlich der Umsetzbarkeit zu keinen überzogenen Erwartungen führen sollten.

Ausblick

Zur Vermeidung von THG-Emissionen aus der Landnutzung müssen vorrangig Maßnahmen zum Erhalt bzw. der Ausdehnung des Grünlands ergriffen werden. Weiter sind alle Maßnahmen zur Steigerung der N-Effizienz zu fördern. Hierunter fällt der Einsatz organischer Dünger ebenso wie die Effizienzsteigerung beim Mineraldüngereinsatz.

Die Vorzüglichkeit von Klimaschutzleistungen lässt sich nicht allein durch das noch erschließbare Potenzial bestimmen. Es müssen weitere Faktoren, wie THG-Minderungskosten (€/t CO₂e), Akzeptanz, Synergieeffekte mit weiteren Zielen (Umwelt und betriebliche Ziele) mit in Betracht gezogen werden. Tragen Klimaschutzmaßnahmen nicht nur zum Klimaschutz, sondern auch zu anderen umweltpolitischen Zielen bei (u. a. Nitratrichtlinie, EG-WRRL, Düngeverordnung, Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung), kann hierdurch die Kostenwirksamkeit der Maßnahme und die Akzeptanz verbessert werden. Zu diesem Ergebnis kommt auch der Thünen-Report 11, der Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft beschreibt (OSTERBURG et al. 2013). Es sollten in Sachsen neben Maßnahmen mit hohem THG-Minderungspotenzial (z. B. Biogastechnologie) auch Maßnahmen verfolgt werden, die positive Beiträge zu anderen agrarumweltpolitischen Zielen leisten und damit geringe spezifische Vermeidungskosten verursachen. Dies trifft

z. B. für die Anlage von dauerhaften Ackerrandstreifen zu. Auch solche Maßnahmen, die zwar eine eher geringe flächenbezogene THG-Minderungswirkung versprechen, wie z. B. die reduzierte Bodenbearbeitung oder der Ökologische Landbau, aber ökonomisch häufig schon selbsttragend sind und daher eine große Flächenwirksamkeit und Akzeptanz erfahren, sind von Interesse bei der Erreichung der Klimaschutzziele. Hier sollte jedoch der wesentliche Umweltnutzen weiterhin im Vordergrund der Förderung stehen.

Bezüglich möglicher Energieeffizienzmaßnahmen ist darauf hinzuweisen, dass diese Maßnahmen oftmals durch die verminderten Energiebezugskosten über längere Zeit betrachtet wirtschaftlich tragfähig sind. Zur Verbesserung der Energieeffizienz in landwirtschaftlichen Betrieben ist derzeit insbesondere ein Wissenstransfer erforderlich, hierfür sollten Voraussetzungen für eine qualifizierte Energieberatung geschaffen werden. Eine sinnvolle Option wäre die Weiterqualifizierung sächsischer Gewerbeenergieberater. Um aus Energieberatungen abgeleitete Effizienzmaßnahmen umzusetzen, ist die Schaffung von Förderanreizen zu prüfen.

Bereits im Ist-Stand erbringt die Biogastechnologie eine große Minderungsleistung. Neben einem weiteren Ausbau sollte der Schwerpunkt auf der Erhöhung der Klimafreundlichkeit von Bestandsbiogasanlagen (bspw. durch Reduzierung von Methanverlusten) gesetzt werden.

Darüber hinaus bestehen erhebliche weitere Treibhausgasreduzierungspotenziale, wenn von den Verbrauchern Empfehlungen zu einer klimaschonenden Ernährung berücksichtigt werden, die neben der Reduzierung des Verzehrs von tierischen Lebensmitteln, vom Konsum saisonaler Gemüse- und Obstsorten über regional erzeugte und wenig verarbeitete Lebensmittel bis zur Minimierung von Lebensmittelabfällen reichen. Durch Förderung der Direkt- und Regionalvermarktung, des Aufbaus regionaler Wertschöpfungsketten sowie des ökologischen Landbaus kann hier der Freistaat Sachsen zusätzliche Unterstützung leisten.

Literatur

- AEE: Agentur für Erneuerbare Energien (2012): Biokraftstoffe im Umweltcheck. Indirekte Landnutzungsänderung–Problem oder Trugbild?. Berlin. Onlineressource unter: http://www.unendlich-viel-energie.de/uploads/media/RenewsKompakt_iLUC_Aktualisierung_September_2012.pdf. Abgerufen am: 20.10.2013
- ALERT, H.-J. (2010): Schweinefütterung regional – Musterkreis Torgau-Oschatz (1990–2008), interne Dokumentation LfULG
- ALIG, M., GRANDL, F., MIELEITNER, J., NEMECEK, T., GAILLARD, G. (2012): Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. Zürich. Onlineressource unter: <http://www.agroscope.admin.ch/publikationen/einzelpublikation/index.html?lang=de&aid=30130&pid=29976&vmode=fancy>. Abgerufen am: 06.12.2012
- AMK: Agrarministerkonferenz der Länder (2012): Ergebnisprotokoll der Agrarministerkonferenz am 28. September 2012 in Schöntal. Onlineressource unter: http://www.mil.brandenburg.de/media_fast/4055/Ergebnisniederschrift_%20AMK_%2028-09-2012.pdf. Abgerufen am: 21.11.13
- AMMANN, C., FLECHARD, C., 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)
- AMMANN, C.; SPIRIG, C., LEIFELD, J., NEFTEL, A. (2009): Assessment of the nitrogen and carbon budget of two managed temperate grassland fields. *Agriculture Ecosystems & Environment* 133 (3-4)
- AMON, B., KRYVORUCHKO, V., AMON, T., MOITZI, G. (2004): Wirkung des Zusatzstoffes "Effektive Mikroorganismen (EM)" auf den Umfang von Ammoniak-, Methan- und Lachgasemissionen und auf das Geruchsemissionspotenzial während der Lagerung von Rinder- und Schweineflüssigmist. Onlineressource unter: http://www.em-chiemgau.de/pdf/wissenschaftliche_arbeiten/Rinder-Schweineflussigmist_deut_01.pdf Abgerufen am: 13.04.2013
- AMON, B., KRYVORUCHKO, V., FRÖHLICH, M., AMON, T. (2005): Einfluss von "Effektiven Mikroorganismen (EM)" auf Ammoniak-, Lachgas- und Methanemissionen und auf das Geruchsemissionspotenzial während der Lagerung von Schweineflüssigmist und -festmist. Onlineressource unter: http://www.em-chiemgau.de/pdf/wissenschaftliche_arbeiten/geruchsemission_schwein_deutsch_06.pdf. Abgerufen am 13.04.2013
- ANACKER, G. (2003): Hochleistung und Tiergesundheit bei Milchkühen. Onlineressource unter: <http://www.tll.de/ainfo/pdf/hlmi0403.pdf>. Abgerufen am: 30.01.2013
- ANGENENDT, E., BILLEN, N., GAISER, T., TRIEBE, S., STAHR, K., ZEDDIES, J. (2007): Bewertung von Strategien zur Vermeidung von CO₂-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Nutzung in Baden-Württemberg. Onlineressource unter: <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/40271/BWK24001Sber.pdf?command=downloadContent&filename=BWK24001Sber.pdf&FIS=199>. Abgerufen am: 16.08.2013
- ANGERS, D., BOLINDER, M., CARTER, M., GREGORICH, E., DRURY, C., LIANG, B., VORONEY, R., SIMARD, R., DONALD, R., BEYAERT, R., MARTEL, J. (1997): Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage. *Soil & Tillage Research* 141 (191-201)
- APPEL, T., BERG, V., LAUFER, O., BAI, M. (2008): Bewirkt die konservierende Bodenbearbeitung eine Sequestrierung von Kohlenstoff im Boden? *VDLUFA Schriftenreihe* 64 (519-528)
- Arbeitskreis Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder (Hrsg.) (2011): Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder. Ausgewählte Indikatoren und Kennzahlen. Analyse und Ergebnisse. Onlineressource unter: http://www.ugrdl.de/pdf/ugrdl_analyse_2011.pdf Abgerufen am: 13.10.2013
- AULAKH, M.; RENNIE, D.; PAUL, E. (1984): The Influence of Plant Residues on Denitrification Rates in Conventional and Zero Tilled Soils. *Soil Science Society of America Journal* 48 (790-794)
- AULAKH, M., KHERA, T., DORAN, J., BRONSON, K. (2001): Denitrification, N₂O and CO₂ fluxes in rice-wheat cropping systems as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. *Biology and Fertility of Soils* 34 (375-389)
- BAAS, H. (2013): Emissionen aus der Gasverwertung im BHKW. Vortrag im Rahmen des Spezialtags „Emissionen aus Biogasanlagen: Messen, Bewerten, Mindern“ der VDI Wissensforum GmbH am 11.06.2013 in Nürtingen
- BACH, S. (2013): Kleine Gülleanlagen warten auf den Durchbruch. *BIOGAS Journal* 1/2013 (94-97)
- BAGGS, E., REES, R., SMITH, K., VINTEN, A. (2000): Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. *Soil Use and Management* 16-2 (82-87)

- BAKER, J. M., OCHSNER, T. E., VENTEREA, R. T., GRIFFIS, T. J. (2007): Tillage and soil carbon sequestration – What do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118 (1-5)
- BANNINK, A., HINDLE, V. A. (2003): Prediction of N intake and N-excretion by dairy cows from Milk Data. Animal Sciences Group, Lelystad. Report 03 0008567
- BAUER, M., WACHTMEISTER, G. (2010): Schlussbericht zum Vorhaben Formaldehyd-Emissionen in Biogas-Verbrennungsmotoren Teil II: Eingehende Darstellung. München
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.) (2008): Grünlandstudie Bayern. Onlineressource unter: http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/p_31842.pdf Abgerufen am: 21.10.2013
- Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft (2012): Energieeinsparung in der Milchviehhaltung: Beleuchtung und Beleuchtungssysteme. Onlineressource unter: http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/p_44891.pdf. Abgerufen am: 02.04.2013
- BBodSchG: Bundesbodenschutzgesetz (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten; Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 16
- BDBE: Bundesverband der deutschen Bioethanolwirtschaft (2013): Marktdaten. Die deutsche Bioethanolwirtschaft in Zahlen. Onlineressource unter: http://www.bdbe.de/branche/marktdaten_e10-verbrauch/ Abgerufen am: 21.11.13
- BDOel: Bundesverband Dezentraler Ölmühlen und Pflanzenöltechnik e.V., UFOP: Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V., DBV: Deutscher Bauernverband (Hrsg.) (2013): Marktanzreizprogramm für mehr Biokraftstoffeinsatz in der Land- und Forstwirtschaft. Onlineressource unter: <http://media.repro-mayr.de/89/572789.pdf> Abgerufen am: 21.11.13
- BECKMANN, U., KOLBE, H., MODEL, A., RUSSOW, R. (2002): Ackerbausysteme im ökologischen Landbau. Untersuchungen zur Nmin-, N₂O-N- und NH₃-N-Dynamik sowie Rückschlüsse zur Anbau-Optimierung. Berlin
- BEMMANN, A. (2012a): Dresdner Erklärung zu „Mit Bäumen Wald retten – Holz aus Kurzumtriebsplantagen für eine energetische Nutzung“. Onlineressource unter: http://www.energieholz-portal.de/files/dresdner_erklaerung.pdf Abgerufen am: 20.11.13
- BEMMANN, A. (2012b): Flächenverfügbarkeit für Kurzumtriebsplantagen. Vortrag im Rahmen der Fachtagung „Mit Bäumen Wald retten – Holz aus Kurzumtriebsplantagen für eine energetische Nutzung“ der TU Dresden. Onlineressource unter: http://www.energieholz-portal.de/files/07_bemmann.pdf. Abgerufen am: 20.11.13
- BERG, W., TÜRK, M., HELLEBRAND, H. J. (2006a): Effects of Acidifying Liquid Cattle Manure with Nitric or Lactic Acid on Gaseous Emissions. Workshop on Agricultural Air Quality (492-498)
- BERG, W., BRUNSCH, R., PAZSICZKI, I. (2006b): Greenhouse gas emission from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112 (129-134)
- BERG, W., MODEL, A. (2008): Gypsum reduces methane emission during the storage of pig slurry. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48 (96-98)
- BERG, E., KRAATZ, S. (2009): Emission Reduction by Brwon Coal Powder. Tagungsbeitrag im Rahmen des ASABE Annual International Meeting. Nevada
- BESSOU C., MARY B., LÉONARD J., ROUSSEL M., GRÉHAN E., GABRIELLE B. (2010): Modelling soil compaction impacts on nitrous oxide emissions in arable fields. *European Journal of Soil Science* 61-3 (348-363)
- BERNERS-LEE, M., HOLOHAN, C., CAMMACK, H., HEWITT, C. N. (2012): The relative greenhouse gas impacts of realistic dietary choices. *Energy Policy* 43 (184-190)
- BESTE, A. (2007): Böden leiden unter Biogas. *Unabhängige Bauernstimme* 06/ 2007
- BIENERT, K. (2011): Heizwerke und Heizkraftwerke in Sachsen. Leipziger Fachgespräche Feste Biomasse, Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ). http://www.bio-energie.de/fileadmin/bioenergie-beratung/sachsen/dateien/Vortraege/Biehnert_FB_in_Sachsen.pdf Abgerufen am: 14.04.2011
- Biokraft-NachV (2009): Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen (Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung – Biokraft-NachV). Bundesgesetzblatt vom 30. September 2009. Onlineressource unter: <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/biokraft-nachv/gesamt.pdf> Abgerufen am: 03.04.2013
- BioKraftQuG (2007): Gesetz zur Einführung einer Biokraftstoffquote durch Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes und zur Änderung energie- und stromsteuerrechtlicher Vorschriften (Biokraftstoffquotengesetz - BioKraftQuG). Bundesgesetzblatt vom 18. Dezember 2006. Onlineressource unter: http://biokraftstoffe.fnr.de/fileadmin/biz/pdf/gesetzeslage/BioKrQuotengesetz_Text.pdf Abgerufen am: 03.04.2013

- BioSt-NachV (2009): Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von flüssiger Biomasse zur Stromerzeugung (Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung-BioSt-NachV). Bundesgesetzblatt vom 29. Juli 2009. Online-ressource unter: http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/biostoffv_2013/gesamt.pdf Abgerufen am: 05.03.2013
- BJARNHOLT, N., LAEGSAM, M., HANSEN, H. C. B., JACOBSEN, O. H., MOLLER, B. L. (2008): Leaching of cyanogenic glucosides and cyanide from white clover green manure. *Chemosphere* 72, 897-904
- BLAKEMORE, R. (2000): Ecology of earthworms under the 'Haughley Experiment' of organic and conventional management regimes. *Biological Agriculture & Horticulture* 18/ 2 (141-159)
- BLANCO-CANQUI, H., LAL, R. (2008): No-Tillage and Soil-Profile Carbon Sequestration: An On-Farm Assessment. *Soil Science Society of America Journal* 73/ 2 (686-687)
- BLE: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (Hrsg.) (2010a): Berechnungen zum Kraftstoffverbrauch der pflanzlichen Produktion und Abschätzung von Einsparpotenzialen unter Berücksichtigung verschiedener Anbauverfahren. Bonn
- BLE: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (Hrsg.) (2010b): Regionale Versorgungsbilanz Fleisch 2007. Online-ressource unter: http://www.ble.de/SharedDocs/Downloads/08_Service/07_Publikationen/Broschueren/VersorgungsbilanzFleisch2007.pdf . Abgerufen am: 02.10.2013
- BLE: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (Hrsg.) (2013): Evaluations- und Erfahrungsbericht für das Jahr 2012. Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung. Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung. Onlineresource unter: http://www.ble.de/SharedDocs/Downloads/02_Kontrolle/05_NachhaltigeBiomasseerzeugung/Evaluationsbericht_2012_2_Auflage.pdf?__blob=publicationFile Abgerufen am: 23.04.2013
- BLOCH, R., BACHINGER, J. (2010): Anpassung an den Klimawandel im Praxistest, Innovationen im Ökologischen Landbau. Forschungsreport 02-2010 (18-21)
- BLOCH, R., BACHINGER, J. (2012a): Assessing the Vulnerability of Organic Farming Systems – A Case Study from the Federal State of Brandenburg, Germany. In: Producing and Reproducing Farmings Systems: New modes of organisation for sustainable food systems of tomorrow. Book of Abstracts. 10th European IFSA Symposium. Aarhus, Denmark, 1.-4. Juli. IFSA Europe; Aarhus University; Swedish University of Agricultural Sciences (53-54)
- BLOCH, R., BACHINGER, J. (2012b): Entwicklung klimaangepasster Anbauverfahren für den Ökolandbau. *Naturland Nachrichten Praxis* 01-2012 (25)
- BMELV: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2010): Förderung landwirtschaftlicher Unternehmen – 2011. Agrarinvestitionsförderungen durch EU, Bund, Länder und die Landwirtschaftliche Rentenbank. Onlineresource unter: http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/FoerderungLandwUnternehmen2011.pdf?__blob=publicationFile. Abgerufen am: 13.04.2013
- BMELV: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.) (2013): Minderungsmöglichkeiten von Treibhausgasemissionen, CH₄(Methan)-Emissionen aus der Verdauung der Wiederkäuer. Onlineresource unter: <http://www.klimawandel-und-klimaschutz.de/minderung-mitigation/minderungsmoeglichkeiten/#c650>. Abgerufen am: 19.08.2013
- BMJ: Bundesministerium der Justiz (2009): Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 22. August 2006 (BGBl. I S.2043)
- BMU: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2011): Erneuerbare Energien in Zahlen, Nationale und internationale Entwicklung. Onlineresource unter: http://www.erneuerbare-energien.de/fileadmin/Daten_EE/Dokumente__PDFs_/ee_in_zahlen_bf.pdf Abgerufen am: 13.04.2013
- BMU: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2013): Zeitreihen zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland. Unter Verwendung von Daten der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat). Onlineresource unter: <http://www.erneuerbare-energien.de/unserservice/mediathek/downloads/detailansicht/artikel/zeitreihen-zur-entwicklung-der-erneuerbaren-energien-in-deutschland/> Abgerufen am: 21.11.13
- BMU: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, BMELV: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2012): Nitratbericht 2012. Onlineresource unter: http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Klima-und-Umwelt/Nitratbericht-2012.pdf?__blob=publicationFile. Abgerufen am: 23.04.2013
- BNatSchG: Bundesnaturschutzgesetz (2009): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (§5 Abs.2 Satz 5). Online-ressource unter: http://www.gesetze-im-internet.de/bnatschg_2009/BJNR254210009.html. Abgerufen am: 04.05.2012.

