



Diplomarbeit

**Analyse der Kosteneffektivität ausgewählter ÖPUL Maßnahmen
mittels Betriebsmodellierung**

Stefan Frank

Matrikelnummer: 0351556

Betreuer:

PD DI Dr. Erwin Schmid

Mag. DI Martin Schönhart

Institut für nachhaltige Wirtschaftsentwicklung

Department für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften

Universität für Bodenkultur Wien

Wien, April 2010



Diese Arbeit entstand im Rahmen eines Projektes des Doktoratskolleg Nachhaltige Entwicklung (dokNE) an der Universität für Bodenkultur Wien, gefördert vom Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung (BMWF) aus Mitteln des Forschungsprogramms proVISION, dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) und den Bundesländern Niederösterreich, Steiermark und Wien. Besonders bedanken möchte ich mich an dieser Stelle für ausgezeichnete Betreuung durch PD DI Dr. Erwin Schmid und Mag. DI Martin Schönhart.



Kurzzusammenfassung

Das Ökopunkte Programm (ÖPP) des Landes Niederösterreich ist ein eigenständiges Förderprogramm im Rahmen des ÖPUL 2007 (Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft). Hauptziele des ÖPP sind die Förderung von extensiv wirtschaftenden landwirtschaftlichen Betrieben und die Offenhaltung und Bewahrung der Kulturlandschaft insbesondere der Landschaftselemente. Das ÖPP unterscheidet sich in seiner Struktur erheblich von anderen ÖPUL Maßnahmen. Die Programmziele stehen zum Teil in Konkurrenz zueinander, worauf auch diverse Evaluierungsberichte zum Programm der ländlichen Entwicklung hingewiesen haben. In dieser Arbeit wird eine Kosteneffektivitätsanalyse für ausgewählte ÖPUL Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen aus der Landwirtschaft durchgeführt. Im Zuge der Analyse werden zuerst die Hauptziele des Programms ermittelt. Diesen Zielen werden im Anschluss entsprechende ÖPP und ÖPUL Maßnahmen und Indikatoren, wie der Betriebsdeckungsbeitrag und betriebsbezogene Stickstoffbilanzen, zugewiesen.

Die Analyse erfolgt mit einem linearen Betriebsoptimierungsmodell unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft und einschlägigen ÖPUL Maßnahmen. Zu den ÖPUL Maßnahmen welche konkret im Modell berücksichtigt werden, gehören das ÖPP und andere wie zum Beispiel die Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen (UBAG) und die Begrünung von Ackerflächen. Bezüglich der verwendeten Daten kann zwischen ökonomischen (Standarddeckungsbeiträge, Input- und Outputpreise etc.) und bio-physikalischen (Daten zur Stickstoffbilanz, Pflanzenerträge, etc.) Daten unterschieden werden. Erstere sind aus Deckungsbeitragskatalogen und Datenbanken bezogen worden, während bio-physikalische Daten überwiegend aus der Fachliteratur beziehungsweise in Expertengesprächen recherchiert wurden. Im Zuge einer Szenarioanalyse ist die Kosteneffektivität von Bewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich der Reduktion des Stickstoffeinsatzes für biologisch und konventionell wirtschaftende Betriebe ermittelt worden. Die Ergebnisse zeigen, dass der Modellbetrieb im ÖPP trotz des niedrigeren Stickstoffeinsatzes aufgrund der höheren Fördersätze eine geringere Kosteneffektivität hinsichtlich der Stickstoffauswaschung aufweist als bei anderen ÖPUL Maßnahmen. Der geringere Stickstoffeinsatz (-13 %) aber auch die niedrigeren Auswaschungsverluste (-15 %)

können den höheren Förderaufwand nicht ausgleichen und so liegt das Kosteneffektivitäts-Verhältnis mit 0,26 N kg/€ um 0,03 € unter jenem von anderen ÖPUL Maßnahmen.

Abstract

The Ökopunkte Program (ÖPP) of Lower Austria is an individual program under the ÖPUL 2007 (Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft). The main program objectives are the promotion of extensive farms and maintenance of the cultural landscapes, especially landscape elements. The ÖPP in its structure differs substantially from other ÖPUL measures and both are mutually exclusive for farmers. The program objectives can be in competition with each other, which has been emphasized by several evaluation reports. In this thesis, the cost-effectiveness of different ÖPUL measures has been assessed in order to reduce nitrogen pollution from agriculture. In the course of the analysis, main program objectives and indicators, such as the total farm gross margins and farm nitrogen balances, have been identified.

The analysis is performed with a linear farm optimization model by focusing on the nitrogen problem in agriculture and relevant ÖPUL measures. Among the measures are the ÖPP and other ÖPUL measures such as UBAG (Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen) and winter cover crops. The data consists of economic (gross margins, input and output prices, etc.) and bio-physical (data on nitrogen balance, etc.) data. The former are taken from official databases while bio-physical data have mainly been generated from scientific literature or expert discussions. The cost-effectiveness analysis has been conducted on management measures in reducing the nitrogen application for organically and conventionally producing farms. The model results show that the ÖPP despite a lower nitrogen input is less cost-effective in reducing nitrogen leaching than other ÖPUL measures due to higher premium levels. The lower use of nitrogen (-13 %) but also the lower leaching losses (-15 %) of the ÖPP cannot compensate the higher premiums in comparison to other ÖPUL measures. The cost effectiveness ratio of ÖPP is 0.26 N kg/€, which is 0.03 € lower than of other ÖPUL measures.

Abkürzungsverzeichnis

AUP	Agrarumweltprogramm
BAU	„Business as usual“
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft
BW	Bewirtschaftungsintensität
FF	Fruchtfolge
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GDB	Gesamtbetriebsdeckungsbeitrag
K	Kalium
KER	Kosten-Effektivitätsverhältnis
N	Stickstoff
ÖP	Ökopunkte
ÖPP	Ökopunkte Programm
ÖPUL	Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft
P	Phosphor
UBAG	Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	1
1.1.	Problemstellung.....	1
1.2.	Forschungsfragen	2
1.3.	Aufbau der Arbeit.....	3
2.	Evaluierungskonzepte zur Analyse von Agrarumwelt-programmen	4
2.1.	Literatur zu Evaluierungskonzepten.....	4
2.2.	Verwendetes Evaluierungskonzept	6
2.2.1.	Auswahl von Indikatoren	7
2.2.2.	Ökonomische Modelle	11
2.2.3.	Landnutzungsmodelle	12
3.	Die Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft.....	17
3.1.	Der Stickstoffkreislauf	17
3.1.1.	Stickstofffixierung.....	17
3.1.2.	Denitrifikation	18
3.1.3.	Mineralisierung	18
3.2.	Stickstoffverluste am Ackerland	19
3.2.1.	Stickstoffverluste vor der Ernte.....	20
3.2.2.	Stickstoffverluste nach der Ernte	21
3.3.	Stickstoffverluste von Grünland.....	21
3.3.1.	Beweidetes Grünland	22

3.3.2.	Unbeweidetes Grünland	23
3.4.	Auswirkungen auf Ökosysteme	23
3.4.1.	Aquatische Ökosysteme	24
3.4.2.	Terrestrische Ökosysteme	25
3.4.3.	Atmosphäre und Klima	26
3.5.	Politikmaßnahmen.....	27
4.	Das Ökopunkte Programm	28
4.1.	Entstehung und Entwicklung des Ökopunkte Programms.....	28
4.2.	Ziele des Ökopunkte Programms	29
4.3.	Bewertung	30
4.4.	Änderungen im ÖPP 2007 und ÖPUL 2007 und Unterschiede zwischen den Programmen	33
4.5.	Stickstoffrelevante Maßnahmen.....	34
5.	Methoden und Daten	36
5.1.	Lineare Programmierung.....	36
5.2.	Kosteneffektivitätsanalyse.....	37
5.3.	Das Betriebsmodell	38
5.3.1.	Auswahl und Definition eines Modellbetriebes	38
5.3.2.	Untersuchte Szenarien.....	39
5.3.3.	Das Betriebsmodell im Überblick	39
6.	Ergebnisse	51
6.1.	Konventionell wirtschaftender Betrieb	51

6.1.1.	Szenario „business as usual“	51
6.1.2.	Szenario „hohe Umweltverträglichkeit“	58
6.1.3.	Szenario „Kostenreduktion“	62
6.1.4.	Szenario „Heupreisänderung“	64
6.2.	Biologisch wirtschaftender Betrieb	65
6.2.1.	Szenario „business as usual“	65
6.2.2.	Szenario „ÖPP Umstieg“	68
7.	Diskussion	69
7.1.	Schlussfolgerung	72
8.	Literaturverzeichnis.....	74
9.	Anhang	81

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ökopunkte Bewertungsschlüssel und 0-Punktlinie.....	31
Tabelle 2: Stickstoffrelevanz der einzelnen Ökopunkte.....	35
Tabelle 3: Stickstoffbedarf der Kulturpflanzenarten nach Bewirtschaftungsintensität ohne Zwischenfruchtanbau und Einarbeitung der Ernterückstände in kg/ha.....	45
Tabelle 4: Auswaschungsverluste der Kulturpflanzenarten in Abhängigkeit vom Zwischenfruchtanbau in N kg/ha	46
Tabelle 5: Stickstoffverluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger in Abhängigkeit vom Ausbringungsverfahren in %.....	48
Tabelle 6: Modellierete ÖPUL Maßnahmen in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsintensität	49

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Aufbau des Evaluierungskonzeptes	11
Abbildung 2: Das Betriebsmodell im Überblick.....	16
Abbildung 3: Anzahl der Ökopunkte Betriebe und Größe der Fläche in ha von 1995 - 2005. 29	
Abbildung 4: Gesamtbetriebsdeckungsbeiträge und Förderaufwände des konventionell wirtschaftenden Betriebes in Abhängigkeit von der Programmteilnahme in €.....	54
Abbildung 5: Stickstoffeinsatz des konventionell wirtschaftenden Betriebes auf Ackerflächen in Abhängigkeit von der Programmteilnahme in N kg/ha und Reduktion des Stickstoffeinsatzes in %	55
Abbildung 6: Stickstoffeinsatz des konventionell wirtschaftenden Betriebes im Grünland in Abhängigkeit von der Programmteilnahme in N kg/ha und Reduktion des Stickstoffeinsatzes in %	56
Abbildung 7: Stickstoffauswaschung des konventionell wirtschaftenden Betriebes auf Ackerflächen in Abhängigkeit von der Programmteilnahme in N kg/ha und Reduktion der Auswaschung in %	57
Abbildung 8: Förderaufwände des konventionell wirtschaftenden Betriebs in den einzelnen Szenarien in € und relative Änderung zum ÖPP im BAU in %.....	60
Abbildung 9: Stickstoffeinsatz des konventionell wirtschaftenden Betriebes auf Ackerflächen in den einzelnen Szenarien in N kg/ha und Reduktion des Stickstoffeinsatzes im Vergleich zum ÖPP im BAU in %.....	61
Abbildung 10: Kosteneffektivitäten des konventionell wirtschaftenden Betriebes in den einzelnen Szenarien in N kg/€.....	62
Abbildung 11: Gesamtbetriebsdeckungsbeiträge und Förderaufwände des konventionell wirtschaftenden Betriebes in den einzelnen Szenarien in €	63
Abbildung 12: Kosteneffektivitäten des konventionell wirtschaftenden Betriebes in den einzelnen Szenarien in N kg/€.....	64

Abbildung 13: Gesamtbetriebsdeckungsbeiträge und Förderaufwände des biologisch wirtschaftenden Betriebes in Abhängigkeit von der Programmteilnahme in €..... 67

Anhangsverzeichnis

Anhang 1: Nettoertrag der Ackerkulturlpflanzen nach Intensitätsstufe in t/ha.....	81
Anhang 2: Nährstoffgehalt der Ackerkulturlpflanzen (Haupt- und Nebenprodukt) in kg/t.....	82
Anhang 3: Daten zur Milchkuhhaltung (eigene Bestandsergänzung).....	83
Anhang 4: Wirtschaftsdüngeranfall in m ³ je Milchkuh inklusive Nachzucht.....	84
Anhang 5: Nährstoffgehalt der Wirtschaftsdünger in kg/m ³	84
Anhang 6: Darstellung der Fruchtfolgen.....	85
Anhang 7: Ökopunkte für die Fruchtfolge und Stickstoffeinsatz für die verschiedenen Cropmixes	86
Anhang 8: Verkaufspreise in € je Tonne.....	87
Anhang 9: Stickstoff Hoftorbilanz eines konventionell wirtschaftenden Betriebes im BAU Szenario in kg.....	88
Anhang 10: Stickstoff Hoftorbilanz eines biologisch wirtschaftenden Betriebes im BAU Szenario in kg.....	89

1. Einleitung

1.1. *Problemstellung*

Die Bedeutung der Landwirtschaft als Wirtschaftszweig geht über die bloße Erzeugung von Lebensmitteln hinaus. Um nicht nur die Nahrungsversorgung sicher zu stellen sondern auch die Qualität der Umwelt und Landschaft zu erhalten oder sogar zu verbessern, bindet deshalb die EU immer stärker Umweltmaßnahmen in die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) ein (vgl. EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2003, 2). Die Prioritäten der GAP haben sich dabei in den letzten Jahrzehnten vom anfänglichen Hauptziel der Nahrungsmittelautarkie hin zu Lebensmittelsicherheit, Gesundheit, Tier- und Umweltschutz verschoben. So entwickelten sich die Direktzahlungen von einem produktionsbasierten Zuschusssystem zu einem umweltorientierten System, in dem die finanzielle Unterstützung für die LandwirtInnen unter anderem davon abhängt, ob die Produzenten bestimmte Standards in den Bereichen Lebensmittelsicherheit, Qualität, Umweltschutz, Pflanzengesundheit, Tiergesundheit und Tierschutz einhalten (vgl. EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2007, 4-5). Mit der GAP, welche zunehmend Umweltdienstleistungen fördert, versucht die EU negative Externalitäten der Landnutzung wie z. B. Bodenerosion zu reduzieren und gleichzeitig positive Externalitäten wie z. B. Landschaftspflege zu entgelten. Begründet wird dieses Eingreifen in den Markt mit dem Vorliegen eines Marktversagens. Da Externalitäten nicht im Marktpreis berücksichtigt werden, sehr wohl aber die Produktionskosten und die Umwelt beeinträchtigen, müssen diese internalisiert werden, um Kostenwahrheit herzustellen (vgl. BAYLIS et al., 2007, 753-754). Jährlich werden für die GAP ungefähr 55 Mrd. € aufgewendet, was in etwa 45 % des gesamten EU Budgets ausmacht (vgl. EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2007, 16).

In Österreich wird die GAP auch im Rahmen des ÖPUL Programms (Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft) umgesetzt. Es ist Bestandteil des Österreichischen Programms der ländlichen Entwicklung und wird durch die EU, die Republik Österreich und die Bundesländer finanziert (vgl. BMLFUW, 2007, 5-17). In Niederösterreich besteht die Möglichkeit, alternativ zu zahlreichen Maßnahmen des ÖPUL Programms am Ökopunkte Programm (ÖPP) teilzunehmen. Das ÖPP ist ein eigenständiges Förderprogramm und wird im Rahmen des ÖPUL 2007 ausschließlich in Niederösterreich angeboten. Im ÖPP werden die vom Landwirt gesetzten Produktionsmaßnahmen nach ökologischen Kriterien mit

Ökopunkten (ÖP) schlagbezogen bewertet. Pro ÖP erhält der Landwirt einen festgelegten Förderbetrag.