- BOCKEY (2012): Indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC)- Mögliche Konsequenzen für den Rapsanbau. Innovationen 02-2012 (10-11)
- BOCKISCH (Hrsg.) (2000): Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen. Studie als Sondergutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bonn
- BÖNEWITZ, U. (2012): Fachliche Information zu den Planungsdaten. Stand: 26.10.2012. Onlineresource unter: http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/fachl__pdb_1012_4.pdf Abgerufen am: 26.03.2013
- BRACHER, A. (2011): Möglichkeiten zur Reduktion von Ammoniakemissionen durch Fütterungsmaßnahmen beim Rindvieh (Milchkuh). Onlineresource unter: <http://www.blw.admin.ch/themen/00364/index.html?lang=de&download=NHZLpZeg7t,lnp6l0NTU042l2Z6ln1acy4Zn4Z2qZpnO2Yuq2Z6gpJCEd4F3gmym162epYbg2c> Abgerufen am: 23.04.2013
- BRÜCKNER, C. (2012): Biogas in Sachsen – Monitoring 2010. Biogasfachgespräche, Vortragsunterlagen. 18.01.2012.
- BRÜCKNER, C. LfULG (2013a): Mündliche Mitteilung, 07.03.2013
- BRÜCKNER, C. LfULG (2013b): Mündliche Mitteilung, 08.08.2013
- BRÜGGER, E. (2009): Energiekosten sparen in der Schweinehaltung. Präsentation im Rahmen des Forums „Schweinetag“ der Maifeldwoche am 27.01.2009 in Münster. Onlineresource unter: [http://www.dlr.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/0/669D19D92B20595EC125755F0025EDCC/\\$FILE/Energiekosten_Schweinehaltung.pdf](http://www.dlr.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/0/669D19D92B20595EC125755F0025EDCC/$FILE/Energiekosten_Schweinehaltung.pdf) Abgerufen am: 18.05.2013
- BRUNOTTE, J. (2007): Konservierende Bodenbearbeitung als Beitrag zur Minderung von Bodenschadverdichtungen, Bodenerosion, Run off und Mykotoxinbildung im Getreide. Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 305
- BRUNOTTE, J., SOMMER, C. (2009): Konservierende Bodenbearbeitung aus Sicht der Wissenschaft. Onlineresource unter: <http://info.amazone.de/DisplayInfo.aspx?id=22257> Abgerufen am: 04.03.2013
- BImSchV: 4. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (2013): Onlineresource unter: http://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_4_2013/. Abgerufen am: 04.03.2013
- BURGER, H., SCHLOEN, H. C., SCHMIDT, W., GEIGER, H. H. (2007): Entwicklung von Maissorten mit spezieller Anpassung an die Bedingungen des Ökologischen Landbaus. Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Band 1. Dr. Köster, Berlin
- BÜSCHER, W. (2008): Heizenergieeinsparung in der Tierhaltung. KTBL-Schrift 463 (139-154)
- BUTTLAR VON, C., KRÄLING, B., RODE, A., MUND, H. (2010): Energiepflanzenanbau, Betrieb von Biogasanlagen und Gärrestmanagement unter den Anforderungen des Gewässerschutzes. Schriftenreihe Grundwasser Band 10.
- BUTTLAR VON, C. (2011): Empfehlungen für den „Biogas-Anbau“ aus Sicht des Gewässerschutzes. Tagungsbeitrag im Rahmen des Seminars Wasserwirtschaft, Boden am 12-13.10.2011 in Suderburg zum Thema „Wirkung und Folgen der Nutzung von Biomasse zur Biogasgewinnung auf Böden und Gewässer“
- BUTTLAR VON, C., KARPENSTEIN-MACHAN, M., BAUBÖCK, R. (2013): Anbaukonzepte für Energiepflanzen in Zeiten des Klimawandels: Beitrag zum Klimafolgenmanagement in der Metropolregion Hannover-Braunschweig-Göttingen-Wolfsburg. Iddem, Stuttgart
- BVL: Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2013): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2012. Onlineresource unter: http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/meld_par_19_2012.pdf?__blob=publicationFile&v=3 Abgerufen am: 04.12.2013
- CAPRIEL, P. (2010): Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 05-2010
- CASSMANN, K.; DOBERMANN, A.; WALTERS, D. (2002): Agroecosystems, Nitrogen-use Efficiency, and Nitrogen Management. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31-2 (132-140)
- CAIS, P., SOUSSANA, J., VUICHARD, N., LUYSSAERT, S., DON, A., JANSSENS, I., PIAO, L., DECHOW, R.; LATHIÈRE, J., MIGNAN, F., WATTENBACH, M., SMITH, P., AMMANN, C., FREIBAUER, A., SCHULZE, E., CARBOEUROPE Synthesis Team (2010): The greenhouse gas balance of European grasslands. *Biogeosciences*. 7
- CLEMENS, J., WULF, S. (2005): Reduktion der Ammoniakausgasung aus Kofermentationssubstraten und Gülle während der Lagerung und Ausbringung durch interne Versauerung mit in NRW anfallenden organischen Kohlenstofffraktionen. Onlineresource unter: <http://www.usl.uni-bonn.de/pdf/Forschungsbericht%20121.pdf> Abgerufen am: 23.07.2013

- CONANT, R., PAUSTIAN, K., ELLIOTT, E. (2001): Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11 (343-355)
- CORDTS, A., SPILLER, A., NITZKO, S., GRETHE, H., DUMAN, N. (2014): Imageprobleme beeinflussen den Konsum. Von unkümmerten Fleischessern, Flexitariern und (Lebensabschnitts-)Vegetariern. *Fleischwirtschaft* 7 (59-63)
- DABELER, S. (2012): Förderung von Bioschmierstoffen durch Forschung und Entwicklung sowie Öffentlichkeitsarbeit. Vortrag im Rahmen des Bioschmierstoffkongresses vom 5. bis 6. Juni 2012 in Oberhausen. Onlineresource unter: http://veranstaltungen.fnr.de/fileadmin/allgemein/pdf/veranstaltungen/Bioschmierstoff-Kongress_2012/10.45_Daebeler.pdf Abgerufen am: 14.02.2013
- DACHS, G., REHM, W. (2006): Der Eigenstromverbrauch von Biogasanlagen und Potenziale zu dessen Reduzierung. Onlineresource unter: <http://www.sev-bayern.de/content/bio-eigen.pdf> Abgerufen am: 24.03.2013
- DÄMMGEN, U., HAENEL, H.-D., RÖSEMANN, C., BRADE, W., MÜLLER-LINDENLAUF, M., EURICH-MENDEN, B., DÖHLER, H., HUTCHINGS N. J. (2010): An improved data base for the description of dairy cows in the German emission model GAS-EM. *vTI Agricultural and Forestry Research* 60 (87-100)
- DAßLER, L., Sächsischer Landeskontrollverband e.V. (2013): Mündliche Mitteilung, 28.10.2013
- DAVIDSON, E. (1991): Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers, J.E, Whitman, W.B.(Hrsg.): *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes* (325-337)
- DELZEIT, R., KLEPPER, G., LANGE, M. (2011): Review of IFPRI study "Assessing the land use consequences of European biofuel policy and its uncertainties". Onlineresource unter: http://www.ebbu.org/EBBpressreleases/Review_iLUC_IfW_final.pdf Abgerufen am: 05.09.2013
- DEMMELE, M., KIRCHMEIER, H., MÜLLER, M., BRANDHUBER, R., MARX, M. (2011): Vortrag: Innovationen im Ackerbau. Onlineresource unter: http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Permanente_Fahrwege_und_Streifenbearbeitung.pdf. Abgerufen am 20.04.2013
- DENA: Deutsche Energieagentur (2013a): Biogaseinspeisung in Deutschland – Übersicht. <http://www.biogaspartner.de/einspeiseatlas/projektliste-deutschland.html> Abgerufen am: 21.08.2013
- DENA: Deutsche Energieagentur (Hrsg.) (2013b): Branchenbarometer Biomethan. Daten, Fakten und Trends zur Biogaseinspeisung. Onlineresource unter: http://www.biogaspartner.de/fileadmin/biogas/documents/Branchenbarometer/Branchenbarometer_Biomethan_1_2013.pdf Abgerufen am: 21.08.2013
- Destatis: Statistisches Bundesamt (2010): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Grunderhebung der Rebflächen 2009. Onlineresource unter: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/WeinanbauErzeugung/GrunderhebungRebflaechen2030315099004.pdf?__blob=publicationFile. Abgerufen am: 03.04.2013
- Destatis: Statistisches Bundesamt (2011a): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Methodische Grundlagen der Landwirtschaftszählung 2010. Onlineresource unter: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Landwirtschaftzaehlung/GrundlagenLandwirtschaftszaehlung2032606109004.pdf?__blob=publicationFile. Abgerufen am: 07.02.2013
- Destatis: Statistisches Bundesamt (2011b): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Viehhaltung der Betriebe Landwirtschaftszählung/ Agrarstrukturserhebung 2010. Onlineresource unter: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ViehbestandTierischeErzeugung/Viehhaltung2030213109004.pdf?__blob=publicationFile. Abgerufen am: 07.02.2013
- Destatis: Statistisches Bundesamt (2011c): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Wirtschaftsdünger, Stallhaltung, Weidewirtschaft. Landwirtschaftszählung/ Agrarstrukturserhebung 2010. Onlineresource unter: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Produktionsmethoden/Stallhaltung_Weidewirtschaft2032806109004.pdf?__blob=publicationFile. Abgerufen am: 07.04.2013
- Destatis: Statistisches Bundesamt (2011d): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben – Erhebung zur Wirtschaftsdüngerausbringung. Onlineresource unter: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Produktionsmethoden/Wirtschaftsduenger2030222109004.pdf?__blob=publicationFile. Abgerufen am: 14.03.2013
- Destatis: Statistisches Bundesamt (2012a): Ausgewählte Zahlen der Landwirtschaftszählung/ Agrarstrukturserhebung 2010. Onlineresource unter: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Betriebe/Agrarstrukturserhebung2030100109004.pdf?__blob=publicationFile. Abgerufen am: 21.06.2013

- Destatis: Statistisches Bundesamt (2012b): Erzeugerpreise gewerblicher Produkte (Inlandsabsatz). Onlineressource unter: <https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Preise/Erzeugerpreise/ErzeugerpreiseLangeReihen.html;jsessionid=6C60DBDE820C0088351F5D9703CCB5AA.cae2>. Abgerufen am: 13.04.2013
- Destatis: Statistisches Bundesamt (2012c): GENESIS-Online Datenbank. Onlineressource unter: <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/logon>. Abgerufen am: 21.06.2013
- Destatis: Statistisches Bundesamt (2012d): Land- und Forstwirtschaft und Fischerei. Landwirtschaftliche Bodennutzung (Landwirtschaftlich genutzte Flächen). Onlineressource unter: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/LandwirtschaftlicheNutzflaechen2030312127004.pdf?__blob=publicationFile. Abgerufen am: 12.10.2013
- Destatis Statistisches Bundesamt (2012e): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Zahlen zum Baumobstanbau nach Bundesländern. Onlineressource unter: <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/ObstGemueseGartenbau/Tabellen/BaumobstanbauBundeslaender.html> Abruf am 30.7.2013.
- Destatis: Statistisches Bundesamt (2013a): Flächenbelegung von Ernährungsgütern. Onlineressource unter: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/FachberichtFlaechenbelegung5385101109004.pdf?__blob=publicationFile. Abgerufen am 04.09.2013
- Destatis: Statistisches Bundesamt (2013b): Produzierendes Gewerbe. Düngemittelversorgung. Wirtschaftsjahr 2012/2013. Onlineressource unter: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/IndustrieVerarbeitendesGewerbe/Fachstatistik/DuengemittelversorgungJ2040820137004.pdf?__blob=publicationFile. Abgerufen am: 29.11.2013
- DGE: Deutsche Gesellschaft für Ernährung (2004): DGE-Ernährungskreis – Lebensmittelmengen. DGEInfo 05/2004. Onlineressource unter: <http://www.dge.de/modules.php?name=News&file=article&sid=415>. Abgerufen am: 04.09.2013
- Dieckmann, J. (2008): Zur Bedeutung der Bodenstruktur für den Ertrag von Zuckerrüben – eine pflanzenbauliche und ökonomische Analyse in einer Zuckerrüben-Getreide-Fruchtfolge mit dauerhaft differenzierter Bodenbearbeitung. Diss. Georg-August-Universität Göttingen
- DLG: Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2005): DLG-Futterwerttabelle. Onlineressource unter: <http://www.dlg.org/futtermitteldatenbank.html> Abgerufen am: 13.09.2013
- DLG: Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2006): Praxishandbuch Futterkonservierung
- DLG: Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2007-2012): Prüfberichte 5699, 5702, 5879, 5880, 5944, 5954, 5955, 5957, 6050, 6051, 6098. Onlineressource unter: <http://www.dlg.org/gebaeude.html#Abluft>. Abgerufen am: 03.05.2013
- DLG: Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2008a): Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere, Abschätzung der Stickstoffausscheidung bei der Milchkuh auf Basis von Milchwahrscheinlichkeit und Milchleistung. Onlineressource unter: <https://www.dlg.org/fileadmin/downloads/fachinfos/futtermittel/02AbschaetzungStickstoffausscheidungMilchkuh.pdf>. Abgerufen am: 02.09.2013
- DLG: Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (Hrsg.) (2008b): Bodenschonender Einsatz von Landmaschinen. Onlineressource unter: http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/boden_dlg_merkblatt.pdf. Abgerufen am: 05.03.2013
- DLV: Deutscher Landwirtschaftsverlag (2010): Auf eine Phasenfütterung nachrüsten. Onlineressource unter: http://prospektcenter.repro-mayr.de/uploads/landundforst/18_LUF_29_10_Mastschweine_kompl_low.pdf. Abgerufen am: 19.03.2013
- Döhler, H., Eurich-Menden, B., Dämmgen, U., Osterburg, B., Lüttich, M., Bergschmidt, A., Berg, W., Brunsch, R. (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsmaßnahmen bis zum Jahre 2010. Onlineressource unter: <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/short/k2071.pdf>. Abgerufen am: 19.03.2013
- Döhler, H., Vandr , R., Wulf, S., Eurich-Menden, B. (2011): Abdeckung von G llelagerbeh ltern – Stand der Technik. Bautagung Raumberg-Gumpenstein 2011 (45-48)
- Döhler, H., Horlacher, D. (2010): Ammoniakemissionen organischer Düngemittel. In: Emissionen landwirtschaftlich genutzter B den, KTBL Schriftenreihe 483, Darmstadt (51-71)
- Döhler, H., Eurich-Menden, B., R bner, R., Vandr , R., Wulf, S. (2011): UmUn Ece-Luftreinhaltekonvention- Task Force on Reactive Nitrogen. Systemische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen f r Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft f r nationale Kostenabsch tzungen. Umweltbundesamt, Dessau-Ro lau
- Dolan, M., Clapp, C., Allmaras, R., Baker, J., Molina, J. (2006): Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. Soil & Tillage Research 89/ 2 (221-231)

- DOUGLAS, J., CRAWFORD, C. (1993): The response of a ryegrass sward to wheel traffic and applied nitrogen. *Grass and Forage Science* 48 (91-100)
- DVT: Deutscher Verband Tiernahrung (2012a): Futtermittel-Tabellarium 2012. Bonn
- DVT: Deutscher Verband Tiernahrung (2012b): Nachgefragt: Zur WWF-Studie – wieviel Gentechnik ist „auf dem Teller“? Pressemitteilung. Onlineressource unter: http://www.dvtiernahrung.de/uploads/media/2012_08_21_DVT-Nachgefragt_WWF_GVO.pdf. Abgerufen am: 26.09.2013
- DUNKELBERG, E., LEHNERT, J., NEUMANN, A. (2011): LCA-basierte Umweltbewertung von Biokraftstoffen. Nebenprodukte, Indirekte Landnutzungsänderungen, Wasserbedarf und Biodiversität – aktuelle Forschungsschwerpunkte und der Stand der politischen Regulierung. Onlineressource unter: http://www.fair-fuels.de/data/user/Download/Veroeffentlichungen/Fair-Fuels-Working_Paper_1.pdf. Abgerufen am: 07.10.2013
- DüV: Düngeverordnung (2007): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsstoffen nach Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Fassung vom 27. Februar 2007
- EBERTSEDER, F., PREIBLER, D. (2011): Abschätzung des Methanpotenzials in Gärresten. Onlineressource unter: http://www.biogas-forum-bayern.de/publikationen/Abschätzung_des_Methangaspotenzials_in_Garresten_2011.pdf. Abgerufen am: 21.08.2013
- EEA: European Environment Agency (Hrsg.) (2009): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. Onlineressource unter: <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>. Abgerufen am: 30.01.2013
- EEG: Erneuerbare Energien Gesetz (2004): Gesetz zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich, Bundesgesetzblatt Jahrgang 2004 Teil I Nr. 40, ausgegeben zu Bonn am 31. Juli 2004
- EEG: Erneuerbare Energien Gesetz (2009): Gesetz zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich und zur Änderung damit verbundener Vorschriften, Bundesgesetzblatt Jahrgang 2008 Teil I Nr. 49, ausgegeben zu Bonn am 31. Oktober 2008
- EEG: Erneuerbares Energie Gesetz (2012): Gesetz zur Neuregelung des Rechtsrahmens für die Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien, Bundesgesetzblatt Jahrgang 201 Teil I, Nr. 42, ausgegeben zu Bonn am 4. August 2011
- EFFENBERGER, M., EBERTSRIEDER, F., KISSEL, R., GRONAUER, A. (2011): Wie effizient arbeitet meine Biogasanlage? – Technische Kennzahlen und Vergleichsmaßstäbe. Vortrag im Rahmen des Oberfränkischen Biogas-Fortbildungsseminars am 08.2.2011 in Kloster Banz. Onlineressource unter: http://www.aelf-mn.bayern.de/erwerbsskombination/44274/linkurl_9.pdf. Abgerufen am: 16.04.2013
- EM-Sachsen GbR (ohne Jahr): Effektive Mikroorganismen. Onlineressource unter: <http://em-sachsen.de>. Abgerufen am: 03.02.2014
- EP: Europäisches Parlament (Hrsg.) (2011): Indirekte Änderung der Flächennutzung und Biotreibstoffe. Studie. Onlineressource unter: [http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/etudes/join/2010/447507/IPOL-ENVI_ET\(2010\)447507\(SUM01\)_DE.pdf](http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/etudes/join/2010/447507/IPOL-ENVI_ET(2010)447507(SUM01)_DE.pdf). Abgerufen am: 30.10.2013
- EU-AGRO-BIOGAS (2010): European Biogas Initiative to improve the yield of agricultural biogas plants (EU-AGRO-BIOGAS), Project Number 512949. Report on the economic value and the calculated energy and material fluxes. Deliverable 22. Submission date 2010-04-15, <http://ec.europa.eu/energy/renewables/bioenergy/doc/anaerobic/d22.pdf>
- EU-ELCD (2006): Energy consumption and GHG emissions from mineral fertilizer production and use – ad Reference data for EU. Onlineressource unter: <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/>
- EU-FQD European-Fuel Quality Directive (1998): Richtlinie 98/70/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 1998 über die Qualität von Otto- und Dieseldieselkraftstoffen und zur Änderung der Richtlinie 93/12/EG des Rates (ABl. L 350 vom 28.12.1998, S. 58). Onlineressource unter: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1998L0070:20090625:DE:PDF>. Abgerufen am: 23.04.2013
- EU-RED: European-Renewable Energy Directive (Hrsg.) (2009): Europäische-Erneuerbare-Energien-Richtlinie, vollständige Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/ 77/ EG und 2003/ 30/ EG
- EULENSTEIN F.; MERBACH W., BUTTLAR VON, C., AUGUSTIN J., WERNER A. (2011): Potenzielle Klimawirkung des Anbaus von Pflanzen zur Erzeugung von Biomasse für Biokraftstoffe aufgrund klimawirksamer Gasemissionen und weitere Umweltwirkungen. Onlineressource unter: <http://www.nachwachsenderohstoffe.de/index.php?id=614>

- EURICH-MENDEN, B., DÖHLER, H., VAN DEN WEGHE, H. (2010): Ammoniakemissionsfaktoren im landwirtschaftlichen Emissionsinventar – Teil 1: Milchvieh. *Landtechnik* 65/ 6 (380-382)
- Europäische Kommission (Hrsg.) (2010): European Biogas Initiative to improve the yield of agricultural biogas plants. Onlineressource unter: <http://ec.europa.eu/energy/renewables/bioenergy/doc/anaerobic/d22.pdf> Abgerufen am: 14.03.2013
- Europäische Kommission (Hrsg.) (2011): Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. Onlineressource unter: <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/irpp.html> Abgerufen am: 07.10.2013
- Europäische Kommission (2012): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 98/70/EG über die Qualität von Otto- und Dieselkraftstoffen und zur Änderung der Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen. Onlineressource unter: http://ec.europa.eu/energy/renewables/biofuels/doc/biofuels/com_2012_0595_de.pdf. Abgerufen am: 30.10.2013
- Fachverband Biogas e.V. (2013): Position des Fachverbandes Biogas e.V. zur Rolle von Biogas im künftigen Stromversorgungssystem. Onlineressource unter: [http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Position-des-Fachverbandes-Biogas-e-V-zur-Rolle-von-Biogas-im-kuenftigen-Stromversorgungssystem/\\$file/FvB-Position_Biogas-im-kuenftigen-Stromversorgungssystem_16-08-2013.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Position-des-Fachverbandes-Biogas-e-V-zur-Rolle-von-Biogas-im-kuenftigen-Stromversorgungssystem/$file/FvB-Position_Biogas-im-kuenftigen-Stromversorgungssystem_16-08-2013.pdf) Abgerufen am: 20.08.2013
- FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations (2012): FAO Statistical Yearbook 2012. World Food and Agriculture. Onlineressource unter: <http://www.fao.org/docrep/015/i2490e/i2490e00.htm>. Abgerufen am: 14.03.2013
- FAOSTAT: Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics (2013): <http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/home/E>. Abgerufen am: 07.10.2013
- FARGIONE, J., HILL, J., TILMAN, D., POLASKY, S., HAWTHORNE, P. (2008): Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science* 319/ 5867 (1235-1238)
- FELLER, B. (2005): Energieverbrauch und Einsparpotenzial im Sauenstall. Vortrag der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen. Onlineressource unter: <http://www.landwirtschaftskammer.de/duesse/lehrschau/pdf/2005/2005-11-03-energieverbrauch-1.pdf> Abgerufen am: 14.03.2013
- FINCKH, M. (2008): Reaktionsmöglichkeiten auf den Klimawandel durch Pflanzenzüchtung und Sortenwahl. Vortrag im Rahmen der KTBL-Tagung vom 1.-2. Dezember 2008 in Göttingen. Onlineressource unter: <https://www.ktbl.de/fileadmin/produkte/leseprobe/11472excerpt.pdf> Abgerufen am: 26.04.2013
- FINKBEINER, M. (2013): Indirekte Landnutzungsänderungen in Ökobilanzen – wissenschaftliche Belastbarkeit und Übereinstimmung mit internationalen Standards. Onlineressource unter: http://www.biokraftstoffverband.de/tl_files/download/Stellungnahmen_und_Studien/13-05-14%20VDB%20OVID%20Finkbeinerstudie%20deutsch.pdf Abgerufen am: 14.03.2013
- FLACHOWSKY, G. (2007): Hysterie um die „Methanbombe Milchkuh“. *NOVO* 89 (32-33)
- FLACHOWSKY, G. (2008a): Treibhausgase und Ressourceneffizienz: Aspekte der Erzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft. *Ernährungs Umschau* 07-2008 (414-419)
- FLACHOWSKY, G. (2008b): Wie kommen wir zu CO₂-Footprints für Lebensmittel tierischer Herkunft?, *Archiv Tierzucht Dummerstorf* 51 (67-82)
- FLACHOWSKY, G. (2011): Carbon-footprints for food of animal origin, reduction potenzials and research need, *Journal of Applied Animal Research*, Vol. 39/ 1 (2-14)
- FLACHOWSKY, G., BRADE, W., FEIL, A., KAMPHUES, J., MEYER, U., ZEHETMEYER, M. (2011): Carbon (CO₂)-Foodprints bei der Primärerzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft. *Übersichten zur Tierernährung* 1-2011 (1-45)
- FLESSA, H., DORSCH, P., BEESE, F. (1995): Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in Southern Germany. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 100/ D11 (23115-23124)
- FLESSA, H., RUSER, R., DÖRSCH, P., KAMP, T., JIMENEZ, M., MUNCH, J., BEESE, F. (2002): Integrated evaluation of greenhouse gas emission from two farming systems in southern Germany. *Agriculture Ecosystems Environment* 91/ 1-3 (175-189)
- FLESSA, H., MÜLLER, D., PLASSMANN, K., OSTERBURG, B., TECHEN, A.-K., NITSCH, H., NIEBERG, H., SANDERS, J., MEYER ZU HARTLAGE, O., BECKMANN, E., ANSPACH, V. (2012): Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. Onlineressource unter: http://www.ti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/Institute/AK/PDFs/lbf_sh361.pdf Abgerufen am: 13.09.2013
- FLIEßBACH, A., OBERHOLZER, H., GUNST, L., MÄDER, P. (2007): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118/ 1-4 (273-284)