Das ÖPP ist als Maßnahme im Rahmen von ÖPUL anders aufgebaut als andere ÖPUL Maßnahmen und kann zudem mit diesen in direkter Konkurrenz stehen (vgl. BMLFUW, 2003, 200). Das ÖPP belegte bezüglich der Mittelaufwendung im Jahr 2002 Rang 9 von den 32 ÖPUL Einzelfördermaßnahmen und so wurden für das ÖPP 22,7 Mio. € bzw. 10,4 % der niederösterreichischen oder 3,7 % der österreichischen ÖPUL Mittel aufgewendet. Nach einer Schätzung der Agrarbezirksbehörde Niederösterreich über die Differenz zwischen den Ökopunkteprämien und den Prämien, die diese Betriebe anstelle der ÖP bei anderen ÖPUL Maßnahmen erhalten hätten, ergab sich in der vorhergegangenen Förderperiode ein fiktiver Mehraufwand von rund 5,9 Mio. € (vgl. BMLFUW, 2003, 200).

Es besteht daher Argumentationsbedarf hinsichtlich der besonderen Wirkung des ÖPP und seiner Existenz parallel zum ÖPUL. Mit dieser Analyse soll die Effektivität von verschiedenen Fördermaßnahmen bewertet und damit Entscheidungsgrundlagen für eine allfällige Adaptierung des ÖPP bzw. des ÖPUL bereitgestellt werden. Im Sinne des Evaluierungsberichtes zum ÖPUL 2000 sollten die Programme so weiterentwickelt werden, dass die Einzelfördermaßnahmen durch sinnvolle Kombinationsmöglichkeiten und Synergien sowie unter Vermeidung von Überschneidungen und Maßnahmenkonkurrenz ein konsistentes Gesamtprogramm ergeben (vgl. BMLFUW, 2003, 200).

Ein Schwerpunkt der Analyse und Modellierung in dieser Arbeit wird auf die steigende Relevanz von Maßnahmen zur Reduktion des Stickstoffeinsatzes gelegt. Die Landwirtschaft zählt zu den wichtigsten Stickstoffemittenten und trägt maßgeblich zum Stickstoffeintrag in aquatische und terrestrische Ökosysteme sowie in die Atmosphäre bei. Die Folgen daraus sind einerseits die Eutrophierung von Gewässern und die Versauerung von Böden aber auch die Emission von klimarelevanten Gasen (Lachgas, Methan etc.) (vgl. BARUNKE, 2002, 4-10).

1.2. Forschungsfragen

Das Hauptziel dieser Diplomarbeit ist es, eine ökonomische Bewertung des ÖPP durchzuführen. Daraus leiten sich folgende Forschungsfragen ab:

- Welche Wirkungen haben die unterschiedlichen ÖP Maßnahmen und welchen Programmzielen werden sie zugeordnet?
- Wie verändern sich betriebliche Produktionssysteme in Bezug auf die Fruchtfolge sowie den Düngemittleinsatz bei Einführung von ÖPUL Maßnahmen?
- Welche Kosteneffektivität hinsichtlich der Reduktion des N-Einsatzes weisen verschiedene ÖPUL Maßnahmen auf?

1.3. Aufbau der Arbeit

Im ersten Teil der Arbeit werden die Forschungsfragen beschrieben und eine Übersicht über Evaluierungskonzepte zur Analyse von Agrarumweltprogrammen gegeben. Im Anschluss daran wird das verwendete Evaluierungskonzept mit seinen Indikatoren und der Modellansatz vorgestellt. In Abschnitt 3 und 4 der Diplomarbeit wird auf die grundsätzliche Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft und das ÖPP eingegangen. Danach werden Daten und Methoden beschrieben und das Betriebsmodell vorgestellt, um im Anschluss daran die Ergebnisse zu präsentieren und zu diskutieren.

2. Evaluierungskonzepte zur Analyse von Agrarumweltprogrammen

2.1. Literatur zu Evaluierungskonzepten

Es gibt eine Reihe verschiedener Evaluierungskonzepte zur Analyse und Bewertung von Agrarumweltprogrammen, welche sich hinsichtlich der zu untersuchenden Kriterien unterscheiden. In diesem Kapitel werden die Evaluierungskonzepte von JONES (2005) und BAUR (1995) vorgestellt.

Eine Programmevaluierung kann in jeder Phase eines Programmlebenszykluses erfolgen. Generell unterscheidet man zwischen „ex ante“ und „ex post“ Evaluierungen. Während erstere versucht, Politikoptionen und Effekte vor Einführung einer Politik zu erforschen, zeigt eine „ex post“ Evaluierung tatsächliche Effekte auf und bewertet auch den Wert einer Maßnahme (vgl. JONES, 2005, 39-43).

Das Evaluierungskonzept nach JONES (2005) identifiziert zwei Hauptkriterien bei der Evaluierung von Agrarumweltmaßnahmen, nämlich die ökologische Effektivität und die ökonomische Effizienz. Dabei wird unter ökologischer Effektivität das Ausmaß, in welchem die Agrarumweltmaßnahme das von ihr beabsichtigte Ziel auch tatsächlich erreicht, definiert. Ökonomische Effizienz wird als das Erreichen des Ziels mit den geringsten Kosten definiert. Neben diesen zwei Hauptkriterien werden außerdem fünf zusätzliche Kriterien definiert:

- Verwaltungs- und Monitoringkosten: Diese enthalten Kosten, welche den Behörden oder privaten Organisationen durch die Einführung, Überwachung und Durchsetzung der Politikmaßnahme entstehen;
- Öffentliches Budget: Inkludiert Einflüsse auf die Regierungsausgaben (Wie viel Geld die Maßnahme kostet) und Einnahmen (z. B. durch Steuern);
- Breitere ökonomische Effekte: Diese beinhalten Effekte auf die Konkurrenzfähigkeit, Einkommensverteilung und sogar Größen wie Preise, Beschäftigung etc.;

- “soft effects“: Diese enthalten durch die Maßnahme ausgelöste Änderungen in der Einstellung von LandwirtInnen gegenüber der Umwelt, der Bewirtschaftungsweise etc.;
- Dynamische Effekte und Innovation: Dazu zählen jene technischen Innovationen, die durch die Politikmaßnahmen gefördert und verbreitet wurden;

Diese Kriterien bieten einen breiten Rahmen, um sowohl ökonomische Maßnahmen (Steuern, Förderungen und handelbare Quoten) als auch nicht ökonomische Maßnahmen (regulatorische Anforderungen, Information und freiwillige Vereinbarungen), welche zur Erreichung von Umweltzielen bestimmt sind, zu evaluieren. Sie sollten aber nicht als vollständig oder unabänderbar betrachtet werden sondern können je nach Bedarf angepasst oder erweitert werden (vgl. JONES, 2005, 39-43).

Das Modell von BAUR (1995) stimmt zwar mit den wichtigsten Kriterien von JONES (2005) überein (Effektivität und Effizienz), unterscheidet sich aber dennoch in einigen Bereichen. Wie bei JONES (2005) sind auch hier die ökologische Effektivität und die ökonomische Effizienz zwei Hauptkriterien bei der Bewertung von Agrarumweltmaßnahmen. BAUR (1995) unterscheidet zwischen einer Evaluation im engeren und im weiteren Sinn. Dabei beschränkt sich die Evaluation im engeren Sinn auf die drei Punkte Effektivität, Effizienz und die Verteilungswirkung, während die Evaluation im weiteren Sinn folgende sieben Kriterien enthält:

- Legitimation: Begründung für die Notwendigkeit des politischen Eingriffs;
- Gewünschte Wirkung/Ziel: Festlegung der Zielsetzung einer politischen Maßnahme;
- Wirksamkeit/Effektivität: Untersuchung der tatsächlichen und der gewünschten Wirkung;
- Kostenwirksamkeit/Netto-Wohlfahrtseffekt: Abschätzen der volkswirtschaftlichen Kosten und Nutzen bzw. Wirkung der Maßnahme;
- Effizienz: Überprüfung der Maßnahme unter den Bedingungen einer optimalen Faktorallokation;

- Verteilungswirkung: Auswirkungen der Maßnahme auf die unterschiedlichen Gruppen (Produzenten, Konsumenten und Steuerzahler) und auf die Akteure innerhalb der Gruppen;
- Sozialverträglichkeit: Beurteilung des Verhältnisses zwischen tatsächlicher und erwünschter Verteilungswirkung;

2.2. Verwendetes Evaluierungskonzept

In diesem Kapitel wird das verwendete Evaluierungskonzept vorgestellt. Dabei werden zuerst Kriterien zur Bewertung festgelegt. Im Anschluss daran werden Indikatoren zur Messung der Zielerreichung und geeignete Verfahren zur Evaluierung vorgestellt.

Folgende Schritte sind zur Evaluierung des Ökopunkte Programms notwendig:

- Identifizierung der ökonomischen und ökologischen Hauptziele des Ökopunkte Programms;
- Feststellung der Wirkung von einzelnen Maßnahmen und Zuweisung zu den relevanten Programmzielen;
- Bestimmung der zu untersuchenden Kriterien auf Basis der Programmziele;
- Auswahl geeigneter Indikatoren auf Basis der ausgewählten Kriterien zur Bewertung der Zielerreichung;
- Erstellung eines Betriebsmodells, Berechnungen, Datenrecherche usw.;
- Kosteneffektivitätsanalyse, Diskussion der Ergebnisse;
- Bewertung des Agrarumweltprogramms;

Aus den im Kapitel 2.1 genannten Kriterien wird in dieser Arbeit zur Evaluierung des ÖPP die Effektivität herangezogen. Die Gründe dafür sind folgende: Die Effektivität ist ein wichtiges Kriterium beider Modelle und sollte Bestandteil jeder Evaluierung sein. Außerdem ist sie zur Beantwortung der Forschungsfragen geeignet, da sich diese allgemein mit der

Erreichung der Programmziele und den Auswirkungen der einzelnen Maßnahmen im Speziellen auseinandersetzen.

2.2.1. Auswahl von Indikatoren

Evaluierung von Nachhaltigkeit

Die Programmziele des ÖPP können allgemein in Struktur- (Förderung von extensiv wirtschaftenden Betrieben) und Umweltziele geteilt werden, welche unter dem Überbegriff der Nachhaltigkeit zusammengefasst werden. Nachhaltigkeit wiederum wird in der Literatur in drei Bereiche unterteilt: die ökonomische, soziale und ökologische Nachhaltigkeit (vgl. HANSEN, 1996; VAN CALKER et al., 2006). Um den Begriff der Nachhaltigkeit nun konkret zu evaluieren und um somit die Zielerreichung des ÖPP zu überprüfen, wird überblicksartig auf eine Arbeit von VAN CAUWENBERGH et al. (2006) eingegangen. Diese Autoren stellen einen Ansatz vor, mit dessen Hilfe die Nachhaltigkeit von Agrarsystemen beurteilt werden kann.

Der so genannte SAFE Ansatz (Sustainability Assessment of Farming and the Environment) gliedert den umfassenden Begriff der Nachhaltigkeit in einzelne Prinzipien und unterteilt diese in der Folge in Kriterien, welche mit Hilfe von Indikatoren bewertet werden können. Dabei befinden sich Prinzipien auf einer hierarchisch höheren, sprich allgemeineren und abstrakteren Ebene, als Kriterien. Sie sind sozusagen die generellen Bedingungen um Nachhaltigkeit zu erreichen, während Kriterien spezifischer sind. Kriterien sind deshalb leichter zu überprüfen und mit Indikatoren zu verbinden. So wird Nachhaltigkeit in folgende Prinzipien unterteilt: in eine Umweltsäule bestehend aus Luft, Boden, Wasser, Energie und Biodiversität, eine Ökonomiesäule bestehend aus wirtschaftlicher Lebensfähigkeit und eine Gesellschaftssäule bestehend aus Lebensmittelsicherheit und Gesundheit, Lebensqualität und sozialer und kultureller Akzeptanz. Jedem dieser Prinzipien werden dann in weiterer Folge ein oder mehrere Kriterien zugewiesen: So werden z. B. der Boden und die wirtschaftliche Lebensfähigkeit in folgende Kriterien aufgeteilt.

Boden:

- minimale Bodenverluste;
- gleich bleibende oder bessere chemische Bodenqualität;

- gleich bleibende oder bessere physische Bodenqualität;
- ausreichend gepufferter Bodenmassefluss (soil mass flux);

Wirtschaftliche Lebensfähigkeit:

- gesichertes landwirtschaftliches Einkommen;
- minimale Abhängigkeit von direkten und indirekten Förderungen;
- optimale externe Finanzierung;
- ökonomische Effizienz der Agrarproduktion;
- technische Effizienz der Agrarproduktion;
- optimale Marktaktivität;
- optimale Ausbildung des Landwirts;
- Sicherung der Hofübernahme;
- optimale Pachtverhältnisse und ausreichende Anpassungsmöglichkeiten;

Im Weiteren müssen für diese Kriterien passende Indikatoren gefunden werden. Da jedes Agrarsystem unterschiedlich ist, gilt es die für das jeweilige System geeignete Indikatoren zu finden. Der SAFE Ansatz liefert somit das Gerüst für die Bewertung, welches nur noch mit Indikatoren „gefüllt“ werden muss.

Ein Indikator liefert dabei Information über andere schwer zu erfassende Variablen und hilft somit, diese zu erfassen und messbar zu machen. Ein Indikator kann auch als „Benchmark“ zur Entscheidungsfindung herangezogen werden. Man unterscheidet zwischen „direkten“ (Effekt bezogenen) und „indirekten“ (Mittel bezogenen) Indikatoren. Indikatoren für den Umwelteinfluss der Landwirtschaft können deshalb auf den verschiedenen Bewirtschaftungssystemen (indirekte Indikatoren) oder auf den Effekten dieser Bewirtschaftungssysteme (direkte Indikatoren) basieren. So wäre für das Ziel der Erhaltung der Grundwasserqualität ein indirekter Indikator die Stickstoffdüngung während der Stickstoffeintrag ins Grundwasser ein direkter Indikator wäre. Der Vorteil von direkten

Indikatoren ist, dass man die Zielerreichung direkt und genau messen kann. Der Nachteil direkter Indikatoren ist jedoch die aufwendige und teure Datenbeschaffung. Indirekte Indikatoren sind meistens weniger aufwendig bei der Informationsbeschaffung, dafür kann man konkrete Effekte oft nur abschätzen (vgl. VAN DER WERF et al., 2001, 132-142).

Auswahl des ökonomischen Indikators

Den beiden Hauptprogrammzielen des ÖPP werden Kriterien und Effektivitätsindikatoren für die Evaluierung zugeordnet. Das Programmziel der Einkommensförderung fällt demnach in den Teilbereich der ökonomischen Nachhaltigkeit, sprich dem Prinzip der wirtschaftlichen Lebensfähigkeit. Hier beschränkt sich die Arbeit auf die beiden Kriterien gesichertes landwirtschaftliches Einkommen und Abhängigkeit von direkten und indirekten Förderungen, für welche nun ein passender Indikator gefunden werden muss. Ein geeigneter Effektivitätsindikator für das Programmziel der Förderung von extensiv wirtschaftenden Betrieben ist nach VAN CALKER et al. (2007) das Nettobetriebseinkommen, welches Aufschluss über das landwirtschaftliche Einkommen und den Anteil der Förderungen in diesem gibt.

Auswahl des ökologischen Indikators

Hinsichtlich des Programmziels des Umweltschutzes, welches in den Teilbereich der ökologischen Nachhaltigkeit mit den Prinzipien Luft, Boden, Wasser, Energie und Biodiversität fällt, wird auf VAN CALKER et al. (2007) verwiesen, welcher in seiner Arbeit eine Reihe von Indikatoren zur Messung der ökologischen Nachhaltigkeit vorgestellt hat:

- Eutrophierungspotenzial (NO_3 Equivalent kg/ha)
- Nitratkonzentration im Wasser (NO_3 mg/l)
- Wasserverbrauch (m^3/ha)
- Versauerungspotenzial (SO_2 Equivalent kg/ha)
- Klimaerwärmungspotenzial (CO_2 Equivalent t/1000 kg Milch)

Aus dem großen Bereich des Umweltschutzes wird in dieser Arbeit ausschließlich der Boden und somit Indikatoren für den Bereich Bodenqualität im Bezug auf Stickstoffeintrag ausgewählt (vgl. Kapitel 1.1; Kapitel 3).