- FNR: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Hrsg.) (2009a): Biokraftstoffe. Eine vergleichende Analyse. Onlineresource unter: http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_236-biokraftstoffvergleich_2009.pdf Abgerufen am: 26.04.2013
- FNR: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2009b): Handbuch Herstellung von Rapsölkraftstoff in dezentralen Ölgewinnungsanlagen. Onlineresource unter: http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_300-rapsoelkraftstoff_2009b.pdf Abgerufen am: 26.04.2013
- FNR: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2012a): Biogas - Bioenergie, 8. überarbeitete Auflage, Gülzow-Prüzen
- FNR: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2012b): Daten und Fakten. Onlineresource unter: <http://mediathek.fnr.de/grafiken/daten-und-fakten.html>. Abgerufen am: 14.04.2012
- FNR Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Hrsg.) (2012c): Energieholz aus der Landwirtschaft. Onlineresource unter: http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/e/n/energieholz_dina5_web_4.pdf Abgerufen am: 16.04.2013
- FNR: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2013a): Daten und Fakten – Biokraftstoffe. Onlineresource unter: <http://mediathek.fnr.de/grafiken/daten-und-fakten/bioenergie/biokraftstoffe.html>. Abgerufen am: 11.09.2013
- FNR: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2013b): Daten und Fakten – Anbau. Palmölnutzung weltweit 2011 (Palmöl und Palmkernöl). Onlineresource unter: <http://mediathek.fnr.de/grafiken/daten-und-fakten/anbau.html> Abgerufen am: 28.10.2013
- FNR: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2013c): Tabelle der Anbaufläche für nachwachsende Rohstoffe 2012. Onlineresource unter: <http://mediathek.fnr.de/grafiken/daten-und-fakten/anbau/anbauflaeche-fur-nachwachsende-rohstoffe-2012-tabelle.html> Abgerufen am: 30.01.2013
- FOERID, B.; HOGH-JENSEN, H. (2004): Carbon sequestration potential of organic agriculture in northern Europe - a modelling approach. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68 (13-24)
- FÖRSTER, F., LfULG (2012): Mündliche Mitteilung am 12.11.2012
- FORSTNER, B., BERGSCHMIDT, A., DIRKSMEYER, W., EBERS, H., FITSCHEN-LISCHEWSKI, A., MARGARIAN, A., HEUER, J. (2009): Ex-Post-Bewertung des Agrarinvestitionsförderungsprogramms (AFP) für den Förderzeitraum 2000 bis 2006. Onlineresource unter: Ex-Post-Bewertung des Agrarinvestitionsförderungsprogramms (AFP) für den Förderzeitraum 2000 bis 2006 Abgerufen am: 13.09.2013
- FRAME, J. (1987): The Effect of tractor wheeling and the productivity of red clover and red clover/ ryegrass swards. *Research and development in Agriculture* 4/ 1 (55-60)
- FRAME, J., MERRILEES, D. (1996): The effect of tractor wheel passes on herbage production from diploid and tetraploid ryegrass swards. *Grass and Forage Science* 51/ 1 (13-20)
- FRAME, J., CHARLTON, J., LAIDLAW, A. (1998): *Temperate Forage Legumes*. CABI Publishing, Wallingford
- FREIBAUER, A., ROUNSEVELL, M., SMITH, P., VERNHAGEN, J. (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122/ 1 (1-23)
- FRITSCHKE, U. R., EBERLE, U. (2007): Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln. Arbeitspapier. Onlineresource unter: <http://www.oeko.de/oekodoc/328/2007-011-de.pdf> Abgerufen am: 01.08.2013
- FRITSCHKE, U. R., WIEGMANN, K. (2008): Treibhausgasbilanzen und kumulierter Primärenergieverbrauch von Bioenergie-Konversionspfaden unter Berücksichtigung möglicher Landnutzungsänderungen. Expertise im Auftrag des WBGU-Hauptgutachten „Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung“. Onlineresource unter: http://www.wbgu.de/fileadmin/templates/dateien/veroeffentlichungen/hauptgutachten/jg2008/wbgu_jg2008_ex04.pdf Abgerufen am: 30.10.2013
- FRITSCHKE, U. R., HENNINGBERG, K., HÜNECKE, K. (2010a): Sustainability Standards for internationally traded Biomass - The “iLUC Factor” as a Means to Hedge Risks of GHG Emissions from Indirect Land Use Change. Working Paper. Onlineresource: <http://www.oeko.de/oekodoc/1030/2010-082-en.pdf>. Abgerufen am: 30.01.2014
- FRITSCHKE, U. R., HENNINGBERG, K., HERMANN, A., HÜNECKE, A., HERRERA, R., FEHRENBACH, H., ROTH, E., HENNECKE, A., GIEGRICH, J. (2010b): Entwicklung von Strategien und Nachhaltigkeitsstandards zur Zertifizierung von Biomasse für den internationalen Handel. Onlineresource unter: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/entwicklung-von-strategien-nachhaltigkeitsstandards-0>. Abgerufen 30.10.2013
- FRITSCHKE, U. R., WIEGMANN, K. (2011): Indirect Land Use Change and Biofuels. Onlineresource unter: http://www.mvo.nl/Portals/0/duurzaamheid/biobrandstoffen/nieuws/2011/03/EP_%20rapport.pdf Abgerufen am: 30.10.2013

- FRITSCH, U. R. (2012): Quantifizierung von ILUC: Einführung und Überblick. Beitrag zum "Fair Fuels"-Workshop des Instituts für Ökologische Wirtschaftsforschung am 25.04.2012 in Berlin. Onlineresource unter: http://www.fair-fuels.de/data/user/Download/Veranstaltungen/ILUC/IINAS_Fritsche_ILUC-WS_2012.pdf. Abgerufen am: 30.10.2013
- FROSCHE, W. (2006): Experimentelle Untersuchungen zum Einsatz von Flüssigmist-Additiven zur Emissionsminderung umweltrelevanter Gase und Verbesserung der Fließeigenschaften des Flüssigmistes, dargestellt am Beispiel der Ferkelaufzucht. Habilitationsschrift. Halle
- FUSS, R., DECHOW, R., FREIBAUER, A. (2013): Regionale Treibhausgasflüsse in Klee-Weizensystemen. Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme. Präsentation im Rahmen einer vTI-Tagung am 27.2.2013 in Braunschweig. Onlineresource unter: http://www.ti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/Institute/OL/downloads/sonstiges/Fuss.pdf Abgerufen am: 14.04.2013
- GARCIA-RUIZ, R., BAGGS, E. (2007): N₂O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues. *Plant and Soil* 299 (375-389)
- GÄRTNER, S. (2010): Biogas – eine nachhaltige Energiequelle für die Zukunft? Präsentation im Rahmen der Biogastagung 2010: „Energie aus Biogas – eine lohnende Alternative“ am 7. Oktober 2010 in Groitzsch. Onlineresource unter: http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/nachhaltiges_Biogas_-_Oekobilanz-IFEU-Gaertner.pdf Abgerufen am: 26.04.2013
- GEBEL, M. (2013): Wirkungsabschätzung von Nährstoffminderungsmaßnahmen bis 2015 für Fachbereichsgruppe „Stoffeinträger Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft des LfULG. Vortrag, unveröffentlicht
- GEIDEL, S. (2007): Produktionstechnische Untersuchungen zur Weidehaltung von Milchkühen. Onlineresource unter: <http://www.zaft.htw-dresden.de/?ref=z-fue-prj&id=163> Abgerufen am: 30.01.2013
- GEMIS Globales Emissions-Modell integrierter Systeme (2013): GEMIS 4.8 – Datenbank. Onlineresource unter: <http://www.iinas.org/gemis-de.html>. Abgerufen am: 30.01.2014
- GLÄB, T. (2007): Effect of soil compaction on root system development and yields of tall fescue. *International Agrophysics* 21/3 (233-239)
- GLÄB, T. (2008): Effects of tractor wheeling on root morphology and yield of lucerne (*Medicago sativa* L.). *Grass Forage Science* 63: 398-406. doi: 10.1111/j.1365-2494.2008.00647.x
- GLÄSER, H. (2012): Ergebnisse der Praxisversuche zur Streifenbearbeitung zu Mais 2012 in Sachsen. Vortrag im Rahmen des Workshops „Streifenbearbeitung – gezielt tief lockern, wo die Pflanze wachsen soll“ des Konservierende Bodenbearbeitung/ Direktsaat in Sachsen e.V am 13.11.2012 in Siebenlehn. Onlineresource unter: <http://www.gkb-ev.de/rueckblick/2012/workshop-12-11-13-siebenlehn.pdf> Abgerufen am: 26.04.2013
- GLEMNITZ, M., WILLMS, M., BUTTLAR VON, C., KRÄLING, B., SPECKA, X., PLATEN, R., BRANDT, K. (2011): Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands - Phase II (EVA 2). Teilprojekt Ökologische Folgewirkungen des Energiepflanzenanbaus. Münchenberg
- GLOVER, J., REGANOLD, J., ANDREWS, P. (2000): Systematic method for rating soil quality of conventional, organic and integrated apple orchards in Washington State. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 80/ 1-2 (29-45)
- GRANLI, T., BOCKMAN, O. (1995): Nitrous oxide (N₂O) emissions from soils in warm climates. *Fertilizer Research* 42 (159-163)
- GRAB, R. (2008): Energie aus Biomasse - ein Beitrag zum Klimaschutz? *Ökologie & Landbau* 1/2008 (26-28)
- GROENIGEN VAN, J., VELTHOF, G., VAN DER BOLT, F., VOS, A., KUIKMAN, P. (2005): Seasonal variation in N₂O emissions from urine patches: Effects of urine concentration, soil compaction and dung. *Plant and Soil* 273 (15-27)
- GRÜNBERG J., NIEBERG, H., SCHMIDT, T. (2010): Treibhausgasbilanzierung von Lebensmitteln (Carbon Footprints): Überblick und kritische Reflektion. *vTI Agriculture and Forestry Research* 60 (53-72)
- GRUNERT, M. (2005): Bioethanol – Situation in Deutschland und Anbauverfahren. Präsentation. Onlineresource unter: http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Ethanol_Deutschland_2005_12_neu.pdf Abgerufen am: 30.01.2014
- GRUNERT, M. (2010): Stand der dezentralen Ölsaatenverarbeitung in Sachsen. Präsentation im Rahmen des Fachgesprächs „Rapsölkraftstoff in der Landwirtschaft“ (Ölmüllertreffen) am 04.11.2010 in Clausnitz. Onlineresource unter: http://www.biomasse-freiberg.de/fileadmin/downloads/Vortrag_Grunert_Stand_Sachsen.pdf Abgerufen am: 20.01.2013
- GRUNEWALD, G., DEHNERT, J. (2008): Nährstoffmodellierung zur Aufstellung der Maßnahmenprogramme nach WRRL Sachsen. *Wasser+Abfall* 3-2008 (15-19)

- GUO, L., GIFFORD, R. (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8/ 4 (345-360)
- GUSTAVSSON, J., CEDERBERG, C., SONESSON, U., OTTERDIJK VAN, R., MEYBECK, A. (2011): Global food losses and food waste. Extent, causes und prevention. Onlineressource unter: <http://www.fao.org/docrep/014/mb060e/mb060e00.pdf> Abgerufen am: 28.10.2013
- HAAS et al. (2001): Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83 (43-53)
- HAENEL, H., Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (2013): Mündliche Mitteilung 26.04.2013
- HAENEL, H., RÖSEMANN, C., DÄMMGEN, U., PODDEY, E., FREIBAUER, A., DÖHLER, H., EURICH-MENDEN, B., WULF, S., DIETERLE, M., OSTERBURG, B. (2012): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990-2010. Onlineressource unter: http://www.ti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/vTI/Publikationen/Thuenen%20Report/lbf_sh356.pdf Abgerufen am: 14.06.2013
- HAENEL H., RÖSEMANN C., Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (2013a): Mündliche Mitteilung, März 2013
- HAENEL H., RÖSEMANN C., Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (2013b): Mündliche Mitteilung, 18.04.2013
- HAENEL H., RÖSEMANN C., Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (2013c): Mündliche Mitteilung, 20./21.08.2013
- HAHNE, J. (2011): Entwicklung der Abluftreinigung in der Tierhaltung in Deutschland. *Landtechnik* 66/ 4 (289-293)
- HAMERSCHLAG, K. (2011): Meat Eaters Guide to Climate Change + Health. Onlineressource unter: http://static.ewg.org/reports/2011/meateaters/pdf/report_ewg_meat_eaters_guide_to_health_and_climate_2011.pdf Abgerufen am: 08.08.2013
- HANKE, T., SCHADER, CH., IVEMEYER, S., NOTZ, CH. (2011): Klimaschutz durch krafftutterreduzierte Fütterung. *Ökologie & Landbau* 158 (26-27)
- HÄRING, G., SONNLEITNER, M., ZÖRNER, W., BRÜGGING, E., BÜCKER, C., WETTER, C., VOGT, R. (2011): Ökologische und ökonomische Optimierung von bestehenden und zukünftigen Biogasanlagen – „BGA_OPT“. Onlineressource unter: http://www.thi.de/fileadmin/daten/forschung/Kompetenzfeld/Erneuerbare_Energien/Downloads/BGA_OPT_Schlussbericht.pdf. Abgerufen am: 17.04.2013
- HEIDENREICH, T., LfULG (2012): Mündliche Mitteilung am 16.10.2012
- HEIDENREICH, T., LfULG (2013a): Mündliche Mitteilung am 08.07.2013
- HEIDENREICH, T., LfULG (2013b): Schriftliche Zusammenstellung für vorliegende Studie zu Haltungsverfahren, Wirtschaftsdüngerlagerungsverfahren und Wirtschaftsdüngerabbringungsverfahren für Sachsen (2007) und Schätzung für 2010.
- Heinrich-Böll-Stiftung (2013): Fleischatlas. Daten und Fakten über Tiere als Nahrungsmittel. Onlineressource unter: http://www.bund.net/fileadmin/bundnet/publikationen/landwirtschaft/130108_bund_landwirtschaft_fleischatlas.pdf. Abgerufen am: 07.10.2013
- HEJCMAN, M., SCHELLBERG, J., PAVLŮ, V. (2010): Long-term effects of cutting frequency and liming on soil chemical properties, biomass production and plant species composition of Lolio-Cynosuretum grassland after the cessation of fertilizer application. *Applied Vegetation Science* 13/ 3 (257-369)
- HENK, U., SMUL (2012): schriftliche Mitteilung
- HENK, U., SMUL (2012): Mündliche Mitteilung
- HENK, U., SMUL (2014): Mündliche Mitteilung am 05.02.2014
- HERMANN, K. (2009): Oxydationskatalysatoren und Thermische Nachverbrennung zur Minderung von Formaldehydemissionen aus Biogas-BHKW, Präsentation im Rahmen des Workshops „Formaldehyd aus Biogas-BHKW“ des Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen am 25.09.2009 in Dresden.
- HIRSCHFELD, J., KORBUN, T., PREIDL, M., WEIß, J. (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Onlineressource unter: http://www.foodwatch.org/uploads/media/IOEW-Studie_Klimawirkungen_der_Landwirtschaft_in_Deutschland_2008_01.pdf Abgerufen am: 13.04.2013
- HILHORST, M., MELSE, R., WILLERS, H., GROENSTEIN, G., MONTENY, G. (2002): Reduction of Methane Emissions from Manure in Non-CO₂-Greenhouse Gases, Millpress.
- HOFFMANN, I. (2002): Ernährungsempfehlung und Ernährungsweisen. Auswirkungen auf Gesundheit, Umwelt und Gesellschaft. Habilitationsschrift
- HOFFMANN, M., STEINHÖFEL, O. (2009): Futtermittelspezifische Restriktionen. Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH, Hannover

- HOFMANN, B.; RÜCKNAGEL, J., CHRISTEN, O. (2012): Humusverluste durch tiefe Bodenbearbeitung. Einfluss langjähriger Bodenbearbeitung auf C_{org} -Gehalte einer pseudovergleyten Parabraunerde. In LOP 11/2012, Bodenbearbeitung.
- HÖRNIG, G., BERG, W., TÜRK, M. (1996): Emissionsminderung durch Ansäuern von Gülle. Landtechnik 53/ 3 (146-147)
- HÖPER H., AUGUSTIN, J., CAGAMPAN, J., DRÖSLER, M., LUNDIN, L., MOORS, E., VASANDER, H., WADDINGTON, M., WILSON, D. (2008): Restoration of peatlands and greenhouse gas balances. in: STARCK, M., International Peat Society, Saarijärvi, (182-210)
- HÖRTENHUBER, S., ZOLLITSCH, W. (2008): Treibhausgase von der Weide. Welche Vorteile bringt die Öko-Rinderhaltung? Onlineressource unter: http://www.boku.ac.at/fileadmin/_/PF-BioLandwirtschaft/pubs/ProdSys/2008_Hoertenhuber.pdf Abgerufen am: 19.08.2013
- 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)
- HÜLSBERGEN, K., KÜSTERMANN, B. (2007) Überzogene Erwartungen. DLG-Mitteilungen 11 (58-61)
- HÜLSBERGEN, K. (2008): Kohlenstoffspeicherung in Böden durch Humusaufbau. In: Klimawandel und Ökolandbau. Situation, Anpassungsstrategien und Forschungsbedarf. KTBL-Tagung vom 1.-2. Dezember 2008 in Göttingen. KTBL-Schrift 472,
- HÜLSBERGEN, K., KÜSTERMANN, B. (2008): Optimierung der Kohlenstoffkreisläufe in Ökobetrieben. Ökologie & Landbau 145 (20-22)
- HÜLSBERGEN, K., SCHMID, H. (2010): Treibhausgasemissionen ökologischer und konventioneller Betriebssysteme. In: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, KTBL Schriftenreihe 483, Darmstadt
- HÜLSBERGEN, K., SCHMID, H. (2013): Energie- und Treibhausgasbilanzierung in ökologischen und konventionellen Betriebssystemen. Vortrag im Rahmen der Tagung „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe in Deutschland“ des von Thünen-Instituts am 27.2.2013 in Braunschweig. Onlineressource unter: http://www.ti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/Institute/OL/downloads/sonstiges/Hu%CC%88lsbergen.pdf Abgerufen am: 13.02.2013
- HÜSER, T. (2012): Ethanolbrennerei gewinnt aus der Schlempe die Hälfte ihrer Prozessenergie. Pressemitteilung. Onlineressource unter: http://www.process.vogel.de/anlagen_apparatebau/effizienzsteigerung/energieeffizienz/articles/344467/. Abgerufen am: 21.01.2012
- Hydro Agri Dülmen GmbH (Hrsg.) (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Verlagsunion Agrar, Münster-Hiltrup
- IFPRI: International Food Policy Research Institute (2010): Global Trade and Environmental Impact Study of the EU Biofuels Mandate. Onlineressource unter: http://trade.ec.europa.eu/doclib/docs/2010/march/tradoc_145954.pdf. Abgerufen am: 12.03.2013
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (1996): Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Onlineressource unter: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.html> Abgerufen am: 04.03.2013.
- IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Onlineressource unter: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf_contents.html Abgerufen am: 04.03.2013
- IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Onlineressource unter: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/> Abgerufen am: 04.03.2013
- IVA: Industrieverband Agrar (2011): Wichtige Zahlen, Düngemittel
- IWR: Internationales Wirtschaftsforum Regenerative Energien (2012): Biokraftstoffe: Verbio zieht Prognose wegen Wettbewerbs-Verzerrung zurück. Pressemitteilung. Onlineressource unter: <http://www.iwr.de/news.php?id=22403>. Abgerufen am: 21.11.2013
- JÄKEL, K. (2007): Elektroenergiebedarf in der Milchproduktion – Energieverteilung und Einsparpotenziale. Vortrag im Rahmen des Fachtages Bau und Technik „Energieanwendung in der Milchproduktion“ des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie am 05.07.2007 in Dresden. Onlineressource unter: <http://www.smul.sachsen.de/lfulg/download/KJ.pdf> Abgerufen am: 19.12.2012
- JÄKEL, K. (2012): Kurzumtriebsplantagen – Stand in Sachsen und ihre Rahmenbedingungen. Vortrag am 05.12.2012 in Großenhain. Onlineressource unter: http://www.eudyse.de/uploads/media/03_Jaekel.pdf Abgerufen am: 30.01.2014
- JÄKEL, K., LfULG (2013): Mündliche Mitteilung am 17.10.2013

- JANZEN, H. (2006): The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology & Biochemistry* 38/ 3 (419-424)
- JARECKI, M., LAL, R. (2003): Crop Management for Soil Carbon Sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22/ 6 (471-502)
- JENSEN, R., LANDGRAF, L., LANDSCHOW, U., PATERAK, B., PERMIEN, T., SCHIEFELBEIN, U., SORG, U. M., THORMANN, J., TREPPEL, M., WÄLTER, T., WREESMANN, H., ZIEBARTH, M. (2012): Eine Vision für Moore in Deutschland. Potenziale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz. Gemeinsame Erklärung der Naturschutzbehörden. Onlineressource unter: <https://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/upool/gesamt/moore/moorresolution.pdf> Abgerufen am: 04.03.2013
- JILG, T. (2012): Rinderfütterung mit heimischen Körnerleguminosen. Vortrag.
- JOHANN, J., HAHNE, J. (2010): Abluftreinigungsanlagen: Alles außer dicke Luft. DLG-Test Landwirtschaft 04-2010 (16-18)
- JOHNNEN, T., BUTTLAR VON, C. (2013): Möglichkeiten der N- Einsparung durch Anwendung angepasster Ausbringungstechnik für Wirtschaftsdünger. *Bauernblatt Schleswig-Holstein* 04-2013
- JOHNSTON, A., POULTON, P., COLEMAN, K. (2009): Soil organic matter: Its importance in sustainable agricultural and carbon dioxide fluxes. *Advances in Agronomy* 101 (1-57)
- JONES, M., DONNELLY, A. (2004): Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist* 164/ 3 (423-439)
- JUNGKUNST, H., FREIBAUER, A., NEUFELDT, H., BARETH, G. (2006): Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany - a synthesis of available annual field data. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169/ 3 (341-351)
- JUNK, J. (2008): Klima im Wandel: Notwendige Anpassungen im Grünland. Onlineressource unter: [http://www.dlr.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/4f10879a56e86bc7c1256fe20041c3bb/34e3b5c0eb27c22ec12573b8002d5155/\\$FILE/Klima_im_%20Wandel_Notwendige_Anpassungen_im_Gr%C3%BCnland.pdf](http://www.dlr.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/4f10879a56e86bc7c1256fe20041c3bb/34e3b5c0eb27c22ec12573b8002d5155/$FILE/Klima_im_%20Wandel_Notwendige_Anpassungen_im_Gr%C3%BCnland.pdf). Abgerufen am: 11.09.2013
- KAISER, E., RUSER, R. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany - An evaluation of six long-term field experiments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163/ 3 (249-259)
- KAYSER, M., SEIDEL, K., MULLER, J., ISSELSTEIN, J. (2008): The effect of succeeding crop and level of N fertilization on N leaching after break-up of grassland. *European Journal of Agronomy* 29/ 4 (200-207)
- KELLER, T. (2006): Vergleich unterschiedlicher, landwirtschaftlicher Bearbeitungsmethoden hinsichtlich der Akkumulation von Humus, organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff innerhalb der Ackerkrume, nach langjährig differenzierter Bewirtschaftung. Diplomarbeit
- KIESEWALTER, S., ALBERT, E., RÖHRICHT, C., RIEHL, G. (2007): Nutzungsalternativen für Grünland in sächsischen Vorgebirgs-lagen –Ein Beitrag zur Erhaltung der Kulturlandschaft und des ländlichen Raums. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/14154/documents/16676> Abgerufen am: 23.07.2013
- KINDT, W. (2013): Zertifizierung von abfall- und reststoffbasierten Biokraftstoffen - Anpassung der 36. BImSchV. In: Nelles, M.: Tagungsband 7. Rostocker Bioenergieform, Schriftenreihe Umweltingenieurwesen Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät Band 36, Rostock
- KNOBLAUCH S., REINHOLD G., GERNAND U., ECKERT, H. (2009): Standpunkt zu Treibhausgas-Emissionen in der Landwirtschaft und Potenziale ihrer Minderung in Thüringen. Onlineressource unter: http://www.tll.de/ainfo/pdf/st_trgas.pdf Abgerufen am: 04.03.2013
- KOERBER VON, K., KRETSCHMER, J. (2000): Zukunftsfähige Ernährung – Gesundheits-, Umwelt-, Wirtschafts- und Sozialverträglichkeit im Lebensmittelbereich. *ERNO* 1/ 1 (39-46)
- KOLBE, H. (2009): Klimawandel und C-Sequestrierung- Auswirkungen differenzierter Land- und Bodenbewirtschaftung auf den C- und N-Haushalt der Böden unter Berücksichtigung konkreter Szenarien der prognostizierten Klimaänderung im Freistaat Sachsen. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen, 23-2009
- KOPEĆ, S., GŁĄB, T. (2003): The effect of tractor wheel passes on air-water properties of soil and production from red clover/grasses sward. Beitrag zur 10. Gumpensteiner Lysimetertagung der Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft am 29. und 30. April 2003: Onlineressource unter: file:///D:/Eigene%20Dateien%20ilg/Downloads/2l_2003_kopec.pdf Abgerufen am: 13.03.2013
- KÖPKE, U. (2008): Anpassungsmöglichkeiten an den Klimawandel durch Bodenbearbeitung und Fruchtfolge. In: Klimawandel und Ökolandbau. Situation, Anpassungsstrategien und Forschungsbedarf. KTBL-Tagung vom 1.-2. Dezember 2008 in Göttingen.
- KOWAKEWSKY, H. (2009): Potenziale der Energieberatung im Ackerbau. Vortrag im Rahmen des Expertenhearing Energieberatung in der Landwirtschaft der Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der Ländlichen Räume

- Schwäbisch-Gmünd am 21.09.2009 in Boxberg. Onlineressource unter: http://www.lel-bw.de/pb/site/lel/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/mlr/pdf/2/2009_007_Expertenhearing_Energieberatung_Dr_Kowalewsky.pdf Abgerufen am: 13.09.2013
- KRAUSE, Statistisches Landesamt Sachsen (2013a): mündliche Mitteilung, 25.01.2013
- KRAUSE, Statistisches Landesamt Sachsen (2013b): Daten zur Agrarberichterstattung 1995
- KRETSCHMANN, R., ROTHE, F., POPPITZ, W., MOCZIGEMBA, T. (2012): Abluftreinigung bei BHKW – Erfahrungsbericht. Ermittlung der Standzeiten von Abgasreinigungseinrichtungen an BHKW-Motoren hinsichtlich der Minderung von Formaldehyd, Methan, Kohlenmonoxid, Stickoxiden und Geruch. Onlineressource unter: http://www.qucosa.de/fileadmin/data/qucosa/documents/8779/LfULG_Schriftenreihe_Heft_21_2012_Abluftreinigung_bei_BHKW_Erfahrungsbericht.pdf Abgerufen am: 13.09.2013
- KROMER T. (2012): Klimawandel und Landwirtschaft Anpassungsstrategien im Bereich Tierhaltung. Onlineressource unter: <http://www.landwirtschaftskammern.de/pdf/klima-tier.pdf> Abgerufen am: 13.09.2013
- KTBL Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2006a): Nationaler Bewertungsrahmen. Methode zur Bewertung von Tierhaltungsanlagen. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt
- KTBL Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2006b): Verfahren-Leistungen-Kosten. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt
- KTBL Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2006c): Abluftreinigung für Tierhaltungsanlagen, Verfahren-Leistungen-Kosten, KTBL-Schrift 451, Darmstadt
- KTBL Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2008): Betriebsplanung Landwirtschaft 2008/09. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt.
- KTBL Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2009): Faustzahlen für die Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt.
- KTBL Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2010): Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt
- KTBL Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2013): Dieselbedarf. Onlineressource unter: <http://daten.ktbl.de/dieselbedarf/main.html>. Abgerufen am: 25.09.2013
- KÜCKE, M. (Hrsg.) (2001): Biomasseproduktion und N-Effizienz von Winterweizen und Winterroggen nach N-Injektionsdüngung – Feldversuchsergebnisse 2001. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 245 (81-92)
- KÜPER, J.-M. (2011): Der Streifenmacher. top agrar 08-2011
- KURZER, H.-J., LfULG (2012): mündliche Mitteilung
- KURZER, H.-J., LfULG (2013): mündliche Mitteilung
- KÜSTERMANN, B., WENSKE, K., HÜLSBERGEN, K. (2007): Modellierung betrieblicher C- und N- Flüsse als Grundlage einer Emissionsinventur. Beitrag im Rahmen der 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau in Hohenheim.
- LABER, H. (2005): Biologische N₂-Fixierung von Gemüseerbsen und -buschbohnen. Onlineressource unter: [http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Erbse_BNF_07\(1\).pdf](http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Erbse_BNF_07(1).pdf) Abgerufen am: 13.09.2013
- LABER, H. (2013): mündliche Mitteilung vom 31.07.2013
- LABORDE, D. (2011): Assessing the Land Use Change. Consequences of European Biofuel Policies. Onlineressource unter: http://trade.ec.europa.eu/doclib/docs/2011/october/tradoc_148289.pdf. Abgerufen am: 10.09.2013
- LAHL, U. (2010): iLUC Und Biokraftstoffe in der Analyse. Regionale Quantifizierung klimaschädlicher Landnutzungsänderungen und Optionen zu deren Bekämpfung. Onlineressource unter: http://www.bdbe.de/files/6213/2196/7508/iLUC_Studie_Lahl.pdf. Abgerufen am: 01.03.2013
- LAL, R. (2003): Global potenzial of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. Critical Reviews in Plant Sciences 22/ 2 (151-184)
- LAL, R. (2011): Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. Food Policy 36/ 1 (533-539)
- LATTAUSCHKE, G., LfULG (2012): Mündliche Mitteilung am 12.11.2012
- LAVES :Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (Hrsg.) (2007): LAVES-Tierschutzleitlinie für Milchkühhaltung. Onlineressource unter: www.laves.niedersachsen.de/download/41962. Abgerufen am: 13.09.2013
- LEAHY, P., KIELY, G., SCANLON, T. (2004): Managed grasslands: A greenhouse gas sink or source? Geophysical Research Letters 31 (1-4)
- LEBZIEN, P., BRADE W., FLACHOWSKY G. (2008): Der Milchharnstoffgehalt: Ein Indikator für die Energie- und Proteinversorgung, aber auch für die N-Emissionen in der Milcherzeugung. Übersichten zur Tierernährung 36 (59-74)

- LEBZIEN, P., MEYER, U., NIEMANN, H., HACHENBERG, S. (2009): Strategien zur Minderung von klimarelevanten Emissionen und N-Ausscheidungen aus der Tierproduktion. Ratgeber für Tierernährung, Tierzucht und Management 18 (65-70)
- LEIBLE, L., KÄLBER, S., KAPPLER, G., LANGE, S., NIEKE, E., PROPESCH, P., WINTZER, D., FÜRNIß, B. (2007): Kraftstoff, Strom und Wärme aus Stroh und Waldrestholz. Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis 3/ 16 (94-97)
- LEICK, B. (2003): Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen. Dissertation. Onlineressource unter: http://opus.ub.uni-hohenheim.de/volltexte/2004/49/pdf/Diss_Leick.pdf Abgerufen am: 03.02.2014
- LEITHOLD, G. (2004): Humusversorgung im ökologischen Landbau : Analyse und Bewertung des Humushaushaltes mit Hilfe von Humusbilanzen. Onlineressource unter: <http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2004/1446/pdf/LeitholdGuenter-2004-03-04.pdf>. Abgerufen am: 12.07.2010
- LESSCHEN, J., SCHILS, R., KUIKMAN, P., SMITH, P., OUDENDAG, D. (2008): A2-Mulch- oder Direktsaat- oder Mulchpflanzverfahren. Onlineressource unter: http://www.ml.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=1539&article_id=5303&psmand=7 Abgerufen am: 02.05.2013
- LfU: Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006): Emissions- und Leistungsverhalten von Biogas-Verbrennungsmotoren in Abhängigkeit von der Motorwartung. Onlineressource unter: <http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ilt/dateien/emissionsundleistungsverhalten.pdf> Abgerufen am: 13.04.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (ohne Jahr): Böden der Berg- und Hügelländer. Onlineressource unter: <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/11623.htm#article11689>. Abgerufen am: 23.05.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (1997): Bodenatlas des Freistaates Sachsen Teil 2: Standortkundliche Verhältnisse und Bodennutzung Materialien zum Bodenschutz 1997- Übersicht über Bodenzustand und Bodennutzung auf der Basis von Gemeindeflächen. Onlineressource unter: <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/Bodenatlas-Teil2.pdf> Abgerufen am: 07.04.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2001): Ermittlung von Erträgen auf dem Grünland. Onlineressource unter: <http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Ertragsermittlung.pdf> Abgerufen am: 13.02.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2004): Wirtschaftlichkeitsbericht Mutterkühe 2002/ 03. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15274/documents/18478> Abgerufen am: 03.05.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2007a): Energiekonzepte für den Gartenbau. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/14155/documents/16653> Abgerufen am: 12.01.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.) (2007b): Futterbewertung für Wiederkäuer. Empfehlung des Landesarbeitskreises »Futter und Fütterung im Freistaat Sachsen«. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13612/documents/15578> Abgerufen am: 07.04.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2007c): Schweine-Report 2006. Wirtschaftlichkeitsbericht zur sächsischen Schweineproduktion. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15149/documents/18241> Abgerufen am: 17.01.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2007d): Wirtschaftlichkeitsbericht zur sächsischen Milchproduktion 2005/ 06. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15273/documents/18476> Abgerufen am: 15.03.2014
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2009a): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11725/documents/12318> Abgerufen am: 17.01.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.) (2009b): Schweine-Report 2008. Onlineressource unter: http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen/download/4560_1.pdf Abgerufen am: 03.02.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.) (2010a): Heil- und Gewürzpflanzen. Rohstoffe für pharmazeutische und technische Zwecke. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13663/documents/15703> Abgerufen am: 13.10.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2010b): Landwirtschaftlicher Bodenschutz. Dresden

- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2010c): Trendbericht „Ergebnisse zur Düngungsberatung und Nährstoffversorgung mittels BEFU im Freistaat“. Dresden
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2011a): Analysen und Trends - Milchproduktion in Sachsen. Onlineressource unter:
http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/AuT_Milch__05_12_2011.pdf Abgerufen am: 13.05.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2011b): Betriebszweiganalyse Schwein. Onlineressource unter: <http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/5451.htm> Abgerufen am: 10.09.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2011c): Sächsischer Tierzuchtreport 2011 – Berichtsjahr 2010. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15231/documents/18382> Abgerufen am: 07.09.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2012a): Eiweißversorgung- Proteinfuttermittel im Focus. Unveröffentlicht
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2012b): Emissionsfaktoren für Kleinf Feuerungsanlagen.
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2012c): Erhebungen zu Wirtschaftsdünger und Gärresten in den Landkreisen Bautzen und Osterzgebirge.
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2012d): Luftschadstoff- und Treibhausgasemissionen in Sachsen. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/14813> Abgerufen am: 14.01.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2012e): Maßnahmenumsetzung WRRL in Sachsen- Zwischenbericht. Dresden. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13361> Abgerufen am: 03.02.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2012f): Sächsischer Tierzuchtreport 2012. Berichtsjahr 2011. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/14730> Abgerufen am: 09.10.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2012g): Landwirtschaft in Sachsen hat Zukunft. Diversifizierung, Ökologischer Landbau und Gemeinwohlmarkt. Onlineressource unter:
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15181> Abgerufen am: 03.02.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2013a): Aktuelle Erzeugerpreise für Körnerfrüchte in Sachsen. Onlineressource unter: <http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/547.htm>. Abgerufen am: 22.10.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2013b): Anwendungshinweise zum Einsatz von Düngern. Onlineressource unter: <http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/1858.htm>. Abgerufen am: 11.4.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2013c): Tierzuchtreport 2013. Berichtsjahr 2012. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/12158> Abgerufen am: 12.10.2013
- LfULG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2013d): Silomais für die Biogasanlage – mit welchen Kosten muss man rechnen. Onlineressource unter:
<http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/1220.htm>. Abgerufen am: 22.10.2013
- LI, W., LI, L., SUN, J., GUO, T., ZHANG, F., BAO, X., PENG, A., TANG, C. (2005): Effects of intercropping and nitrogen application on nitrate present in the profile of an Orthic Anthrosol in Northwest China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105/ 3 (483-491)
- LIEBETRAU, J., DANIAL-GROMKE, J., OEHMICHEN, K., WEILAND, P., FREIHE, J., CLEMENS, J., HAFERMANN, C. (2011): Emissionsanalyse und Quantifizierung von Stoffflüssen durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der landwirtschaftlichen Biogasgewinnung und Inventarisierung der deutschen Landwirtschaft. Onlineressource unter:
<http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22023606.pdf> Abgerufen am: 13.04.2013
- LIEBIG, M., DORAN, J. (1999): Impact of organic production practices on soil quality indicators. *Journal of Environmental Quality* 28 (1601-1609)
- LINDERMAYER, H. (2005): Leistung – Qualität – Umwelt in der Zucht und Haltung von Rind und Schwein. Möglichkeiten zur Verringerung der N- und P- Ausscheidung beim Schwein. Onlineressource unter:
http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ite/dateien/27669_m_glichkeiten_np_red.pdf. Abgerufen am: 13.09.2013

- LINDERMAYER, H., PREIßINGER, W., PROPSTMEIER, G. (2010): „Einfache“ Multiphasenfütterung in der Ferkelaufzucht: „Verschneiden“. Versuchsbericht. Onlineressource unter: http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ite/dateien/26093_bericht_2.pdf. Abgerufen am: 17.05.2013
- LISKA, A., PERRIN, R. (2009): Indirect Land Use Emissions in the Life Cycle of Biofuels: Regulations vs. Science. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 3/ 3 (318-328)
- LUGSCHITZ, B., BRUCKNER, M., GILJUM, S. (2011): Europes global land demand. A study on the actual land embodied in European imports and exports of agricultural and forestry products. Onlineressource unter: http://seri.at/wp-content/uploads/2011/10/Europe_Global_Land_Demand_Oct11.pdf. Abgerufen am: 28.10.2013
- LUNG: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (2003): Beiträge zum Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern. Bodenverdichtung. Onlineressource unter: <http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/bodenverdichtung.pdf> Abgerufen am: 03.04.2013
- LUO, Z., WANG, E., SUN, O. (2010): Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139/ 1-2 (224-231)
- LUVG Aulendorf: Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf für Viehhaltung und Grünlandwirtschaft Aulendorf (Hrsg.) (2007): Empfehlungen zur Reduzierung der Emission klimaschädlicher Gase durch die Rinderhaltung. Onlineressource unter: https://www.landwirtschaft-bw.info/pb/site/lel/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lazbw_rh/pdf/e/Emissionsminderung_Haltung.pdf?attachm ent=true. Abrufdatum: 13.04.2013
- MACDONALD, J., ROCHETTEA, P., CHANTIGNYA, M., ANGERSA, D., ROYERA, I., GASSERB, M. (2011): Ploughing a poorly drained grassland reduced N₂O emissions compared to chemical fallow. *Soil and Tillage Research* 111 (123-132)
- MARSCHALL, K. (2006): Verringerung der mechanischen Bodenbeanspruchung durch angepasste Landtechnik. Onlineressource unter: http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/Infodienst_Bodendruck.pdf. Abgerufen am: 4.03.2013
- MARTENS, D., REEDY, T., LEWIS, D. (2003): Soil organic carbon content and composition of 130-year crop, pasture and forest land-use managements. *Global Change Biology* 10 (65-78)
- MARIOTT, E., WANDER, M. (2006): Total and Labile Soil Organic Matter in Organic and Conventional Farming Systems. *Soil Science Society of America Journal* 70/ 3 (950-959)
- MATZDORF, B., REUTTER, M., HÜBNER., C (2006): Gutachten-Vorstudie Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland (High Nature Value Grassland). Onlineressource unter: http://www.bfn.de/fileadmin/MDDB/documents/themen/recht/oekosdienstleist_hnv.pdf. Abgerufen am: 23.11.2013
- MRI: Max Rubner-Institut (2008): Ergebnisbericht der Nationale Verzehrsstudie II – Teil 2. Die bundesweite Befragung zur Ernährung von Jugendlichen und Erwachsenen. Onlineressource unter: http://www.mri.bund.de/fileadmin/Veroeffentlichungen/Archiv/Einzelthemen_Publikationen/nvs_ergebnisbericht_teil2-v2.pdf. Abgerufen am: 14.10.2013
- MARX, M. (2012): Rechtlicher Rahmen und Fördermöglichkeiten bei KUP. Vortragspräsentation bei der LfULG-Veranstaltung „Schnellwachsende Baumarten – Anbauempfehlungen und Praxiserfahrungen“ am 01.03.2012 in Freiberg. Onlineressource unter: http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/06_Vortrag_Frau_Marx.pdf. Abgerufen am: 21.11.13
- MEYER, E., LfULG (2013): Mündliche Mitteilung, 14.08.2013
- MKULNV: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2010): Bodenverdichtungen vermeiden - Bodenfruchtbarkeit erhalten und wiederherstellen. Onlineressource unter: http://www.umwelt.nrw.de/ministerium/presse/presse_extra/pdf/broschuere_bodenverdichtung.pdf. Abgerufen am: 02.09.2013
- MKULNV: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2013): Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an Tierhaltungsanlagen. Erlass vom 19.2.2013. Onlineressource unter: http://www.umwelt.nrw.de/landwirtschaft/pdf/erlass_tierhaltungsanlagen.pdf. Abgerufen am: 03.09.2013
- MOCZIGEMBA, T., LfULG (2013): Mündliche Mitteilung am 21.08.2013
- MODEL, A. (2004): Spurengasflüsse im Anbausystem des ökologischen Landbaus. *Hallenser Bodenwissenschaftliche Abhandlungen* 05, Uelvesbüll
- MONTEIRO, D., PINHEIRO, V., MOURAO, J., RODRIGUES, M. (2010): Strategies for mitigation of nitrogen environmental impact from swine production. *Revista Brasileira de Zootecnia* 39 (317-325)