Die Stickstoffbilanz als Indikator für ökologische Nachhaltigkeit

Die Stickstoffbilanz ist ein gut geeigneter Indikator, um das Stickstoffgefährdungspotenzial der Landwirtschaft zu messen. Stickstoffbilanzen stellen für eine zeitlich und räumlich definierte Bezugseinheit Zufuhren und Abfuhren von Stickstoff dar, um aus der Differenz den Stickstoffsaldo zu ermitteln. Ein positiver Saldo stellt dementsprechend eine Schätzgröße für die gesamten, potenziell umweltbelastenden Stickstoffverluste dar, welche von einer Bezugseinheit an die Umwelt abgegeben werden. Als Bezugseinheit kann dabei eine Einzelfläche, ein landwirtschaftlicher Betrieb, eine Region oder der gesamte landwirtschaftliche Sektor dienen. Die verschiedenen Methoden der Bilanzierung unterscheiden sich jedoch nicht nur anhand der räumlichen Bezugseinheit, sondern auch durch die Auswahl der einzelnen Bilanzglieder (vgl. BARUNKE, 2002, 26).

Da man zum Erstellen einer Stickstoffbilanz die Daten über Stickstoffzu- und abflüsse der Bezugseinheit benötigt und damit eine Aussage über die Nachhaltigkeit des Bewirtschaftungssystems und über die potenzielle Umweltgefährdung treffen möchte, sind Stickstoffbilanzen (Betriebsbilanz) neben dem Stickstoffeinsatz ein gut geeigneter Indikator zur Beurteilung der ökologischen Nachhaltigkeit des ÖPUL. Abbildung 1 stellt den Aufbau des verwendeten Evaluierungskonzeptes dar.

Evaluierung			
allgemeine Programmziele	Nachhaltigkeit		
spezielle Programmziele	Strukturziele	Boden- und Grundwasserschutz	Umweltschutz und Erhaltung der Kulturlandschaft
Maßnahmen	z.B. Landschaftselemente, Schlaggröße	z.B. FF, Bodenbedeckung, Düngeart, Düngeintensität	z.B. Landschaftselemente, Schlaggröße
Kriterien der Evaluierung	Effektivität		
Indikatoren	z.B. GDB	z.B. N-Einsatz, N-Bilanz	z.B. Treibhausgasemissionen, Landschaftselemente
Methode	Kosteneffektivitätsanalyse (Betriebsmodell)		zukünftiger Forschungsbedarf

Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 1: Aufbau des Evaluierungskonzeptes

2.2.2. Ökonomische Modelle

Im folgenden Kapitel werden verschiedene Arten von Modellen kurz vorgestellt und danach konkret auf Modelle eingegangen, mit deren Hilfe man einerseits Änderungen in der Landnutzung andererseits aber auch Kosten von Agrarumweltmaßnahmen bestimmen und somit eine Evaluierung unter Berücksichtigung der Effektivität durchführen kann.

Allgemein gesagt sind Modelle Abstraktionen, welche die Realität vereinfachen. Um diese abbilden zu können, müssen Modelle gewisse Wirkungszusammenhänge modellendogen außer Acht lassen (Partialanalyse), alle Akteure des Systems zu Ausgewählten zusammenfassen (Aggregation) und die Zeitabstände zwischen Wechselwirkungen vereinfachen oder negieren. Die Modellierung eines Systems ist deshalb stets vom Zweck der Analyse abhängig (vgl. KLEINWEFERS und JANS, 1983, 15ff).

Generell wird bei mathematischen Modellen zwischen Simulationsmodellen und Optimierungsmodellen unterschieden (vgl. WEINMANN, 2002, 15ff). Erstere berechnen für jede Handlungsalternative aufgrund eines Datenrahmens die Wirkungen, wobei die

Bewertung der Alternativen erst bei der Ergebnisauswertung vorgenommen wird. Im Gegensatz dazu bewerten Optimierungsmodelle die verschiedenen Alternativen implizit im Modell, da sie aufgrund einer Zielfunktion, welche maximiert oder minimiert wird, die optimalen Alternativen auswählen. Simulationsmodelle bestimmen demnach nur die Wirkung einer Alternative. Ist die beste Alternative mit Hilfe eines Simulationsmodells zu bestimmen, sind viele Modellläufe notwendig, während dies bei einem Optimierungsmodell implizit erfolgt. Ein weiterer Vorteil der Optimierungsmodelle ist, dass Landnutzungsbeschränkungen durch Modellrestriktionen abbildbar sind (vgl. ZGRAGGEN, 2005, 68-70).

2.2.3. Landnutzungsmodelle

Landnutzungsmodelle unterstellen, dass sich die jeweils vorherrschenden Rahmenbedingungen auf die Landnutzung auswirken. Generell lassen sich diese Rahmenbedingungen in fünf Bereiche unterteilen (vgl. KANTELHARDT, 2003, 25):

- Natürliche Standortbedingungen (Boden, Klima, Wasserversorgung etc.);
- Geographische Lage (Entfernung zu Märkten, inter- und intraregionale Erschlossenheit etc.);
- Strukturelle Gegebenheiten (Betriebsstruktur, ländliche Infrastruktur etc.);
- Ökonomische und politische Rahmenbedingungen (Faktorpreise, Marktpreise, Förderungen etc.);
- Soziale Faktoren (Alter der LandwirtInnen, soziale Einrichtungen, Bezug zur Landwirtschaft etc.);

Normative Modelle der Landnutzung

Die Wirkungen dieser Rahmenbedingungen lassen sich unter anderem mit Hilfe normativer Modelle bestimmen, welche gut geeignet sind, zukünftige Landnutzungsentwicklungen zu erklären. Normative Modelle unterstellen den landnutzenden Akteuren ein bestimmtes Verhalten (dieses kann z. B. aus Ergebnissen ökonometrischer Modelle abgeleitet werden, lässt sich aber auch im Zuge von Experteninterviews ermitteln) und sind in der Lage, zukünftige Szenarien der Landnutzung abzubilden, welche jedoch einer Plausibilitätsprüfung

zu unterziehen sind (vgl. KANTELHARDT, 2003, 33-34). Die normative Modellierung als Verfahren, welches ein Optimierungsmodell auf Betriebsebene verwendet, wird unter anderem von KÄCHELE und DABBERT (2002), VAN WENUM et al. (2004), SCHRIJVER et al. (2006) und BERENTSEN et al. (2006) verwendet, um einen ökonomischen Vergleich zwischen Situationen mit und ohne Fördermaßnahmen zu machen und um somit die Unterschiede in der Landnutzung festzustellen. Bei diesem „gegenläufigen Vergleich“ wird die Wirkung exogener Faktoren ausgeschaltet, sodass die Nettowirkungen der betreffenden Maßnahmen bestimmt werden können (vgl. EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000, A 10).

Bei normativen Modellansätzen unterscheidet man zwischen Modellen, welche auf der sequentiellen Planung und solchen, welche auf der linearen Programmierung beruhen. Unterschied zwischen den beiden ist die zeitliche Abfolge der Entscheidungen. Während bei der sequentiellen Planung Entscheidungen nacheinander getroffen werden, erfolgt dies bei der linearen Programmierung gleichzeitig. Bei der linearen Programmierung wird dabei die optimale Organisation eines Betriebes mit Hilfe einer Zielfunktion und Restriktionen ermittelt (vgl. STEINHAUSER et al., 1992, 215ff). Näheres dazu ist im Kapitel 5.1 zu finden.