- MOSQUERA, J., HOL, J., RAPPOLDT, C., DOLFING, J. (2007): Precise soil management as a tool to reduce CH₄ and N₂O emissions from agricultural soils. Onlineresource unter: <http://library.wur.nl/way/bestanden/clc/1855879.pdf>. Abgerufen am: 02.09.2013
- MPB: Mitteldeutsche Produktbörse (2013): Aktuelle Notierungen vom 15.10.2013. Onlineresource unter: http://www.mpb-online.com/notierungen_berlin.html. Abgerufen am: 22.10.2013
- MÜLLER, E. (2012): Humus- und Nährstoffverteilung bei dauerhaft konservierender Bodenbearbeitung. Onlineresource unter: http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/pflanzliche_Erzeugung/Humus_und_Naehrstoffverteilung.pdf. Abgerufen am: 04.05.2013
- MÜLLER-LINDENLAUF, M. (2009): Organic Agriculture and Carbon Sequestration – Possibilities and constraints for the consideration of organic agriculture within carbon accounting systems. Onlineresource unter: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/012/ak998e/ak998e00.pdf>. Abgerufen am: 12.10.2013
- MUNROE, L., COOK, H., LEE, H. (2002): Sustainability indicators used to compare properties of organic and conventionally managed topsoils. *Biological Agriculture & Horticulture* 20/ 3 (201-214)
- MÖBIUS, J. (2011): Rad oder Raupe? Onlineresource unter: http://www4.fh-swf.de/media/downloads/fbaw_1/download_1/volk/vortrgeundlehrmaterial/Rad_Raupe.pdf. Abgerufen am: 05.03.2013
- MÖLLER, K., SCHULZ, R., MÜLLER, T. (2010): Substrate inputs, nutrient flows and nitrogen loss of two centralized biogas plants in southern Germany. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 87 (307-325)
- MÖLLER, K. (2011): Biogas im Öko-Landbau: Ist die Vergärung von Biomasse und Reststoffen nachhaltig? *Naturland Nachrichten* 04-2011 (23-27)
- NAUMANN, K., MAJER, S. (2013): Neue Ausrichtung des Biokraftstoffsektors in der EU. Vortrag im Rahmen der NRW-Biokraftstofftagung der Energieagentur NRW am 28.11.2013 in Bad Sassendorf. Onlineresource unter: <http://www.energieagentur.nrw.de/termine/nrw-biokraftstofftagung-regionale-optionen-fuer-mobilitaet-und-biokraftstoffe-22636.asp?find=>. Abgerufen am 04.12.2013
- NAWAZ, M. F., BOURRIÉ, G. TROLARD, F. (2013): Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 33/ 2 (291-309)
- NEMECEK, T., HUGUENIN-ELIE, O., DUBOIS, D., GAILLARD, G. (2005): Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich
- NESER, S. (2011): Maßnahmen zur Minderung von Emissionen und Immissionen aus der Tierhaltung – Umsetzung und Überwachung. Emissionen der Tierhaltung. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt
- NESER, S., NEIBER, J., BONKOB, K. (2012): Stromverbrauch und Energieeffizienz im landwirtschaftlichen Betrieb. Schriftenreihe 12-2012 der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (23-36)
- Neue Energie (2013): 10 000-Schlepper-Programm. „Ein Revival des Pflanzenkraftstoffs“. Onlineresource unter: <http://www.neueenergie.net/wissen/bioenergie/ein-revival-des-pflanzenkraftstoffs>. Abgerufen am: 21.11.13
- Niedersächsische Staatskanzlei (2013) : Durchführung Immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren: Abluftreinigungsanlagen in Schweinehaltungsanlagen und Anlagen für Mastgeflügel sowie Bioaerosolproblematik in Schweine- und Geflügelhaltungsanlagen. Onlineresource unter: http://www.niedersachsen.de/download/79993/Nds._MBL._Nr._29_2013_vom_14.08.2013_S._561-575.pdf. Abgerufen am: 03.12.2013
- NOLEPPA, S., WITZKE VON, H. (2012): Tonnen für die Tonne. Ernährung, Nahrungsmittelverluste, Flächenverbrauch. Onlineresource unter: http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/studie_tonnen_fuer_die_tonne.pdf. Abgerufen am: 03.04.2013
- nova-Institut GmbH (2013): Distribution of biomass use worldwide. Onlineresource unter: <http://www.nova-institut.de/download/biomass-use-2008>. Abgerufen am: 30.10.2013
- OENEMA, O., VELTHOF, G., YAMULKI, S., JARVIS, S. (1997): Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management* 13 (288-295)
- OSTERBURG, B., RUNGE, T. (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasser-schutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. *Landbauforschung Völkenrode* 307
- OSTERBURG, B., NIEBERG, H., RÜTER, S., ISERMEYER, F., HAENEL, H., HAHNE, J., KRENTLER, J., PAULSEN, H., SCHUCHARDT, F., SCHWEINLE, J., WEILAND, P. (2009): Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors. Onlineresource unter: <http://www.econstor.eu/bitstream/10419/39359/1/608950440.pdf>. Abgerufen am: 23.07.2013

- OSTERBURG, B., TECHEN, A. (2012): Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Onlineresource unter:
http://www.ti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/vTI/Bilder/Aktuelles/Downloads_2011/121217_Bericht_Evaluierung_D%C3%BCV.pdf Abgerufen am: 13.10.2013
- OSTERBURG, B., RÜTER, S., FREIBAUER, A., DE WITTE, T., ELSASSER, P., KÄTSCH, S., LEISCHNER, B., PAULSEN, H. M., ROCK, J., RÖDER, N., SANDERS, J., SCHWEINLE, J., STEUK, J., STICHNOTHE, H., STÜRMER, W., WELLING, J., WOLFF, A. (2013): Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft. Johann Heinrich von Thünen-Institut, 158 p, Thünen Rep 11
- PAVLÛ, V., SCHELLBERG, J., HEJCMAN, M. (2011): Cutting frequency vs. N application: effect of a 20-year management in *Lolium-Cynosuretum* grassland. *Grass Forage Sci* 66.
- PACHOLSKI, A., GERICKE, D., NI, K., KAGE, H. (2010): Ammoniakemissionen nach Ausbringung von Gärresten im Vergleich zu GülLEN. In: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, KTBL Schriftenreihe 483, Darmstadt
- PALLIERE, C., *Fertilizers Europe* (2013): Mündliche Mitteilung am 15.06.2013
- PAUL, H., ERNSTING, A., SEMINO, S., GURA, S. (2010): Echte Probleme, falsche Lösungen. *Ökologie und Landbau* 154
- PCF: Product Carbon Footprinting (2009): Produkt Carbon Footprinting – Ein geeigneter Weg zu klimaverträglichen Produkten und deren Konsum? Erfahrungen, Erkenntnisse und Empfehlungen aus dem Product Carbon Footprint Pilotprojekt Deutschland. Onlineresource unter: <http://www.social-lca.net/oekodoc/883/2009-007-de.pdf>. Abgerufen am: 23.04.2013
- PESCHEL, T. (2013): Kurzumtriebsplantagen: Wertschöpfungskette und Chancen für Energieholznutzer. Tagungsbeitrag im Rahmen des 7. Rostocker Bioenergieforums der Universität Rostock vom 20.-21.06.2013 in Rostock. Onlineresource unter:
http://www.lignovis.com/fileadmin/user_upload/PDF/Lignovis_Dokumente/7._Rostocker_Bioenergieforum_Tagungsbeitrag_Lignovis.pdf. Abgerufen am: 12.04.2013
- PETER, J.; SCHMID, H.; SCHILLING, R.; MUNCH, J.; HÜLSBERGEN, K. (2011): Treibhausgasflüsse beim Anbau von Winterweizen und Klee gras. Vortrag im Rahmen der 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau vom 15.-18. März 2011 in Gießen. Onlineresource unter: http://orgprints.org/18322/3/Peter_18322.pdf. Abgerufen am: 09.03.103
- PFAB, H. (2011): Nitrous oxide emissions and mitigation strategies Measurements on an intensively fertilized vegetable cropped loamy soil. Dissertation
- PFEIFFER, D., BLE (2013): schriftliche Mitteilung vom 05.11.2013
- PIEPZYK, B., KORTLÜKE, N., HILJE, P. (2009): Auswirkungen fossiler Kraftstoffe. Treibhausgasemissionen, Umweltfolgen und sozioökonomische Effekte. Onlineresource unter: 2009 http://www.bee-ev.de/_downloads/publikationen/studien/2009/091123_era-Studie_Marginal_Oil_Endbericht.pdf. Abgerufen am: 10.05.13
- PIMENTEL, D., HEPPELY, P., HANSON, J., DOUDS, D., SEISEL, R. (2005): Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *BioScience* 55/ 7 (573-582)
- PLANER, J., STAEVES, A., LABOWSKY, H. J. (2007): Heizkosteneinsparungen im Unterglasgartenbau. aid infodienst Ernährung, Landwirtschaft, Bonn
- POEPLAU, C., DON, A., VESTERDAL, L., LEIFELD, J., VAN WESEMAEL, B., SCHUMACHER, J., GENSIORA, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global change biology* 17/ 7 (2415-2427)
- POWLSON, D., WHITMORE, A., GOULDING, K. (2011): Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science* 62/ 1 (42-55)
- POYDA, A., BIEGEMANN, T., TAUBE, F. (2013): Treibhausgasemissionen unterschiedlicher Futterproduktionssysteme auf Niedermoorstandorten in Schleswig-Holstein. Vortrag im Rahmen der 57. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau (AGGF) vom 29.-31. August 2013 in Triesdorf. Onlineresource unter:
http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/aggf_2013_poyda_et_al.pdf. Abgerufen am: 03.04.2013
- RASCHKA, A., CARUS, M. (2012): Stoffliche Nutzung von Biomasse- Basisdaten für Deutschland, Europa und die Welt. Onlineresource unter: http://www.bio-based.eu/policy/studien/Studie_stoffliche_Nutzung.php. Abgerufen am: 28.10.2013
- REBBE, F., STEPHAN, M., OERTEL, C. (2008): Emissionsminderung bei Rinderhaltungsanlagen, Machbarkeitsstudie im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, unveröffentlicht

- REICHERT, T., REICHARDT, M. (2011): Saumagen und Regenwald: Klima- und Umweltwirkungen deutscher Agrarrohstoffimporte am Beispiel Sojaschrot: Ansatzpunkte für eine zukunftsfähige Gestaltung. Onlineressource unter: <http://germanwatch.org/handel/sur-studie.pdf> Abgerufen am: 03.09.2013
- REINICKE, F., WURBS, D. (2012): Nitratausträge landwirtschaftlich genutzter Flächen - Erfassung und Auswertung langjähriger Messreihen von Dauermonitoringflächen. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/12180> Abgerufen am: 07.01.2013
- REINHARDT G., GÄRTNER, S., MÜNCH, J., HÄFELE, S. (2009): Ökologische Optimierung regional erzeugter Lebensmittel: Energie- und Klimagasbilanzen. http://ifeu.de/landwirtschaft/pdf/Langfassung_Lebensmittel_IFEU_2009.pdf. Abgerufen am: 08.11.2013
- REINHOLD, G. (2011). Restgas muss nicht entweichen. Bauernzeitung 52/ 11 (34-35)
- REINHOLD, G. (2013). Untersuchungen zum Restgaspotenzial landwirtschaftlicher Biogasanlagen. Vortrag im Rahmen der 7. Fachtagung Biogas „Energieerträge der Zukunft“ des Vereins Deutscher Ingenieure am 11.06.2013 in Nürtingen. Onlineressource unter: <http://www.tll.de/ainfo/pdf/gasp0613.pdf> Abgerufen am: 11.10.2013
- REUTER, C., Statistisches Bundesamt (2013): Schriftliche Mitteilung, 09.04.2013
- RICHTER, V. (2009): Ackerbauliche und ökologische Vorteile der CULTAN-Düngung in Trinkwasserschutzgebieten - Höheher N-Entzug bei Düngerinjektion. VDLUFA-Verlag, Darmstadt
- Richtlinie AuW/2007: Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Förderung von flächenbezogenen Agrarumweltmaßnahmen und der ökologischen Waldmehrung im Freistaat Sachsen (Förderrichtlinie Agrarumweltmaßnahmen und Waldmehrung. Onlineressource unter: <https://www.smul.sachsen.de/foerderung/94.htm> Abgerufen am: 07.04.2013
- Richtlinie LuE/2007 (2007): Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Förderung der Land- und Ernährungswirtschaft im Rahmen des Entwicklungsprogramms für den ländlichen Raum im Freistaat Sachsen (Förderrichtlinie Land- und Ernährungswirtschaft – RL LuE/2007)
- Richtlinie NE/2007 Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft für die Förderung von Maßnahmen zur Sicherung der natürlichen biologischen Vielfalt und des natürlichen ländlichen Erbes im Freistaat Sachsen. Onlineressource unter: <http://www.foerderdatenbank.de/Foerder-DB/Navigation/Foerderrecherche/suche.html?get=4aa561e46fff16fb87d819d09c769842;print;index&doc=10378&typ=F> L Abgerufen am: 07.04.2013
- RIEHL, G., LfULG (2013): Mündliche Mitteilung, 15.01.2013
- RIEHL, G., KESTING, S. (2013): Umweltbewusste und naturschutzgerechte Grünlandbewirtschaftung-2008-2014, 036. Onlineressource unter: http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/TG_036_11.pdf. Abgerufen am: 03.02.2014
- ROCHETTE, P. (2008): No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. Soil and Tillage Research 101/ 1-2 (97-100)
- RÖHRICHT, C., SCHULZ, J. (2000): Erprobung vereinfachter Anbau-, Ernte- und Verarbeitungstechnologien von Hanf für technische Einsatzgebiete. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13585/documents/15496> Abgerufen am: 03.02.2014
- RÖHRICHT, C.; GROß-OPHOFF, A. (2006): Landwirtschaftliche Biomasse-Potenziale an Biomasse aus der Landwirtschaft des Freistaates Sachsen zur stofflich-energetischen Nutzung. Dresden. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13817/documents/16076>. Abgerufen am: 23.07.2013
- RÖSEMANN, C., HAENEL, H., PODDEY, E., DÄMMGEN, U., DÖHLER, H., EURICH-MENDEN, B., LAUBACH, P., DIETERLE, M., OSTERBURG, B. (2011): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2009. Onlineressource unter: http://www.ti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/vTI/Publikationen/Sonstiges/Aktuelle_Publikationen/lbf_sh342.pdf Abgerufen am: 13.10.2013
- RÖSEMANN, C., HAENEL, H., DÄMMGEN, U.; PODDEY, E., FREIBAUER, A., WULF, S., EURICH-MENDEN, B., DÖHLER, H., SCHREINER, C., BAUER, B., OSTERBURG, B. (2013): Calculation of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2011. Onlineressource unter: http://www.ti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/vTI/Publikationen/Thuenen%20Report/Th%C3%BCnen_Report_1_Haenel%20et%20al_komplett_Internet_01.pdf Abgerufen am: 13.10.2013
- RÖSEMANN, C., Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (2012): mündliche Mitteilung
- RÖSEMANN, C., Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (2013): schriftliche Mitteilung

- RÖBLER, I., NOWACK, A., THATE, A. (2011): Wechselwirkung Bodenschutz – Pflanzenschutz – Düngung. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15100>. Abgerufen am: 24.09.2013
- ROSTALSKI, K. (2009): Rührwerke in Biogasanlagen – Technik mit zentraler Bedeutung. Tagungsbeitrag im Rahmen des Biogas-Kongresses des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft und der Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe vom 15.-16. September 2009 in Weimar. Onlineressource unter: http://www.aelf-ph.bayern.de/pflanzenbau/38597/linkurl_0_21.pdf Abgerufen am: 07.04.2013
- ROTH, U., DÖHLER, H., NIEBAUM, A. (2010): Deckel drauf. Biogas Journal 02-2010 (64-66)
- RÖTTIG, B. (2012): Umstrittener Alleskönner Palmöl. Pressemitteilung. Onlineressource unter: <http://www.lebensmittelpraxis.de/handel/management/6890--umstrittener-alleskoenner-palmoel.html>. Abgerufen am: 23.04.2013
- RÜHLING, I., RUSER, R., KÖLBL, A., PRIESACK, E., GUTSER, R. (2005): Kohlenstoff und Stickstoff in Agrarökosystemen. In: OSINSKI, E., MEYER-AURICH, A., HUBER, B., RÜHLING, I., GERL, G., SCHRÖDER, P. (2005): Landwirtschaft und Umwelt – ein Spannungsfeld: Ergebnisse des Forschungsverbunds Agrarökosysteme München (FAM). oekom Verlag, München
- RUSER, R., FLESSA, H., SCHILLING, R., BEESE, F., MUNCH, J. (2001): Effect of crop-specific field management and N fertilization on N₂O emissions from a fine-loamy soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59/ 2 (177-191)
- RUSER, R., KAMP, T., CHOUDRY, K., HERA, U., RÖTZER, T. (2008): N₂O-Freisetzung aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Zusammenhang mit der N-Düngung und Landbewirtschaftung sowie Vermeidungsoptionen. Beitrag im Rahmen des Workshops "Böden im Klimawandel - Was tun?" des Umweltbundesamtes vom 22.-23.01.2008 in Dessau-Roßlau. Onlineressource unter: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/boeden-im-klimawandel-was-tun>. Abgerufen am: 15.05.2013
- RUSER, R. (2010): Möglichkeiten zur Minderung der Lachgasfreisetzung aus landwirtschaftlich genutzten Böden bei mineralischer Stickstoffdüngung. In: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, KTBL Schriftenreihe 483, Darmstadt
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.) (2006): Sozioökonomische Analyse des ländlichen Raums, der Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Umwelt des Freistaates Sachsen. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15188/documents/18319> Abgerufen am: 03.02.2014
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.) (ohne Jahr): Entscheidungshilfe Bodendruck. Excel-Anwendung zur Einschätzung der mechanischen Bodenbelastung durch landwirtschaftliche Maschinen. Onlineressource unter: <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/Beschreibung.pdf>. Abgerufen am: 04.09.2013
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.) (2005): Bodendruck und Bodenbelastbarkeit. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/14067> Abgerufen am: 04.09.2013
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.) (2007): Umsetzung der Düngeverordnung. Hinweise und Richtwerte für die Praxis. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15242> Abgerufen am: 11.04.2013
- Sächsischer Landeskontrollverband e. V. (Hrsg.) (2012): Jahresbericht 2012. Onlineressource unter: http://www.lkvsachsen.de/fileadmin/lkv/redaktion/download/administratives/verband/LKV_Jahresbericht_2012_WEB.PDF Abgerufen am: 07.09.2013
- SächsNatSchG: Sächsisches Naturschutzgesetz (2013): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege im Freistaat Sachsen. Onlineressource unter: <http://www.bundesrecht24.de/cgi-bin/lexsoft/bundesrecht24.cgi?chosenIndex=0708&source=link&highlighting=off&xid=5780579,1> Abgerufen am: 03.04.2013
- SächsWG: Sächsisches Wassergesetz (2013): Onlineressource unter: <http://www.bundesrecht24.de/cgi-bin/lexsoft/bundesrecht24.cgi?chosenIndex=0708&source=link&highlighting=off&xid=171348,1> Abgerufen am: 23.05.2013
- SAENA: Sächsische Energieagentur GmbH (Hrsg.) (2009): Der Sächsische Gewerbeenergiepass für Industrie, Gewerbe und Handwerk. Onlineressource unter: http://www.saena.de/download/Broschueren/BU_Saechsischer_Gewerbeenergiepass.pdf. Abgerufen am: 23.08.2013
- SCHAERER, M. (ohne Jahr): Welche Phasenfütterung in der Schweinemast. Onlineressource unter: http://www.optifeed.ch/fachartikel/de/pdf/Phasenfuetterung_Schweinemast.pdf Abgerufen am: 10.10.2013
- SCHIRRMACHER, M., HARNACK, C., HEROLD, M., RICHTER, R., ANNEN, T. (2012): Buchführungsergebnisse ökologisch wirtschaftender Betriebe der ostdeutschen Bundesländer, Wirtschaftsjahr 2010/11. Onlineressource unter: <http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/1559.htm>. Abgerufen am: 03.02.2014
- SCHIRRMACHER, M., LFULG (2012): Mündliche Mitteilung, 08.10.2012

- SCHMEER, M., LOGES, R., DITTERT, K., TAUBE, F. (2011): Klimagasemissionen im Futterbau: Vergleich von leguminosenbasierten und intensiv stickstoffgedüngten Grünlandbeständen. Vortrag im Rahmen der 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau vom 15.-18. März 2011 in Gießen. Onlineressource unter: http://orgprints.org/17590/3/Loges_17590.pdf Abgerufen am: 13.10.2013
- SCHMEER, M. (2012): Der Einfluss von Bodenverdichtung sowie Grünlanderneuerung auf Stickstoffemissionen und Ertragsleistungen von Futterbausystemen. Dissertation
- SCHMIDT, A., GLÄSER, H. (2012): Anbau von Zwischenfrüchten, Auswertung der Versuchsanlagen 2011/12 in Sachsen. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/14650/documents/18879> Abgerufen am: 07.04.2013
- SCHMIDT, W.; NIETSCHKE, O. (2001): Die Vorteile liegen auf der Hand - Aber ist pfluglose Bodenbearbeitung auch rentabel? Neue Landwirtschaft 9.
- SCHNEIDER, M., GE Jenbacher GmbH & CO. OG (2013): Mündliche Mitteilungen, 07. und 23.08.2013
- SCHREIBER, M. (2006): Kraftstoffverbrauch beim Einsatz von Ackerschleppern im besonderen Hinblick auf CO₂-Emissionen. Dissertation
- SCHREIER, W. (2011): Untersuchung von Gasleckagen bei Biogasanlagen. Onlineressource unter: <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/luft/23155.htm> Abgerufen am: 03.02.2014
- SCHRENK, J., SCHAAK, G., HONERMEIER, B. (2006): Einbeziehung von Gülle in das Precision Farming. Onlineressource unter: http://www.gi.de/fileadmin/redaktion/2006_LNI/LNI-P-78.pdf. Abgerufen am: 23.07.2013
- SCHRÖDER, A. (2013): Erneut war Kemin Deutschland Gastgeber eines erfolgreichen Wiederkäuer-Seminars, dieses Mal zum Thema "Milchviehfütterungsstrategien in einer Welt im Wandel". Pressemitteilung. Onlineressource unter: <http://www.kemin.com/news-and-events/press-releases/erneut-war-kemin-deutschland-gastgeber-eines-erfolgreichen-wiederkaeuer> Abgerufen am: 13.10.2013
- SCHUBERT, E., SCHMIDTKE, K. (2007): Biologisch-regenerative Stickstoffversorgung im Ackerbau. Ist-Analyse und Potenziale biologisch-regenerativer Stickstoffversorgung im Ackerbau Sachsens. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/14167>. Abgerufen am: 11.04.2013
- SCHÜTTE, A. (2010): Stand und Perspektiven der stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe. Vortrag im Rahmen des Projekttags „Stoffliche Biomassenutzung“ der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) e.V. am 15.12.2010 in Berlin. Onlineressource unter: http://veranstaltungen.fnr.de/fileadmin/allgemein/images/veranstaltungen/Stoffliche_Biomassenutzung/schuette2.pdf Abgerufen am: 07.04.2013
- SCHWEDE, H., Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (2013): Bestandsgrößenverteilung der sächsischen Mast-schweine- und Zuchtsauenbetriebe für 2010, schriftliche Mitteilungen vom 23.8.2013 und 10.09.2013
- SEARCHINGER, T., HEIMLICH, R., HOUGHTON, R. A., DONG, F., ELOBEID, A., FABIOSA, J., TOKGOZ, S., HAYES, D., YU, H. (2008): Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. *Science* 319/ 5867 (1238-1240)
- SEITHER, M., WARGE, N., ISSELSTEIN, J. (2009): Effekt von Düngung und Graslanddiversität auf Produktivität und Futterqualität. In: Futterbau und Klimawandel: Grünlandbewirtschaftung als Senke und Quelle für Treibhausgase, Landwirtschaftskammer Nordrhein Westfalen, Münster
- SILVEIRA, M., COMERFORD, N., REDDY, K., PRENGER, J., DEBUSK, W. (2010): Influence of military land uses on soil carbon dynamics in forest ecosystems of Georgia, USA. *Ecological Indicators* 10/ 4 (905-909)
- SMS: Sächsisches Staatsministerium für Soziales und Verbraucherschutz (2006): 2. Sächsische Verzehrstudie. Ergebnisse-Daten-Auswertung. Online Ressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/10965> Abgerufen am: 07.04.2013
- SMITH, P.; POWLSON, D.; GLENDING, M.; SMITH, J. (1998): Preliminary estimates of the potenzial for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology* 4 (679-685)
- SMITH, P. (2004): Carbon sequestration in croplands: the potenzial in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy* 20/ 3 (229-236)
- SMITH, P., ANDREN, O., KARLSSON, T., PERALA, P., REGINA, K., ROUNSEVELL, M., VAN WESEMAEL, B. (2005): Carbon sequestration potenzial in European croplands has been overestimated. *Global Change Biology* 11/ 12 (2153-2163)
- SMUL: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2001a): 1. Sächsische Verzehrstudie. Ergebnisse-Daten-Auswertung. Onlineressource unter: http://www.math.uni-bremen.de/riskom/pqra_ws_2004/literatur/SMUL/SMUL_Sachs_Verzehrstudie_2001.pdf Abgerufen am: 07.01.2013

- SMUL: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2001b): Sächsischer Agrarbericht 2000. Onlineresource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11365/documents/11605> Abgerufen am: 03.02.2013
- SMUL: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2005): Umweltgerechte Landwirtschaft 2004.. Onlineresource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/14049>. Abgerufen am: 03.06.2013
- SMUL: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2007): Sächsischer Agrarbericht 2006. Onlineresource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/showDetails.do?id=9223> Abgerufen am: 03.02.2013
- SMUL: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2009a): Entwicklungsprogramm für den ländlichen Raum Förderperiode 2007-2013. Onlineresource unter: https://www.smul.sachsen.de/foerderung/download/1_EPLR_2007-2013_genehmigte_Fassung_v._2009.12.15_3.Aenderung.pdf. Abgerufen am: 03.03.2013.
- SMUL: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2009b): Ökologischer Landbau, Was, Wie, Warum?
- SMUL: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2010): Sächsischer Agrarbericht 2009. Onlineresource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11860>. Abgerufen am: 04.11.2013
- SMUL: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2011): Agrarbericht in Zahlen 2010. Onlineresource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/showDetails.do?id=4303100>. Abgerufen am: 03.02.2013
- SMUL: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2012a): Sächsischer Agrarbericht 2011. Onlineresource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15330> Abgerufen am: 04.11.2013
- SMUL: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2012b): Buchführungsergebnisse der Landwirtschaft im Wirtschaftsjahr 2010/2011. Onlineresource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15390/documents/19542> Abgerufen am: 07.06.2013
- SMUL: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2012c): Daten zur Land- und Ernährungswirtschaft. Berichtsjahr 2011. Onlineresource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15870>. Abgerufen am: 23.01.2013
- SNYDER, C., BRUULSEMA, T., JENSEN, T., FIXEN, P. (2009): Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133/ 3-4 (247-266)
- SORGEN-MERHOLZ VAN, M. (2003): Gewächshaus wird Energielieferant. *DEGA* 48-2003 (34-35)
- SOUSSANA, J., ALLARD, V., PILEGAARD, K., AMBUS, P., AMMAN, C., CAMPBELL, C., CESCHIA, E., CLIFTON-BROWN, J., CZOBEL, S., DOMINGUES, R., FLECHARD, C., FUHRER, J., HENSEN, A., HORVATH, L., JONES, M., KASPER, G., MARTIN, C., NAGY, Z., NEFTEL, A., RASCHI, A., BARONTI, S., REES, R., SKIBA, U., STEFANI, P., MANCA, G., SUTTON, M., TUBA, Z., VALENTIN, R. (2007). Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121/ -2 (121-134)
- SPIEKERS, H. (2008): Nährstoffangepasste Fütterung bei Milchkühen und Fressern. Onlineresource unter: <http://www.lfl.bayern.de/ite/rind/023216/>. Abgerufen am: 18.11.2013
- SRU: Sachverständigenrat für Umweltfragen (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Berlin.
- StaLa BW: Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (2011): Produktionswerte, Verkaufserlöse, Vorleistungen und Wertschöpfung der Landwirtschaft in den Ländern der Bundesrepublik Deutschland und in Baden-Württemberg nach Regierungsbezirken
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (ohne Jahr): Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung am 31. Dezember 1992 bis 2011 nach Nutzungsarten (in ha). Onlineresource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/050_W-Land-Forstwirt/Bodenfl_1992_bis_2011.pdf. Abgerufen am: 04.09.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2002): Regionaldaten Kreisstatistik. Onlineresource unter: <http://www.statistik.sachsen.de/apps11/Kreistabelle/servlet/KartenServlet?Jahr=2002>. Abgerufen am: 04.06.2012.
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2009): Anbau und Produktion von Zierpflanzen im Freistaat Sachsen 2008. Onlineresource unter: https://www.statistik.sachsen.de/download/100_Berichte-C/C_I_6_4j08.pdf Abgerufen am: 03.02.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2010): Bevölkerungsprognose in Sachsen bis 2025. Onlineresource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/300_Voe-Faltblatt/FB_Bevoelkerungsprognose_2010_int.pdf Abgerufen am: 06.11.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2011a): Agrarbericht in Zahlen 2010. Onlineresource unter: https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/12042/documents/12945/Download_10/2012. Abgerufen am: 03.02.2013

- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2011b): Anbau von Gemüse und Erdbeeren zum Verkauf im Freistaat Sachsen 2011. Onlineressource unter: https://www.statistik.sachsen.de/download/100_Berichte-C/C_I_3_j11.pdf Abgerufen am: 13.03.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2011c): Bodennutzung im Freistaat Sachsen. Onlineressource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/100_Berichte-C/C_LZ_2010_1.pdf Abgerufen am: 01.09.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2011d): Bodennutzung und Ernte im Freistaat Sachsen. Feldfrüchte, Obst und Gemüse. 2010. Onlineressource unter: https://www.statistik.sachsen.de/download/100_Berichte-C/C_II_2_j10.pdf Abgerufen am: 12.01.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2011e): Landwirtschaftszählung 2010, Betriebswirtschaftliche Ausrichtung der landwirtschaftlichen Betriebe im Freistaat Sachsen. Onlineressource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/100_Berichte-C/C_LZ_2010_5.pdf Abgerufen am: 03.09.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2011f): Landwirtschaftszählung 2010. Viehbestände im Freistaat Sachsen. Onlineressource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/100_Berichte-C/C_LZ_2010_2.pdf Abgerufen am: 12.01.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2012a): Bodennutzungshaupterhebung im Freistaat Sachsen 2011. Onlineressource unter: https://www.statistik.sachsen.de/download/100_Berichte-C/C_I_2_j11.pdf Abgerufen am: 02.04.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2012b): GENESIS-Online Datenbank Sachsen. Onlineressource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/300_Voe-Zeitschrift/Zeitschrift_2012_1.pdf Abgerufen am: 13.02.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2012c): Landwirtschaftszählung 2010. Teil 2 - Bodennutzung. Onlineressource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/050_W-Land-Forstwirt/2012_01_19bis24_Fritsche_Ertel.pdf Abgerufen am: 04.09.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2012d): Regionaldaten Kreisstatistik Sachsen. Onlineressource unter: <http://www.statistik.sachsen.de/appsl1/Kreistabelle/servlet/KartenServlet?Jahr=2002>. Abgerufen am: 25.01.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2012e): Statistik in Sachsen, Jahrgang 18 - 1/2012. Onlineressource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/300_Voe-Zeitschrift/Zeitschrift_2012_1.pdf Abgerufen am: 13.10.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2012f): Viehwirtschaft im Freistaat Sachsen 2011. Onlineressource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/100_Berichte-C/C_III_1_j11_SN.pdf Abgerufen am: 12.09.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2012g): Landwirtschaftszählung 2010. Teil 6 – Landwirtschaftliche Produktionsmethoden im Freistaat Sachsen. Onlineressource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/100_Berichte-C/C_LZ_2010_6.pdf Abgerufen am: 04.09.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2012h): Kreisstatistik. Gebietsstand 1.1.2012. Onlineressource unter <http://www.statistik.sachsen.de/appsl1/Kreistabelle/jsp/KREISAGS.jsp?Jahr=2012&Ags=14730000>. Abgerufen. 30.1.2014
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2013a): Bevölkerung des Freistaates Sachsen am 31. Dezember 2010 nach Kreisfreien Städten und Landkreisen sowie Geschlecht. Gebietsstand 31. Dezember 2010. Onlineressource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/010_GB-Bev/Bev_Kreis_1210.pdf. Abgerufen am: 06.11.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2013b): Rinderbestand im Freistaat Sachsen seit 1990. Onlineressource unter http://www.statistik.sachsen.de/download/050_W-Land-Forstwirt/Rinder_Teil1_und_Teil_2.pdf Abgerufen am: 04.09.2013
- StaLa SN: Statistisches Landesamt Sachsen (2013c): Schweinebestand im Freistaat Sachsen ab 1990. Onlineressource unter: http://www.statistik.sachsen.de/download/050_W-Land-Forstwirt/Schweine_Teil1_und_Teil_2.pdf Abgerufen am: 03.02.2013
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2011): Statistisches Jahrbuch 2011 für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden
- STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M., HAAN DE, C. (2006): livestock's long shadows. environmental issues and options. Onlineressource unter: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e00.pdf><http://www.fao.org/docrep/010/a0701e/a0701e00.HTM>. Abgerufen am: 28.10.2013
- STEINHÖFEL, O. (2010): Hauptkostenfalle Grobfutterqualität. Vortrag im Rahmen des Sächsischen Futtertags des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie am 17.03.2010 in Nossen.

- http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Steinhoefel_Futtag_2010.pdf Abgerufen am: 07.03.2013
- STICHEL, J., REDELBERGER, H. (2010): Zukunftsfähige Umstellung auf Ökolandbau. Betriebswirtschaftliche Erfolgsfaktoren einer zukunftsfähigen Umstellung auf ökologischen Landbau in Sachsen. Onlineressource unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15002/documents/18010> Abgerufen am: 06.04.2013
- StMLF: Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten; StMLU: Bayerische Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen und Forsten Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.) (2003): Verminderung gasförmiger Emissionen in der Tierhaltung. Ammoniak, Methangas, Lachgas. Onlineressource unter: <http://landwirtschaft.bodenseekonferenz.org/bausteine.net/file/showfile.aspx?downaid=8911&guid=f00e3d3e-256d-424b-899b-d54c54cf75ff&fd=3> Abgerufen am: 13.10.2013
- STOLZE, M., PIORR, A., HARING, A., DABBERT, S. (2000): The environmental impacts of organic farming in Europe. Onlineressource unter: <https://www.uni-hohenheim.de/i410a/ofeurope/organicfarmingineurope-vol6.pdf> Abgerufen am: 10.09.2013
- STROHM, K., SCHWEINLE, J., LIESEBACH, M., OSTERBURG, B., RÖDL, A., BAUM, S., NIEBERG, H., BOLTE, A., WALTER, K. (2012): Kurzumtriebsplantagen aus ökologischer und ökonomischer Sicht. Braunschweig. Onlineressource unter: http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/bitv/dn050857.pdf Abgerufen am: 20.11.2013
- SUBBARAO, G., ITO, O., SAHRAWAT, K., BERRY, W., NAKAHARA, K., ISHIKAWA, T., WATANABE, T., SUENGA, K., RONDON, M., RAO, I. (2006): Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems-challenges and opportunities. *Critical Reviews in Plant Sciences* 25 (303-335)
- SÜDEKUM, K.-H., EDMUNDS, B., HIPPENSTIEL, F. (2012): Stickstoffreduzierte Fütterung von Milchkühen – welches Potenzial geht von Grob- und Kraftfuttermitteln aus? 11. BOKU-Symposium Tierernährung. Onlineressource unter: http://www.boku.ac.at/tte-symposium/TTE/Tagungsband/BOKU_Symposium_2012.pdf. Abgerufen am: 03.02.2014
- TA Luft: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz, erlassen aufgrund von § 48 BImSchG. In der letzten Neufassung vom 24.07.2002
- TAYLOR, C. (2000): Ökologische Bewertung von Ernährungsweisen anhand ausgewählter Indikatoren. Dissertation
- TEBRÜGGE, F., DÜRING, R. (1999): Reducing tillage intensity – a review of results from a long-term study in Germany. *Soil Tillage Research* 53 (15-28)
- TEIXEIRA, E.; MOOT, D.; BROWN, H.; FLETCHER, A. (2007): The dynamics of lucerne (*Medicago sativa* L.) yield components in response to defoliation frequency. *European Journal of Agronomy* 26/ 4 (394-400)
- TEUFEL, J., GATTERMANN, M., BROMMER, E., STRATMANN, B. (2011): Grobscreening zur Typisierung von Produktgruppen im Lebensmittelbereich in Orientierung am zu erwartenden CO₂e-Fußabdruck. Onlineressource unter: <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fabe29/fabe29.pdf>. Abgerufen am: 04.06.2013
- THAYSEN, J. (2011): Landwirtschaftskammer Schleswig Holstein, Silierrmittel mit DLG-Gütezeichen, Stand: 04-2011. Onlineressource unter: <http://www.aelf-pa.bayern.de/tierhaltung/21392/silierrmittel.pdf> Abgerufen am: 13.10.2013
- TONITTO, C., DAVID, M., DRINKWATER, L. (2006): Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112/ 1 (58-72)
- TRIEBE, S., (2007): Reduktion von Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft. Dargestellt für die Bundesländer Brandenburg und Niedersachsen. JOSEF EUL VERLAG, Lohmar
- UBA: Umweltbundesamt (Hrsg.) (2003): Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU). BVT-Merkblatt "Beste verfügbare Techniken der Intensivhaltung von Geflügel und Schweinen". Onlineressource unter: http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_intensivtierhaltung_vv.pdf. Abgerufen am: 01.11.2013
- UBA: Umweltbundesamt (Hrsg.) (2007): Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU). Merkblatt über die besten verfügbaren Techniken für die Herstellung Anorganischer Grundchemikalien: Ammoniak, Säuren und Düngemittel. Onlineressource unter: http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_anorganische-grundchemikalien-ammoniak-saeuren-duengemittel_vv.pdf. Abgerufen am: 04.06.2013
- UBA: Umweltbundesamt (Hrsg.) (2010): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2012. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2008. Onlineressource unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/3957.pdf> Abgerufen am: 02.11.2013

- UBA: Umweltbundesamt (2012a): Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen. Pressemitteilung. Online-ressource unter: <http://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/landwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgas>. Abgerufen am: 02.11.2013
- UBA (Hrsg.): Umweltbundesamt (2012b): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2012. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2010. Online-ressource unter: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/berichterstattung-unter-klimarahmenkonvention-1>. Abgerufen am: 02.11.2013
- UBA: Umweltbundesamt (2012c): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2011. Online-ressource unter: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/3761.html>. Abgerufen am: 08.08.2013
- UBA (Hrsg.): Umweltbundesamt (2013a): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2013. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2011. Online-ressource unter: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/berichterstattung-unter-klimarahmenkonvention-0>. Abgerufen am: 02.11.2013
- UBA: Umweltbundesamt (2013b): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix 1990-2012. Online-ressource unter: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/4488.html>. Abgerufen am: 08.08.2013
- UBA: Umweltbundesamt (2013c): Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen. Online-ressource unter: http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/globale_landflaechen_und_biomasse_kurz_deutsch_bf.pdf. Abgerufen am: 28.10.2013
- UBA: Umweltbundesamt (2013d): Landwirtschaftliche Emissionen. Online-ressource unter: http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/texte_39_2013_appelkans_e01_komplett_0_0.pdf. Abgerufen am: 13.10.2013
- UBA: Umweltbundesamt (2014): Ökologische Innovationspolitik – Mehr Ressourceneffizienz und Klimaschutz durch nachhaltige stoffliche Nutzungen von Biomasse. Online-ressource unter: http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_01_2014_druckfassung_uba_stofflich_abschlussbericht_lang.pdf. Abgerufen am: 12.02.2014
- UFOP: Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V. (2013a): Rohstoffbasis der Biodieselanteile in Dieselmotoren Deutschlandweite Tankstellenbeprobung von „Standard“-Dieselmotoren (Sommerware 2013). Online-ressource unter: http://www.ufop.de/files/5213/7819/3806/UFOP_Bericht_Tankstellenbeprobung_neu.pdf. Abgerufen am: 28.10.2013
- UFOP: Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V. (2013b): Wöchentliche Infografiken zu Ölsaaten-, Pflanzenöl- und Ölschrotpreisen. Online-ressource unter: <http://www.ufop.de/agrar-info/proteinmarktpreise?hit=preise>. Abgerufen am: 22.10.2013
- URBAN, W. (2013): Perspektiven für Biogas in Deutschland aus politischer Sicht. In: VDI Wissensforum (Hrsg.): 7. Fachtagung „Biogas 2013 – Energieträger der Zukunft“, VDI-Berichte 2208
- VDB: Verband der Deutschen Biokraftstoffindustrie e.V. (2013a): Umfrage: Heimischer Biodiesel fast ausschließlich aus Rapsöl. Pressemitteilung. Online-ressource unter: <http://www.biokraftstoffverband.de/index.php/detail/items/umfrage-heimischer-biodiesel-fast-ausschliesslich-aus-rapsoel.html>. Abgerufen am: 07.10.2013
- VDB: Verband der Deutschen Biokraftstoffindustrie e.V. (2013b): Zusammenfassung: Ergebnisse der Abstimmung im Europäischen Parlament vom 11.9.2013. Pressemitteilung. Online-ressource unter: <http://www.biokraftstoffverband.de/index.php/detail/items/ergebnisse-der-abstimmung-im-europaeischen-parlament-vom-1192013.html>. Abgerufen am: 30.10.2013
- VDI Verein Deutscher Ingenieure (2010): Emissionsminderung – Biogasanlagen in der Landwirtschaft – Vergärung von Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger. VDI 3475 Blatt 4: 2010-08
- VDI Verein Deutscher Ingenieure (2011): Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen. Halterungsverfahren und Emissionen, Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde. VDI 3894 Blatt 1: 2011-09
- VDI Verein Deutscher Ingenieure (2012): Wirtschaftlichkeit gebäudetechnischer Anlagen. Grundlagen und Kostenrechnung. VDI 2067 Blatt 1:2012-09
- VDI Verein Deutscher Ingenieure Wissensforum (Hrsg.) (2013): 7. Fachtagung „Biogas 2013 - Energieträger der Zukunft“, VDI-Berichte 2208