Die Fristigkeit als grundlegender Modellfaktor

Der wichtigste modellbestimmende Faktor bei Landnutzungsmodellen ist nach KANTELHARDT (2003) die Länge des Betrachtungszeitraumes, die so genannte Fristigkeit. Sie bestimmt die Variabilität der Produktionsfaktoren und damit auch die Möglichkeiten eines Betriebes, sich an geänderte Rahmenbedingungen anzupassen und seine Landnutzung zu verändern. Dabei unterscheidet man grundsätzlich zwischen Faktoren die während des Betrachtungszeitraumes veränderbar, sprich „variabel“, sind und solchen, die nicht verändert werden können und als „fix“ bezeichnet werden (vgl. BRANDES et al., 1997, 33). Die Variabilität der einzelnen Faktoren kann sich jedoch mit dem Zeithorizont ändern. So ist die Gebäudeausstattung eines Betriebes bei einer kurzfristigen Betrachtung unveränderbar, während sie mittelfristig als „variabel“ gilt. Gründe dafür liegen darin, dass es z. B. Zeit benötigt, um zusätzliche Gebäude zu errichten und diese somit nicht kurzfristig bereitgestellt werden können (vgl. KANTELHARDT, 2003, 35).

KANTELHARDT (2003) teilt ausgewählte Landnutzungsfaktoren in kurzfristig bis langfristig variable Faktoren ein. Kurzfristig variabel sind nur Betriebsmittel wie Pflanzenschutzmittel,

Düngemittel etc., während Faktoren wie Gebäude, Ausbildung und Infrastruktur nur im mittel- bis langfristigen Zeithorizont veränderbar sind. Bei der Wahl eines entsprechend langen Zeithorizonts sind letztendlich alle Faktoren, bis auf die prinzipiell nicht veränderbaren Standortfaktoren variabel und können im Sinne einer ökonomisch optimalen Landnutzung angepasst werden. Die Wahl des Zeithorizontes bestimmt somit die Variabilität der Standortfaktoren und ist deshalb ein grundlegendes Kriterium bei der Modellauswahl.

Neben der Fristigkeit beeinflussen auch „versunkene“ Kosten die Variabilität der Produktionsfaktoren. Solche Kosten sind Investitionen, welche in der Vergangenheit getätigt wurden und bei denen eine erhebliche Diskrepanz zwischen Zeit- und Wiederverkaufspreis besteht. Beispiele dafür wären Gebäude oder fest installierte Maschinen, deren Verkaufswert gegen Null geht (vgl. BRANDES et al., 1997, 60). Sie bewirken, dass Produktionsverfahren, auch wenn sie bei einer rein komparativ-statischen Betrachtung ungünstiger erscheinen, aufgrund der dadurch geschaffenen Kapazitäten nicht sofort aufgegeben werden sondern erst, wenn der dauerhaft nutzbare Faktor ersetzt werden muss. Ein Beispiel wäre die Aufgabe der Viehhaltung bei einem Milchviehbetrieb, welche erst in Frage kommt, wenn die Ställe und Melkeinrichtung erneuert werden müssen (vgl. KANTELHARDT, 2003, 35-36). Dieser Effekt wird auch als temporäre Pfadabhängigkeit bezeichnet (vgl. BRANDES et al., 1997, 60).

Wahl des Modellansatzes

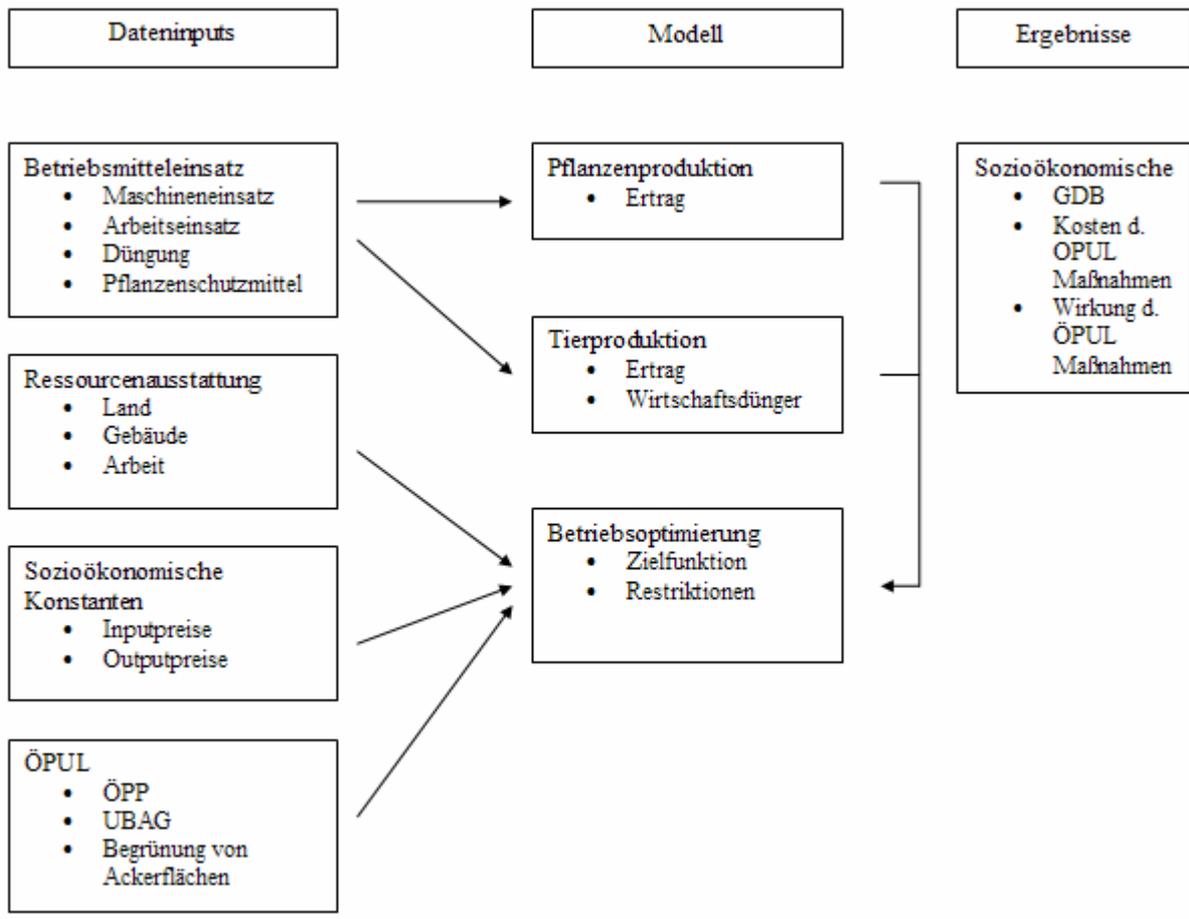
Es wird bei der Wahl der Fristigkeit zwischen einem kurz-, mittel- oder langfristigen Zeithorizont unterschieden, welcher wiederum den Modellansatz bestimmt. Bei einer kurzfristigen Betrachtung können Betriebe nach STEINHAUSER et al. (1992) auf geänderte Rahmenbedingungen nur durch die Anpassung kurzfristig variabler Landnutzungsfaktoren reagieren. Die Rahmenbedingungen schränken betriebliche Landnutzungen weitgehend ein. Mittel- bis langfristige Faktoren wie Änderungen der Arbeits-, Maschinen- und Gebäudeausstattung können nicht verändert werden. Ein Modellansatz, welcher diesen Anforderungen gerecht wird, ist die Teilkostenkalkulation, da sie weitgehend nur solche Produktionsfaktoren berücksichtigt, welche in einer Bewirtschaftungsperiode veränderbar sind.

Bei einer mittelfristigen Betrachtung sind zusätzlich auch die Gebäude-, Boden- und Maschinenausstattung variabel. Als Modellansatz eignen sich hier unter anderem

Agrarsektormodelle, welche sich wiederum hinsichtlich des betrieblichen Aggregationsgrades und der zwischenbetrieblichen Interaktionsmöglichkeiten unterscheiden lassen (vgl. KANTELHARDT, 2003, 37ff).