- VdLWK: Verband der Landwirtschaftskammern (2009): Energieeffizienzverbesserung in der Landwirtschaft. Onlineresource unter: <http://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/technik/pdf/energieeffizienzverbesserung.pdf> Abgerufen am: 07.04.2013
- VELTHOF, G., KUIKMAN, P., OENEMA, O. (2002): Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62 (249-261)
- VELTHOF, G., HOVIN, I., DOLFING, J., SMIT, A., KUIKMAN, P., OENEMA, O. (2010): Method and timing of grassland renovation affects herbage yield, nitrate leaching, and nitrous oxide emission in intensively managed grasslands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 86 (401-412)
- Verordnung (EG) Nr. 834/2007: Verordnung vom 28. Juni 2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91. Onlineresource unter: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:189:0001:0023:DE:PDF>. Abgerufen am: 23.07.2013
- Verordnung (EG) Nr. 73/2009 des Rates vom 19. Januar 2009 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1290/2005, (EG) Nr. 247/2006, (EG) Nr. 378/2007 sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003. Onlineresource unter: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2009R0073:20100505:DE:PDF>. Abgerufen am: 06.07.2012
- Verordnung (EG) Nr. 1122/2009 Art. 84 Abs. 2 (ABl. L 316 vom 30.11.2009 S. 65). Onlineresource unter: http://beck-online.beck.de/default.aspx?bcid=Y-100-G-EWG_VO_1122_2009. Abgerufen am: 03.03.2013
- VOGT, R. (2008): Basisdaten zu THG-Bilanzen für Biogasprozessketten und Erstellung neuer THG-Bilanzen. Onlineresource unter: http://www.ifeu.de/oekobilanzen/pdf/THG_Bilanzen_Bio_Erdgas.pdf. Abgerufen am: 25.03.2013
- VOGT, R., FEHRENBACH, H., GÄRTNER, S. (2011) Biogas – Biomethan, ökologische Bewertung aus Sicht des Klimaschutzes. Vortrag im Rahmen des Fachgesprächs „Gasmarkt im Umbruch – Welche Zukunft hat Biogas“ des Instituts für Energie und Umweltforschung Heidelberg (ifeu) am 29.11.2011 in Berlin. Onlineresource unter: http://www.forumue.de/uploads/media/Vogt_OEkobilanz_Biomethan_Gasmarkt_im_Umbruch_29-11-2011.pdf. Abgerufen am: 27.08.2013
- VOLK, L. (2011): Energiecheck für landwirtschaftliche Betriebe. Präsentation. Onlineresource unter: http://www4.fh-swf.de/media/downloads/fbaw_1/reifenregler/pdfs/vorlesungenvolk/2012_2/LEnergieberatung201112.pdf Abgerufen am: 12.10.2013
- VOORHEES, W., HENDRICK, J. (1977): Our newest natural resource; compaction, good and bad effects on energy needs. *Crops and Soils* 29/ 7 (11-13)
- vTI: Johann Heinrich von Thünen-Institut (2009): Biogas-Messprogramm II. 61 Biogasanlagen im Vergleich. Onlineresource unter: <http://mediathek.fnr.de/biogas-messprogramm-ii-61-biogasanlagen-im-vergleich.html>. Abgerufen am: 25.03.2013
- vTI: Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hrsg.) (2011): Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis Ergebnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“ 2006-2010. Onlineresource unter: http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/bitv/dn049337.pdf Abgerufen am: 26.04.2013
- WAGNER, U., DREIER, T., TZSCHEUTSCHLER, P. (2000): Ganzheitliche Systemanalyse für die Erzeugung und Anwendung von Biodiesel und Naturdiesel im Verkehrssektor. Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten, Gelbes Heft 72, München
- WAGNER, R. (Hrsg.) (2001): Wasser-Kalender. Jahrbuch für das gesamte Wasserfach / 2002. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- WAGNER-RIDDLE, C., TURTELL, G., KIDD, G., BEAUCHAMP, E., SWEETMAN, R. (1997): Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. *Canadian Journal of Soil Science* 77/ 2 (135-144)
- WALTER, R. (2011): EEG 2012 – Umsetzungs- und Anwendungsfragen. Onlineresource unter: https://www.clearingstelle-eeg.de/files/04_Walter_Fragen_EEG_%202012.pdf https://www.clearingstelle-eeg.de/files/04_Walter_Fragen_EEG_2012.pdf Abgerufen am: 27.08.2013
- WARTENBERG, S., LfULG (2013): mündliche Mitteilung vom 05.08.2013
- WBA: Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung. Empfehlungen an die Politik. Onlineresource unter: <http://www.bmelv.de/cae/servlet/contentblob/382594/publicationFile/23017/GutachtenWBA.pdf> Abgerufen am: 13.04.2013

- WBA: Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2010): Gutachten EU-Agrarpolitik nach 2013. Plädoyer für eine neue Politik für Ernährung, Landwirtschaft und ländliche Räume. Onlineressource unter: <http://www.bmelv.de/cae/servlet/contentblob/1005908/publicationFile/>. Abgerufen am: 18.11.2013
- WBGU: Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltänderungen (2009): Welt im Wandel - Zukunftsfähige Bioenergie und Nachhaltige Landnutzung. Onlineressource unter: http://www.wbgu.de/fileadmin/templates/dateien/veroeffentlichungen/hauptgutachten/jg2008/wbgu_jg2008.pdf. Abgerufen am: 03.02.2014
- WEBB, J., PAIN, B., BITTMAN, S., MORGAN, J. (2010): The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response-A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137/ 1-2 (39-46)
- WEBER, M. (2009): Effiziente Heizungsvarianten für Ferkelaufzucht und Mast, *BauBriefe Landwirtschaft* 47
- WEISKE, A., BENCKISER, G., OTTOW, J. (2002): Einfluß der neuen Pyrazol- Nitrifikationsinhibitoren auf die Freisetzung klimarelevanter Gase (N₂O, CO₂,CH₄). *Wasserkalender* 2002
- WEIßBACH, F., ENGLER, N., WEßELING, S. (2012): Substratausnutzung in Biogasanlagen mit und ohne gasdichtem Gärrestbehälter. In: Nelles, M., Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät (Hrsg): Tagungsband 6. *Rostocker Bioenergieform, Schriftenreihe Umweltingenieurwesen Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät Band 32*, Rostock, 2012
- WELLS, A., CHAN, K., CORNISH, P. (2000): Comparison of conventional and alternative vegetable farming systems on the properties of a yellow earth in New South Wales. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80/ 1-2 (47-60)
- WEST, T.; POST, W. (2002): Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Science Society of America Journal* 66/ 6 (1930-1946)
- WHITMORE, A., BRADBURY, N., JOHNSON, P. (1992): Potenzial contribution of ploughed grassland to nitrate leaching. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 39/ 3-4 (221-233)
- WICKE, B., VERWEIJ, P., MEIJL VAN, H., VUUREN VAN, D. P., FAAIJ, A. P. (2012): Indirect land use change: review of existing models and strategies for mitigation. *Biofuels* 3/ 1 (87-100)
- WILLIAMS A. G., AUDSLEY, E., SANDERS, D. L. (2006): Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Onlineressource unter: www.silsoe.cranfield.ac.uk und www.defra.gov.uk Abgerufen am: 03.02.2014
- WITZKE H.V., NOLEPPA S, ZHIRKOVA, I. (2011): Ernährungsweisen, Fleischkonsum, Flächenverbrauch. *Fleisch frisst Land*. Onlineressource unter: https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/WWF_Fleischkonsum_web.pdf Abgerufen am: 07.03.2013
- WOITOWITZ, A. (2007): Auswirkungen einer Einschränkung des Verzehrs von Lebensmitteln tierischer Herkunft auf ausgewählte Nachhaltigkeitsindikatoren -dargestellt am Beispiel konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise. *Dissertation*
- YAMULKI, S. (2006): Effect of straw addition on nitrous oxide and methane emissions from stored farmyard manures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112/ 2-3 (140-145)
- YARA International ASA (2010): Calculation of Carbon Footprint of Fertilizer Production. Onlineressource unter: http://www.yara.fi/images/2013_Carbon%20footprint%20of%20AN%20-%20Laskumenetelm%C3%A4%20-%20Method%20of%20calculation_tcm431-123924.pdf. Abgerufen am: 24.02.2014
- ZIMMER, D., RENAULT, D. (2004): Virtual water in food production and global trade review of methodological issues and preliminary results. Onlineressource unter: http://www.fao.org/nr/water/docs/virtualwater_article_dzdr.pdf Abgerufen am: 11.10.2013
- ZIMMERLING, B. (2004): Beregnungsversuche zum Infiltrationsverhalten von Ackerböden nach der Umstellung der konventionellen auf konservierende Bodenbearbeitung. *Dissertation*
- ZÖPHEL, B., KREUTER, T., MÄNICKE, S., SCHULZ (2001): Nachwachsende Rohstoffe (Hanf, Flachs, Salbei und Kamille) – Anbau und Bedeutung für den Lebensraum Acker. Onlineressource unter: http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Nachwachsende_Rohstoffe.pdf Abgerufen am: 10.06.2013
- ZORN, S., KANIG, P., BUSACK, C., KRÄMER, H., BUSMANN, U., HIRSCH, D., KAVACS, K. (2013): Entwicklung eines Diagnosewerkzeugs zur Vor-Ort-Energieberatung mit dem Ziel der Erhöhung der Gesamtenergieeffizienz von Biogasanlagen (BEEB – Biogasanlagen-Energie-Effizienz-Beratung)“, bislang unveröffentlicht
- ZSCHOCHÉ, E., LfULG (2012): Mündliche Mitteilung

Anhang 1: Übersicht zur EU-Betriebssystematik

Betriebsform	Betriebstyp		Einzelausrichtung		
	Bezeichnung	Abkürzung	EU-Code	Bezeichnung Einzelausrichtung	Anteil der einzelnen Produktionszweige am Standardoutput des Betriebes insgesamt
1 Ackerbau	Getreidebaubetriebe	A-GETR	151	Spezialisierte Getreide-, Ölsaaten- und Eiweißpflanzenanbaubetriebe	Getreide, Ölsaaten, Eiweißpflanzen > 2/3
	Hackfruchtbetriebe	A-HACK	161	Spezialisierte Hackfruchtbetriebe	Hackfrüchte > 2/3
			162	Getreide- und Hackfruchtverbundbetriebe	Getreide, Ölsaaten, Eiweißpflanzen > 1/3; Hackfrüchte > 1/3
	Ackerbau - Gemischt - Betriebe	A-SO	163	Spezialisierte Feldgemüsebetriebe	Gemüse / Erdbeeren im Feldanbau > 2/3
			164	Spezialisierte Tabakbetriebe	Tabak > 2/3
			166	Ackerbaugemischtbetriebe	Ackerbau > 2/3; Betriebe ohne besonderen Schwerpunkt
2 Gartenbau	Gemüsebaubetriebe	G-GEM	221	Spezialisierte Freiland-Gemüse-Gartenbaubetriebe	Gemüse / Erdbeeren im Freiland > 2/3
			211	Spezialisierte Unterglas-Gemüse-Gartenbaubetriebe	Gemüse / Erdbeeren unter Glas > 2/3
	Blumen- und Zierpflanzenbaubetriebe	G-ZIER	222	Spezialisierte Freiland-Blumen- und Zierpflanzenbetriebe	Blumen / Zierpflanzen im Freiland > 2/3
			212	Spezialisierte Unterglas-Blumen- und Zierpflanzenbetriebe	Blumen / Zierpflanzen unter Glas > 2/3
	Sonstige Gartenbaubetriebe	G-SO	223	Allgemeine Freiland Gartenbaubetriebe	Gemüse / Erdbeeren als Gartenbaukultur und Blumen / Zierpflanzen im Freiland > 2/3
			213	Allgemeine Unterglas-Gartenbaubetriebe	Gemüse / Erdbeeren als Gartenbaukultur und Blumen / Zierpflanzen unter Glas > 2/3
			231	Spezialisierte Pilzzuchtbetriebe	Pilze > 2/3
	233	Gartenbaugemischtbetriebe	Gartenbau > 2/3; Betriebe ohne besonderen Schwerpunkt		
	Baumschulbetriebe	G-BS	232	Reb- und Baumschulen	Reb- und Baumschulen > 2/3
3 Dauerkulturbetriebe	Weinbaubetriebe	D-WB	351	Spezialisierte Rebanlagenbetriebe	Rebanlagen > 2/3,
	Obstbaubetriebe	D-OB	361	Spezialisierte Obstbetriebe	Obst- und Beerenobstanlagen > 2/3
	Dauerkulturgemischt-	D-SO	380	Dauerkulturgemischtbetriebe	Reb- und Obstanlagen (außer Reb- und Baumschulen 1) > 2/3; Betriebe ohne besonderen Schwerpunkt
4 Futterbaubetriebe (ohne Schäfer)	Milchviehbetriebe	F-MI	450	Spezialisierte Milchbetriebe	Milchkühe > 2/3
	Sonstige Futterbaubetriebe	F-SO	460	Spezialisierte Rinder- aufzuchtbetriebe	Alle Rinder > 2/3; Milchkühe < 1/10 und sonstige Kühe > 1/3
			470	Rindviehbetriebe-Milcherzeugung mit Aufzucht und Mast	Alle Rinder > 2/3; Milchkühe > 1/4; außer den Milchviehbetrieben
			482	Schaf- und Rindviehver- bundbetriebe	Alle Rinder > 1/3, Schafe > 1/3
			483	Spezialisierte Ziegenbetriebe	Ziegen > 1/3
			484	Verschiedene Weideviehbetriebe	Grünland und Weidevieh > 2/3; Rinder < 2/3; Betriebe ohne besonderen Schwerpunkt
4.1 Schafbetriebe	Spezialisierte Schafbetriebe	F-SCHA	481	Spezialisierte Schafbetriebe	Schafe > 2/3

Betriebsform	Betriebstyp		Einzelausrichtung		
	Bezeichnung	Abkürzung	EU-Code	Bezeichnung Einzelausrichtung	Anteil der einzelnen Produktionszweige am Standardoutput des Betriebes insgesamt
5 Veredlungsbetriebe	Schweinebetriebe	V-SW	511	Spezialisierte Schweineaufzuchtbetriebe	Zuchtsauen > 2/3
			512	Spezialisierte Schweinemastbetriebe	Andere Schweine > 2/3
			513	Schweineaufzucht und -Mastverbundbetriebe	Schweine > 2/3; Betriebe ohne besonderen Schwerpunkt
	Sonstige Veredlungsbetriebe	V-SO	521	Spezialisierte Legehennenbetriebe	Legehennen > 2/3
			522	Spezialisierte Geflügelmastbetriebe	Masthähnchen und -hühnchen und sonstiges Geflügel > 2/3
			523	Legehennen- und Geflügelmastverbundbetriebe	Geflügel > 2/3; Betriebe ohne besonderen Schwerpunkt
			530	Veredlungsbetriebe mit verschiedenen Verbunderzeugnissen	Veredlung, d. h. Schweine und Geflügel und Mutterkaninchen > 2/3; Betriebe ohne besonderen Schwerpunkt
6 Verbundbetriebe	Pflanzenbauverbundbetriebe	VB-PFL	611	Kombinierte Gartenbau- Dauerkulturverbundbetriebe	Gartenbau > 1/3 und Dauerkulturen > 1/3
			612	Acker- und Gartenbauverbundbetriebe	Ackerbau > 1/3 und Gartenbau > 1/3
			613	Acker- und Rebanlagenverbundbetriebe	Ackerbau > 1/3 und Rebanlagen > 1/3
			614	Ackerbau- und Dauerkulturverbundbetriebe	Ackerbau > 1/3 und Dauerkulturen > 1/3 und Rebanlagen < 1/3
			615	Pflanzenbauverbundbetriebe mit Betonung Ackerbau	Ackerbau > 1/3; keine sonstige Produktionsrichtung > 1/3
			616	Pflanzenbauverbundbetriebe mit Betonung Gartenbau/Dauerkulturen	1/3 < Gartenbau oder Dauerkulturen < 2/3; keine sonstige Produktionsrichtung > 1/3
	Milchviehverbundbetriebe	VB-MI	731	Viehhaltungsverbundbetriebe-Teilausrichtung Milcherzeugung	Grünland und Weidevieh < 2/3; Rinder für die Milcherzeugung > 1/3; Milchkühe > 2/3 der Rinder für die Milcherzeugung; keine sonstige Produktionsrichtung > 1/3
			831	Ackerbau-Milchviehverbundbetriebe	Ackerbau > 1/3; Rinder für die Milcherzeugung > 1/3; Milchkühe > 2/3 der Rinder für die Milcherzeugung; Rinder für die Milcherzeugung < Ackerbau
			832	Milchvieh-Ackerbauverbundbetriebe	Rinder für die Milcherzeugung > 1/3; Ackerbau > 1/3; Milchkühe > 2/3 der Rinder für die Milcherzeugung; Rinder für Milcherzeugung > Ackerbau
	Veredlungsverbundbetriebe	VB-V	742	Viehhaltungsverbundbetriebe: Veredlung und Weidevieh	Entweder [Grünland und Weidevieh > 1/3; Veredlung > 1/3; Rinder für die Milcherzeugung < 1/3] oder [Rinder für die Milcherzeugung > 1/3; Veredlung > 1/3; Milchkühe < 2/3 der Rinder für die Milcherzeugung]
			841	Viehhaltungsverbundbetriebe: Veredlung und Ackerbau	Ackerbau > 1/3; Veredlung > 1/3
	Sonstige Verbundbetriebe	VB-SO	732	Viehhaltungsverbundbetriebe-Grünland Teilausrichtung Weidevieh, andere als Milchvieh	und Weidevieh > 1/3, aber < 2/3; Rinder für die Milcherzeugung < 1/3; keine sonstige Tätigkeit > 1/3
			741	Viehhaltungsverbundbetriebe: Veredlung und Milchvieh	Rinderhaltung für die Milcherzeugung > 1/3; Veredlung > 1/3; Milchkühe > 2/3 der Rinder für die Milcherzeugung
			833	Verbundbetriebe Ackerbau mit Weidevieh (andere als Milchvieh)	Ackerbau > 1/3; Grünland und Weidevieh > 1/3; Rinder für die Milcherzeugung < 1/3; Milchkühe < 2/3 der Rinder für die Milcherzeugung; Ackerbau > Weidevieh
			834	Verbundbetriebe Weidevieh (andere als Milchvieh) mit Ackerbau	Grünland und Weidevieh > 1/3; Rinder für die Milcherzeugung < 1/3; Milchkühe < 2/3 der Rinder für die Milcherzeugung; Ackerbau > 1/3; Grünland und Weidevieh > Ackerbau
			842	Dauerkulturen-Weideviehverbundbetriebe	Dauerkulturen > 1/3; Grünland und Weidevieh > 1/3
			844	Pflanzenbau- Viehhaltungsgemischtbetriebe	alle Betriebe, die keiner anderen Betriebsgruppe zugeordnet wurden, aber klassifizierbar sind

Quelle: (SMUL 2012a)

Anhang 2: Emissionsfaktoren für Treibhausgase und Äquivalenzfaktoren

Energieträger	CH ₄ (CO ₂ e) [kg/TJ]	CO ₂ [kg/TJ]	N ₂ O (CO ₂ e) [kg/TJ]
Steinkohle	4.200	-	3.255
Steinkohle (roh)	-	94.000	-
Steinkohle (Briketts)	-	93.000	-
Braunkohle	735	-	124
Braunkohle (roh)	-	110.000	-
Braunkohle (Briketts)	-	97.000	-
andere Braunkohleprodukte	-	107.000	-
leichtes Heizöl	2,1	74.000	186
Flüssiggas	21	65.000	93
Erdgas	21	56.000	93
Dieselmotortreibstoff	-	74.000	-
Ottomotortreibstoff	-	72.000	-
Holz	3.570	-	496

Quelle: LfULG (2012b)

Treibhauspotenzial-Äquivalenzfaktoren (t CO₂e/t):

CO₂: 1
 CH₄: 21
 N₂O: 310

Anhang 3: Spannweite bei der Ausbringung von N-Mineraldüngemitteln in Sachsen

Fruchtart	Anbaufläche [ha] (Destatis 2012a)	Richtwertspanne Umsetzung Düngeverordnung 2007 ¹⁾		Gesamtbedarf N-Dünger [t]	
		von	bis	von	bis
Winterweizen (max. 3 Gaben)	195.564	100	210	19.556	41.068
Roggen u. Wi.-Menggetreide (2 Gaben)	38.081	70	140	2.666	5.331
Triticale (2 Gaben)	23.413	70	140	1.639	3.278
Wintergerste (2 Gaben)	97.933	60	140	5.876	13.711
Sommergerste	26.898	60	100	1.614	2.690
Hafer	9.567	60	100	574	957
Körnermais	15.309	80	140	1.225	2.143
Silomais u. Grünmais	68.987	80	140	5.519	9.658
Feldgras/Ackergras	27.134	200	250	5.427	6.784
Kartoffeln	6.982	80	140	559	977
Zuckerrüben	12.531	60	120	752	1.504
Winterraps	136.843	120	180	16.421	24.632
Gemüse und Erdbeeren	4.350	100	200	435	870
Grünland ohne Agrarumweltmaßnahmen	126.337	40	120	5.053	15.160
Gesamt	789.929			67.315	128.763

Quelle: ¹⁾ Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2007)

Anhang 4: Landwirtschaftliche Betriebe 2010 nach Größenklassen der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) und Rechtsform

Landwirtschaftlich genutzte Fläche von ... bis unter ... ha Rechtsform	Landwirtschaftliche Betriebe insgesamt			
	Anzahl Betriebe	Anzahl Betriebe in %	LF [ha]	LF [%]
Insgesamt	6.287	100	912.742	100
davon				
unter 5	763	12,1	1.348	0,1
5 -10	1.188	18,9	8.555	0,9
10-20	1.176	18,7	16.967	1,9
20-50	1.024	16,3	32.251	3,5
50-100	651	10,4	47.330	5,2
100-200	560	8,9	79.556	8,7
200- 500	450	7,2	135.660	14,9
500-1 000	222	3,5	160.795	17,6
1 000 und mehr	253	4,0	430.281	47,1
davon Betriebe der Rechtsform				
Einzelunternehmen	5.162	82,1	267.897	29,4
davon im				
Haupterwerb	1.972	38,2	199.005	74,3
Nebenerwerb	3.190	61,8	68.892	25,7
Personengemeinschaften, -gesellschaften	513	8,2	150.138	16,4
Juristische Personen	612	9,7	494.708	54,2

Datenquelle: StaLa SN (2011e)

Anhang 5: Anwendung von organischen und mineralischen Düngemengen in Sachsen von 1990-2010

	1990	1995	2000	2005	2010
	[t N/Jahr]				
Anwendung von N-Mineraldüngern	94.501	93.031	94.570	106.103	69.848
Anwendung von Wirtschaftsdüngern	57.700	39.500	38.700	37.800	37.500
Anwendung von Klärschlämmen	200	300	200	100	700
Summe N pro Jahr	152.401	132.831	133.470	144.003	108.048

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Anhang 6: Angebaute Kulturarten mit Ertragsdaten von 1990-2010

LF in ha/Ertrag in t/ha	1990	1995	2000	2005	2010
Winterweizen	123.527	145.464	170.304	175.500	195.564
Ertrag	6,1	6,2	6,5	7,4	6,9
Sommerweizen	670	815	1.067	2.000	2.593
Ertrag	4,5	4,7	4,2	5,4	5,1
Roggen	40.131	55.279	50.857	31.100	38.081
Ertrag	4,0	5,1	5,1	5,5	4,6
Wintergerste	115.824	100.851	103.542	98.000	97.933
Ertrag	6,4	6,0	6,3	6,4	6,8
Sommergerste	56.512	46.508	45.507	44.200	26.898
Ertrag	5,2	4,6	4,3	4,7	5,0
Hafer	17.575	8.887	11.954	11.000	9.911
Ertrag	5,0	4,6	4,0	4,9	4,3
Triticale	797	10.001	33.739	33.300	23.413
Ertrag	4,7	5,5	5,4	5,3	5,2
Körnermais	18	7.524	10.987	16.900	15.309
Ertrag	2,9	7,5	8,5	9,0	8,3
Silomais	64.173	65.588	54.954	58.500	68.987
Ertrag	38,1	37,2	41,9	44,3	35,8
Winterraps	0	76.222	95.789	121.100	136.843
Ertrag	0,0	3,2	3,2	3,8	3,9
Zuckerrübe	29.360	19.394	16.981	16.000	12.531
Ertrag	38,6	44,5	53,7	60,7	65,6
Futerrüben	6.557	865	415	300	0
Ertrag	50,1	60,9	69,5	76,7	0,0
Grasanbau	58.379	22.761	15.997	21.000	27.134
Kartoffeln	54.160	10.140	8.810	7.400	6.982
Ertrag	22,3	26,7	35,8	42,3	39,7
Gemüse	7.186	2.766	3.854	4.203	4.012

Quelle: HAENEL et al. (2012)

Anhang 7: Tierbestände in Sachsen (ohne Ziegen, Büffel, Esel, Maultiere) von 1990-2010 [1.000 Tiere]

Jahr	Rinder insgesamt	darunter Milchkühe	Schweine insgesamt (ohne Saugferkel)	darunter Mastschweine	Pferde	Schafe	Geflügel
1990	1.109	384	1.325	777	15	197	6.365
1991	719	256	692	461	14	130	5.007
1992	630	249	656	439	13	164	3.648
1993	615	246	589	390	14	137	4.689
1994	652	251	526	345	16	132	5.729
1995	644	247	486	320	17	146	5.617
1996	630	248	477	300	17	142	5.505
1997	618	250	488	298	16	149	5.808
1998	601	234	540	341	14	146	6.110
1999	581	228	515	315	12	132	6.412
2000	562	221	509	317	13	139	6.646
2001	551	215	511	315	14	144	6.879
2002	529	208	517	321	14	138	7.220
2003	522	209	534	331	13	143	7.560
2004	505	202	520	322	13	142	7.800
2005	501	203	515	313	14	129	8.039
2006	487	196	517	317	14	122	7.969
2007	483	193	495	288	15	127	7.899
2008	504	192	501	302	14	125	8.088
2009	509	191	533	324	13	116	8.277
2010	508	189	520	314	12	102	8.465

Datenquelle: HAENEL et al. (2012) → beziehen unterschiedliche Datenquellen je nach Tierkategorie und Verfügbarkeit in die Darstellung der Tierzahlen mit ein. Beispielsweise werden die vom Statistischen Bundesamt erhobenen Agrarstrukturerhebungen zum Stichtag 3. Mai und die HIT-Datenbank in der Auswertung berücksichtigt (u. a. S. 82 in HAENEL et al. 2012).

Hinweis:

Die oben dargestellten Zahlen umfassen nur die Tierbestände landwirtschaftlicher Betriebe. Dadurch liegen z. B. die Angaben für Pferde oder Schafe deutlich unter anderen statistischen Angaben, z. B. Veröffentlichungen der Sächsischen Tierseuchenkasse.

Anhang 8: Agrarumweltmaßnahmen für den Freistaat Sachsen

Agrarumweltmaßnahmen nach AuW/2007 für den Freistaat Sachsen	
S Stoffeintragsminimierende Bewirtschaftung (Finanzierungsquelle: ELER und Mittel des Freistaates Sachsen)	Ö Ökologischer Landbau (Finanzierungsquelle: Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung (GAK-Rahmenplan 2007 bis 2010) – Mittel von Bund und Land)
S1 Ansaat von Zwischenfrüchten	Ö1 Ökologischer Ackerbau
S2 Ansaat von Untersaaten	Ö2 Ökologische Grünlandwirtschaft
S3 Dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat	Ö3 Ökologischer Anbau von Gemüse
a) bei der Herbstbestellung	Ö4 Ökologischer Anbau von Obst und Baumschulprodukten
b) bei der Frühjahrsbestellung	Ö5 Ökologischer Anbau von Wein
S4 Biotechnische Maßnahmen	A Naturschutzgerechte Bewirtschaftung und Gestaltung von Ackerflächen (Finanzierungsquelle: ELER und Mittel des Freistaates Sachsen)
a) im Obstbau	A1 Überwinternde Stoppel
b) im Weinbau	A2 Bearbeitungspause im Frühjahr
S5 Anlage von Grünstreifen auf dem Ackerland	A3 Anlage von Bracheflächen und Brachestreifen auf Ackerland
S6 Anwendung bodenschonender Produktionsverfahren des Ackerfutterbaus	a) Selbstbegrünung
	b) Einsaat kräuterreiche Ansaatmischungen
G Extensive Grünlandwirtschaft, Naturschutzgerechte Grünlandbewirtschaftung und Pflege (Finanzierungsquelle: ELER und Mittel des Freistaates Sachsen)	c) Ansaatmischungen von Kulturarten in unterschiedlichen Mengenverhältnissen jeweils bis 5 ha je Schlag
G1 Extensive Grünlandwirtschaft	d) Selbstbegrünung mit jährlichem Umbruch
a) Weide	A4 Naturschutzgerechte Ackerbewirtschaftung mit Einschränkung von Pflanzenschutzmitteln und Vorgaben zu angebauten Kulturen
b) Wiese	
G2 Naturschutzgerechte Wiesennutzung mit Düngungsverzicht vor erster Nutzung	
G3 Naturschutzgerechte Wiesennutzung mit Düngungsverzicht	
a) erste Nutzung ab 15. Juni	
b) erste Nutzung ab 15. Juli	
G4 Naturschutzgerechte Wiesennutzung mit Düngungsverzicht – Aushagerung	
G5 Naturschutzgerechte Wiesennutzung mit Düngungsverzicht – Nutzungspause	
G6 Naturschutzgerechte Beweidung mit später Erstnutzung	
G7 Naturschutzgerechte Beweidung – Hutung mit Schafen und Ziegen	
a) Hutung von Dauergrünlandflächen	
b) Hutung von Heideflächen	
G9 Anlage von Bracheflächen und Brachestreifen im Grünland bis 2 ha je Schlag	
G10 Umwandlung von Ackerland in Dauergrünland	

Anhang 9: Auswahl zu THG-Emissionen aus der Produktion verschiedener Futtermittel

Futtermittel	CO ₂ -Emissionen	Autoren
	[kg/kg TS]	
Rauhfutter	0,07a	BOCKISCH et al. (2000)
Weide/Gras	0,22a	BOCKISCH et al. (2000)
	0,1	BRUNSCH et al. (2008)
	0,12-0,15	KIM & DALE (2004)
	0,1	KRAATZ et al. (2006)
Grassilage	0,24a	BOCKISCH et al. (2000)
	0,09a	BOCKISCH et al. (2000)
	0,12	BRUNSCH et al. (2008)
	0,17	KRAATZ et al. (2006)
Maissilage	0,09a	BOCKISCH et al. (2000)
	0,15a	BOCKISCH et al. (2000)
	0,12	BRUNSCH et al. (2008)
	0,15	KRAATZ et al. (2006)
Heu	0,09a	BOCKISCH et al. (2000)
	0,25a	BOCKISCH et al. (2000)
	0,12	BRUNSCH et al. (2008)
	0,19	KRAATZ et al. (2006)
Kraftfutter	0,27	ABEL (1996)
Triticale	0,19a	BOCKISCH et al. (2000)
Mais	0,21a	BOCKISCH et al. (2000)
Gerste	0,31a	BOCKISCH et al. (2000)
Weizen	0,26	BRUNSCH et al. (2008)
	0,32a	BRUNSCH et al. (2008)
	0,25-0,29	KIM & DALE (2004)
	0,2	KRAATZ et al. (2006)
	0,5a	KÜSTERMANN et al. (2007)
	0,36a	KÜSTERMANN et al. (2007)

a CO₂e im ökologischen Landbau

Quelle: FLACHOWSKY (2011)

Anhang 10: Mittlere N-Düngungsempfehlung für ausgewählte Kulturarten unter Berücksichtigung des Einsatzes organischer Dünger und N_{min}-Untersuchungsergebnisse 1997-2009

Fruchtart	organische Düngung	N aus Wirtschaftsdüngern		N _{min} Gehalt (0-60 cm) [kg/ha]	N- Empfehlung [kg/ha]
		Gesamt [kg/ha]	angerechnet [kg/ha]		
Winterweizen	ohne	0	0	48	69 ¹⁾
Winterweizen	Stroh	30	2	48	69 ¹⁾
Winterweizen	Gülle/Jauche	74	7 ²⁾	56	64 ¹⁾
Winterweizen	Stallmist	122	15 ²⁾	51	61 ¹⁾
Winterroggen	ohne	0	0	27	75 ¹⁾
Winterroggen	Stroh	25	7	29	79 ¹⁾
Winterroggen	Gülle/Jauche	68	6 ²⁾	33	65 ¹⁾
Winterroggen	Stallmist	122	14 ²⁾	33	62 ¹⁾
Wintergerste	ohne	0	0	34	74 ¹⁾
Wintergerste	Stroh	30	7	33	78 ¹⁾
Wintergerste	Gülle/Jauche	73	6 ²⁾	36	67 ¹⁾
Wintergerste	Stallmist	126	14 ²⁾	38	64 ¹⁾
Sommergerste	ohne	0	0	48	66
Sommergerste	Stroh	31	8	48	66
Sommergerste	Gülle/Jauche	82	31 ²⁾	65	46
Sommergerste	Stallmist	118	28 ²⁾	60	46
Winterraps	ohne	0	0	34	159
Winterraps	Stroh	30	9	33	164
Winterraps	Gülle/Jauche	85	12 ²⁾	36	153
Winterraps	Stallmist	120	25 ²⁾	36	142
Zuckerrüben	ohne	0	0	66	96
Zuckerrüben	Stroh	34	9	62	105
Zuckerrüben	Gülle/Jauche	92	19 ²⁾	85	71
Zuckerrüben	Stallmist	155	43 ²⁾	70	64
Silomais	ohne	0	0	51	111
Silomais	Stroh	29	7	52	114
Silomais	Gülle/Jauche	101	43 ²⁾	57	75
Silomais	Stallmist	150	43 ²⁾	55	76

¹⁾ Empfehlung für die erste N-Gabe; ²⁾ zusätzlich zu N_{min} anrechenbarer Stickstoff
Quelle: BEFU (2009)

Erläuterung: Die Tabelle fasst eine mittlere Düngungsempfehlung für ausgewählte Früchte unter Berücksichtigung des Einsatzes organischer Dünger und der N_{min}-Untersuchungsergebnisse 1997-2009 zusammen. Bei Winterweizen, Wintergerste und Winterroggen handelt

es sich um die Empfehlung zur ersten N-Gabe. Die Steuerung der zweiten und dritten Gabe erfolgt durch Einschätzung des aktuellen N-Ernährungszustandes in den Entwicklungsphasen des Schossens und des Ährenschiebens über den bekannten Nitrat-Schnelltest oder N-Tester. Bei Sommergerste, Winterraps, Zuckerrüben und Silomais bezieht sich die N-Düngungsempfehlung immer auf die empfohlene Gesamtmenge. Fruchtartenspezifische Ergebnisse in Abhängigkeit von der organischen Düngung (ohne, Stroh, Gülle/Jauche und Stallmist) weisen erwartungsgemäß deutlich niedrigere N_{min} -Gehalte und höhere N-Düngungsempfehlungen bei unterlassener organischer N-Düngung (ohne) oder Strohdüngung (N-Fixierung) auf im Vergleich zu den Varianten mit Einsatz der Wirtschaftsdünger Gülle/Jauche oder Stallmist. Die vergleichsweise höheren N_{min} -Gehalte sind darauf zurückzuführen, dass bei der Herbstaubringung von Gülle/Jauche oder Stallmist mit der N_{min} -Untersuchung zu Vegetationsbeginn bereits verfügbare N-Anteile erfasst werden. Es wird eine bevorzugte Ausbringung von organischen Düngern im Frühjahr empfohlen (BEFU 2009).

Anhang 11: Berechnungsansätze zur Ermittlung des Anfalls tierischer Lebensmittel

Berechnungsansätze für die Tiergruppe „Rinder“

Parameter	Tierkategorie	Wert
Milchleistung (HAENEL et al. 2012)	Milchkühe	8448 kg/Kuh a
Schlachtgewicht	Milchkühe	300 kg
	Mutterkühe	400 kg
	Färsen	300 kg
	Mastbullen	400 kg
Reproduktionsrate	Milchkühe	35 %
	Mutterkühe	20 %
Aufzucht-dauer	Färsen	24 Monate
	Mastbullen	18 Monate
Zwischenkalbezeit	Milchkühe und Mutterkühe	400 d
Summe Totgeburten und Aufzuchtverluste	Milchkühe und Mutterkühe	(8 % + 5 %) = 13 %
Anteil weiblicher Nachkommen	Mutterkühe	55 %
	Mutterkühe	50 %

Berechnungsansätze für die Tiergruppe „Schweine“

Parameter	Tierkategorie	Wert
Mittelwert Mastdurchgänge (Haenel et al., 2012)	Mastschweine	2,58 pro Jahr
Schlachtgewicht	Mastschwein	95 kg
	Sau	180 kg
Nutzungsdauer	Sau	2,2 Jahre
Verhältnis der Tierplätze (HAENEL et al. 2012)	Mastschweine : Sauen	4,365

Berechnungsansätze für die Tiergruppe „Hühner“ (vereinfachend für Geflügel) und „Schafe/Ziegen“ (vereinfachte Annahme)

Parameter	Tierkategorie	Wert
Mittelwert Mastdurchgänge (HAENEL et al. 2012)	Masthühner	10,46 pro Jahr
Schlachtgewicht	Masthühner	1,2 kg
	Schafe/Ziegen	20 kg
Nutzungsdauer	Schafe/Ziegen	2 Jahre
Legeleistung (HAENEL et al. 2012)	Legehennen	293 Eier/TP und Jahr
Mittleres Eigewicht	Legehennen	63 g/Ei

Anhang 12: Verwendete Rationszusammensetzung und THG-Emissionsfaktoren bei der Tierfütterung (Ansätze für eigene Berechnungen)

Tiergruppe	Futterkomponente	Ration (kg/d Tier)	Anteil an der Ration
Mastschweine	Weizen	1,0	40 %
	Gerste	0,6	25 %
	Sojaextraktionsschrot	0,5	20 %
	Rapsschrot	0,4	15 %
	Gesamt	2,4	100 %
Sauen	Weizen	1,1	25 %
	Gerste	2,9	65 %
	Sojaextraktionsschrot	0,5	10 %
	Rapsschrot	0,0	0 %
	Gesamt	4,5	100 %
Aufzuchtferkel	Weizen	0,3	45 %
	Gerste	0,2	30 %
	Sojaextraktionsschrot	0,2	25 %
	Rapsschrot	0,0	0 %
	Gesamt	0,8	100 %
Masthühner	Weizen	0,05	50 %
	Gerste	0,02	20 %
	Sojaextraktionsschrot	0,03	30 %
	Rapsschrot	0,00	0 %
	Gesamt	0,10	100 %
Legehennen	Weizen	0,065	50 %
	Gerste	0,026	20 %
	Sojaextraktionsschrot	0,039	30 %
	Rapsschrot	0,000	0 %
	Gesamt	0,130	100 %
Junghennen	Weizen	0,035	50 %
	Gerste	0,014	20 %
	Sojaextraktionsschrot	0,021	30 %
	Rapsschrot	0,000	0 %
	Gesamt	0,070	100 %

Tiergruppe	Futterkomponente	Ration (kg/d Tier)	Anteil an der Ration
Schafe	Gras (Frischmasse)	11	100 %
	Gesamt	11	100 %

Die Rationszusammensetzung für Rinder ist im Kapitel 3.4.3.2 beschrieben.

Berechnungsansätze zu Emissionsfaktoren für Tierfuttermittel

Futtermittel	Ertrag des Erntegutes vor Verarbeitung [t/ha]	Emissionsfaktor Düngung [kg CO ₂ e/t N]	N-Entzug bzw. mineralische oder organische Düngung [kg N/ha]	Anbau (Düngung) [kg CO ₂ e/t Futtermittel]	Anbau (anderen Prozesse) [kg CO ₂ e/t Futtermittel]	Transport [kg CO ₂ e/t Futtermittel]	Verarbeitung [kg CO ₂ e/t Futtermittel]	Futtermittel gesamt [kg CO ₂ e/t Futtermittel]
Sojaextraktionsschrot	2,64	10	152	576	280	254,5	122,8	1.233
Rapsextraktionsschrot	3,50	15	117	500	231	24,6	122,8	878
Gerstenschrot	6,10	15	107	264	132	24,6	20	441
Weizenschrot	6,61	15	127	288	122	24,6	20	455
Lupinenschrot	3,61	10	191	530	209	2,5	10	751
Ackerbohnsenschrot	3,54	10	147	416	208	2,5	10	636
Erbsenschrot	3,54	10	117	331	205	2,5	10	549
Maissilage	40,8	15	194	71	22	2,5	0	96
Luzerne-Grassilage	35	10	240	69	45	2,5	0	116
Grassilage	25	10	200	80	62	2,5	0	145
Heu	25	10	200	80	67	2,5	0	149
Weidegras	49	10	200	41	28	0,0	0	69

Erläuterungen zur Berechnungsmethodik:

- Die Bezugsbasis für die Berechnung der Teil-Emissionsfaktoren Düngung ist entweder eine entzugsorientierte mineralische N-Düngung (EF 15 kg CO₂ Äquivalent/t N), der N-Entzug bei Leguminosen (EF 10 kg CO₂ Äquivalent/t N, ohne Emissionen aus der N-Erzeugung) oder eine entzugsorientierte organische Düngung (EF 10 kg CO₂ Äquivalent/t N). Die N-Emissionsfaktoren basieren auf den Zahlen nach IPPC (1996).
- Die Teil-Emissionsfaktoren für die „anderen Prozesse aus dem Anbau“ (Saatgut, P- und K-Düngung, Kalkung, PSM, Diesel) wurden FAL (2000) entnommen.
- Weil für Produkte aus Verarbeitungsprozessen (z. B. Sojaöl und -extraktionsschrot) eine massenbezogene Allokation angewendet wird, sind die spezifischen Emissionsfaktoren sowohl für das Gesamtprodukt als auch die Verarbeitungsprodukte gleich.
- Die Werte für Transport und Verarbeitung für Soja- und Rapsextraktionsschrot wurden aus den Defaultwerten der EU-RED (2009) Biokraft-NachV (2009) rückgerechnet.
- Als Werte für Transporte von Getreideschroten wurden die Werte von Rapsschrot verwendet, weil angenommen wird, dass diese ebenfalls Zukauffuttermittel (Mischfutter) sind.

- Der Wert für den Energieverbrauch/die THG-Emissionen aus der innerbetrieblichen Schroterzeugung wurde über spezifische Verbrauchszahlen einer praxisüblichen Hammermühle geschätzt und anhand der Emissionsfaktoren des Kraftwerksparks Deutschland 2010 (UBA 2013b) in THG-Emissionen umgerechnet.
- Der Wert für die Verarbeitung von Getreide zu Schrot in Mischfutterwerken wurde mit dem doppelten Wert der innerbetrieblichen Schroterzeugung geschätzt (Zahlen u. a. durch Angaben in FAL [2000] validiert).
- Als Werte für Transporte von Futtermitteln, die innerbetrieblich verwendet werden (Leguminosen, Silagen etc.) wurden 10 % der Transport-Emissionen von Rapsschrot angesetzt (Annahme: 10 % der Transportentfernungen Rapsextraktionsschrot).
- Die Emissionsfaktoren für Silage beziehen sich auf das Futtermittelgewicht vor Silierverlusten.

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-0
Telefax: +49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autoren:

Dr. Christine von Buttlar, Daniela Müller
IGLU – Ingenieurgemeinschaft für Landwirtschaft und Umwelt
Bühlstraße 10, 37073 Göttingen
Thomas Freitag, Falk Rebbe, Stefan Zorn (GICON)
GICON – Großmann Ingenieur Consult GmbH
Tiergartenstr. 48, 01219 Dresden
Axel Dobmaier
Sächsischer Landeskontrollverband e. V.
August-Bebel-Str. 6, 09577 Lichtenwalde
Barbara Ilg
agrathaer gmbH
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg
Dr. Frank Eulenstein
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V.
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

Redaktion:

Dr. Andrea Hausmann
LfULG, Abteilung Klima, Luft, Lärm, Strahlen/Referat Klima, Luftqualität
Söbrigener Str. 3a, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-5100
Telefax: +49 351 2612-5199
E-Mail: andrea.hausmann@smul.sachsen.de

Redaktionsschluss:

30.06.2014

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.