Bei einer langfristigen Betrachtung sind alle Faktoren variabel. Die zukünftige Landnutzung hängt deshalb ausschließlich von den natürlichen Standortbedingungen und den Rahmenbedingungen ab. Letztendlich wird sich die aus ökonomischer Sicht optimale Flächennutzung durchsetzen, sprich jene mit der höchsten Bodenrente. Ein geeigneter Ansatz bei langfristiger Betrachtung ist die Kalkulation der Bodenrente (vgl. KANTELHARDT, 2003, 38).

In dieser Arbeit wird zur Evaluierung des ÖPUL ein Landnutzungsmodell mit kurzfristigem Zeithorizont auf Betriebsebene verwendet. Abbildung 2 zeigt dazu graphisch den Aufbau des Betriebsmodells.



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 2: Das Betriebsmodell im Überblick

3. Die Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft

Ziel dieses Kapitels ist die umfassende Darstellung der Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft. Dabei werden zuerst die wichtigsten Komponenten des Stickstoffkreislaufes und die Ursachen von Stickstoffverlusten in der Landwirtschaft identifiziert. Im Anschluss daran werden die Auswirkungen des Stickstoffs auf Ökosysteme und deren Gefährdung beschrieben.

3.1. Der Stickstoffkreislauf

3.1.1. Stickstofffixierung

Die Erdatmosphäre besteht zu 78 % aus gasförmigem Stickstoff (N_2), welcher von Pflanzen nicht direkt aufgenommen werden kann. Um den in der Atmosphäre vorhandenen Stickstoff in für Pflanzen verwertbaren anorganischen Stickstoff umzuwandeln, bedarf es spezieller Mikroorganismen. Diese Rhizobium Mikroorganismen leben in Symbiose mit gewissen Pflanzen (Leguminosen) und ermöglichen ihnen den Stickstoff der Atmosphäre zu verwenden. Eine Symbiose bezeichnet dabei eine biologische Verbindung von der beide Parteien profitieren. In diesem Fall wird der Pflanze der Stickstoff der Atmosphäre zugänglich gemacht, während die Mikroorganismen im Gegenzug Kohlenhydrate erhalten, die durch die Photosynthese der Pflanze produziert werden (vgl. ADDISCOTT, 2005, 44-46).

Um die äußerst stabile Dreifachbindung, welche die zwei Stickstoffatome zusammenhält aufzubrechen, produzieren die Mikroorganismen Nitrogenase-Enzyme. Da die Nitrogenase durch Sauerstoff deaktiviert wird, benötigen die Mikroorganismen eine anaerobe Umgebung, um Stickstoff aus der Luft zu fixieren. Die Noden an den Wurzeln der Leguminosen bieten den Mikroorganismen eine Umgebung, in der sie den Sauerstoffgehalt kontrollieren können und gleichzeitig die Kohlenhydrate der Pflanze erhalten, um dies zu tun. Leguminosen sind derzeit die einzigen Pflanzen, welche in der Lage sind eine Symbiose einzugehen und somit Stickstoff aus der Atmosphäre zu fixieren (vgl. ADDISCOTT, 2005, 44-46).

Neben der symbiontischen Fixierung, kann Stickstoff auch durch freilebende Mikroorganismen im Boden fixiert werden. In Mitteleuropa spielt die nicht-symbiontische

Stickstofffixierung jedoch im Gegensatz zu subtropischen Regionen eine geringe Rolle (vgl. MERTENS, 2001, 77).

3.1.2. Denitrifikation

Als Denitrifikation wird jener Prozess bezeichnet, welcher den im Boden vorhandenen Stickstoff in gasförmigen Stickstoff umwandelt und somit wieder der Atmosphäre zuführt. Dabei wird Nitrat (NO_3^-) und Wasserstoff unter anaeroben Bedingungen über Nitrit (NO_2^-) zu Stickstoff (N_2) und Wasser (H_2O) reduziert (vgl. ADDISCOTT, 2005, 41-44). Die biologische Denitrifikation wird durch das Vorhandensein leicht abbaubarer organischer Substanz, hoher Bodenfeuchte und Bodentemperatur, hohem Nitratgehalt im Boden sowie durch Sauerstoffmangel begünstigt (vgl. LANG, 1997, 88).

Im Idealfall läuft diese Reaktion vollständig ab und der Stickstoff entweicht in Form von N_2 in die Atmosphäre. Bei unvollständiger Denitrifikation entstehen jedoch sowohl NO als auch N_2O , wobei Ersteres ein freies Radikal ist, welches in der Atmosphäre mit anderen freien Radikalen reagiert und zu Umweltschäden führen kann und Zweiteres als hochwirksames Treibhausgas das Klima beeinflusst. Generell werden Stickstoffoxide nur in geringen Mengen durch Denitrifikation im Boden freigesetzt. In größeren Mengen verschmutzen sie jedoch die Atmosphäre, da sie als Katalysator zur Bildung von photochemischem Smog und bodennahem Ozon wirken (vgl. ADDISCOTT, 2005, 41-44). Außerdem ist die Denitrifikation eine wichtige Quelle für Stickstoffverluste im Boden was zu Ertrags- und Qualitätsminderung führen kann. Neben diesen negativen Effekten verringert die Denitrifikation jedoch durch die Umwandlung von Nitrat auch dessen Auswaschung in Grund- und Oberflächengewässer (vgl. MUNCH und VELTHOF, 2007, 334-335).

Wie bei der Stickstofffixierung sind bei der Denitrifikation anaerobe Mikroorganismen beteiligt, welche in Abhängigkeit von Temperatur und Sauerstoffgehalt die Denitrifikation durchführen. Die Denitrifikation ist sozusagen der Gegenspieler der Stickstofffixierung (vgl. ADDISCOTT, 2005, 41-44).

3.1.3. Mineralisierung

Die Umwandlung von organisch gebundenem Stickstoff zu pflanzenverfügbarem Nitrat erfolgt über zwei Reaktionsschritte. Zuerst werden dabei die organischen

Stickstoffverbindungen zu Ammonium (NH_4^+) im Zuge der N-Mineralisierung oder Ammonifizierung durch Mikroorganismen umgewandelt. Danach erfolgt in der so genannten Nitrifikation die Umsetzung von Ammonium zu Nitrat (NO_3^-) über Nitrit (NO_2^-) als Zwischenstufe. Im normalen Bereich der Kulturböden (pH Wert > 5) verläuft die Nitrifikation schneller als die Ammonifizierung, was dazu führt, dass der anorganisch gebundene und pflanzenverfügbare Stickstoff zum Großteil in Form von Nitrat vorliegt und nur in kleinen Mengen als Ammonium. Gleichzeitig kommt es im Boden neben der Mineralisierung auch zu einer Immobilisierung von Stickstoff durch die Umwandlung von anorganischen N-Verbindungen (NH_4^+ , NH_3 , NO_2^- , NO_3^-) zu organischen (vgl. LANG, 1997, 94-95).

3.2. Stickstoffverluste am Ackerland

Als Stickstoffverlust auf landwirtschaftlich genutzten Flächen bezeichnet man den Austrag von Stickstoff in Form von Nitrat oder Ammonium in Grund- oder Oberflächengewässer. Der verloren gegangene Stickstoff steht den Pflanzen nicht mehr zur Verfügung und muss folglich ersetzt werden. Stickstoffverluste auf Ackerflächen werden von verschiedenen Faktoren beeinflusst, welche im folgenden Kapitel näher vorgestellt werden sollen.

Nicht bedeckte landwirtschaftliche Nutzflächen begünstigen den Verlust von Stickstoff. Da keine Pflanzen vorhanden sind, welche mit ihren Wurzeln Stickstoff aufnehmen um ihren Bedarf zu decken, ist das im Boden vorhandene oder von ihm produzierte Nitrat leicht auswaschbar. Wie lange der Boden in der Regel unbedeckt ist, hängt von mehreren Faktoren ab, ist jedoch stark korreliert mit der Fruchtfolge. Generell ist der Boden zwischen der Ernte und dem Anbau der nächsten Kultur unbedeckt und somit anfällig für die Auswaschung von Nitrat. Da in Fruchtfolgen aber nicht nur die Minimierung von Stickstoffverlusten, sondern auch andere Faktoren, wie die Reduktion von Fruchtfolgekrankheiten, eine wichtige Rolle spielen, werden nicht immer Fruchtfolgen mit „engen Fruchtfolgegliedern“ gewählt um Auswaschungsverluste zu vermeiden (vgl. ADDISCOTT, 2005, 62-63).

Um diese, durch offen gehaltene Ackerflächen verursachten, Stickstoffverluste zu minimieren und das im Boden vorhandene Nitrat zu binden, werden Zwischenfrüchte angebaut. Sie verhindern durch die Aufnahme von Stickstoff dessen Auswaschung ins Grundwasser (vgl. HANSEN und DJURHUUS, 1997, 214-217). Vor allem in Gebieten mit auswaschungssensiblen Böden (z. B. Sandböden) verringert der Zwischenfruchtanbau die N-Auswaschungen deutlich.

Außerdem tragen Zwischenfrüchte zu einer Reduktion der Erosion sowie zu einer erhöhten Durchwurzelung des Bodens bei (vgl. BEAUDOIN, 2005, 308). Der Anbau von Zwischenfrüchten kann in gewissen Fällen aber auch zu Problemen führen, da Zwischenfrüchte Krankheiten auf die Hauptfrucht übertragen bzw. auch um Wasser mit der Hauptfrucht konkurrieren können. Zudem verursachen Zwischenfrüchte Kosten, denen oft kein marktfähiger Pflanzenertrag gegenübersteht. Zwischenfrüchte werden in der Regel vor der folgenden Hauptfrucht eingepflügt damit sie den gespeicherten Stickstoff an die Folgefrucht abgeben können, was jedoch manchmal bis in den Herbst verzögert wird, wo der zusätzliche Stickstoff aufgrund der Auswaschungsgefährdung wiederum unerwünscht ist (vgl. ADDISCOTT, 2005, 62-66).

Offen gehaltene Ackerflächen wurden als Hauptverursacher für Stickstoffverluste identifiziert. Um Stickstoffverluste nun genauer untersuchen zu können, wird in den folgenden Kapiteln zwischen Verlusten vor und nach der Ernte unterschieden.

3.2.1. Stickstoffverluste vor der Ernte

Höhere Temperaturen, Niederschlag, größere Tageslängen und intensiveres Sonnenlicht im Frühling regen nicht nur das Pflanzenwachstum an, sondern stimulieren auch die Stickstoffproduktion im Boden. Der Stickstoffbedarf der Nutzpflanzen kann meist nicht ausschließlich durch den von Mikroorganismen produzierten Stickstoff gedeckt werden, sondern nur mit Hilfe von Mineral- oder Wirtschaftdüngern. Alle Düngerformen außer Harnstoff enthalten Ammonium und Nitrat, was über einen kürzeren oder längeren Zeitraum an den Boden abgegeben wird. Im Boden wird Nitrat entweder von Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen, in die organische Substanz des Bodens eingearbeitet (Stickstoffimmobilisierung) bis es durch die Mineralisation wieder freigegeben, ausgewaschen oder denitrifiziert wird. Während die Erste Option erwünscht und die Zweite akzeptabel ist, sind letztere unerwünscht. Stickstoffauswaschung und Denitrifikation werden durch Regen begünstigt bzw. hervorgerufen und treten häufig gemeinsam auf, weshalb die Messung und Zuteilung der Verluste schwierig ist. Generell sind die Stickstoffverluste vor der Ernte jedoch eher gering (vgl. ADDISCOTT, 2005, 69-78).

3.2.2. Stickstoffverluste nach der Ernte

Nach der Ernte unterscheiden sich Ackerflächen am deutlichsten von Grünflächen und natürlichen Ökosystemen. Während der Ernte ist der Boden normalerweise trocken aufgrund direkter Verdunstung und Transpiration der Pflanze. Dies ändert sich mit Voranschreiten des Herbstes und den einsetzenden Regenfällen, wodurch schließlich Wasser in tiefere Bodenschichten absickert (vgl. ADDISCOTT, 2005, 79-81). Nitrat kann nur dann ausgewaschen werden, wenn die Niederschlagsmengen größer als die Verdunstungsmengen sind und es somit zur Wasserversickerung kommt (vgl. LANG, 1997, 84). Da nach der Ernte keine Pflanzenwurzeln vorhanden sind, welche die Auswaschung des im Sickerwasser enthaltenen Nitrats verhindern könnten, ist dieser Zeitpunkt ein kritischer. Ob das Nitrat von Düngemitteln stammt oder von Mikroorganismen produziert wurde, spielt dabei keine Rolle (vgl. ADDISCOTT, 2005, 79-81). Gleichzeitig wird Nitrat auch weiterhin im Boden von den Mikroorganismen im Zuge der Mineralisation freigesetzt, was die Auswaschungsproblematik besonders bei früh geernteten Feldfrüchten zusätzlich verschärft (vgl. SCHECHTNER, 1991, 21).

Unter mitteleuropäischen Klimaverhältnissen kommt es während der Vegetationsperiode nur selten zu Nitrat Auswaschungen. Die Hauptauswaschung erfolgt überwiegend in der vegetationslosen Zeit; nach der Ernte zwischen Herbst und Frühjahr (vgl. LANG, 1997, 84). Wie viel Nitrat tatsächlich ausgewaschen wird, ist unter anderem auch stark von der Bodenart, vom Bodenaufbau und von den Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen abhängig (vgl. SCHECHTNER, 1991, 22). Um Stickstoffauswaschung in der vegetationslosen Zeit zu vermeiden, werden deshalb Düngemittel vom Großteil der Landwirte im Frühjahr ausgebracht. Auch Stroh wird im Gegensatz zur Vergangenheit nicht mehr auf den Feldern verbrannt, sondern eingearbeitet oder verkauft. Aufgrund des hohen C:N Verhältnisses, benötigen die Mikroorganismen zum Abbau zusätzlichen Stickstoff und es kommt zu einer verstärkten Immobilisierung von Nitrat im Boden (vgl. ADDISCOTT, 2005, 86-88), was die Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft etwas entschärft.

3.3. Stickstoffverluste von Grünland

Grünland unterscheidet sich von Ackerflächen durch zwei Besonderheiten, welche im Bezug auf Stickstoffverluste relevant sind. Während Ackerflächen nicht ganzjährig kultiviert werden

und deshalb eine gewisse Zeit un bebaut sind, sind im Grünland immer Pflanzenwurzeln vorhanden, welche Nitrat aufnehmen können, bevor es verloren geht (vgl. ADDISCOTT, 2005, 93). Deshalb sind Stickstoffverluste in Form von Nitratauswaschung im Grünland von untergeordneter Bedeutung (vgl. SCHECHTNER, 1991, 17). Der zweite Unterschied ist, dass viehhaltende Grünlandbetriebe einen höheren Einfluss auf Stickstoffverluste haben. Während Ackerbetriebe nur mit den Bodenorganismen, welche durch die Mineralisation, Nitrifikation und Denitrifikation Stickstoff bilden und abbauen, konfrontiert sind, verursachen auf viehhaltenden Betrieben neben diesen auch die Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern Stickstoffverluste (vgl. ADDISCOTT, 2005, 93).

3.3.1. Beweidetes Grünland

Nitratauswaschung ist auch auf beweideten Grünflächen eine Quelle für Stickstoffverluste, da Weidetiere ihre Exkremente nicht gleichmäßig über die Fläche verteilen, sondern punktförmig konzentrieren. Nach der Umwandlung des Harnstoffes zu Nitrat über Ammonium, kann dieses leicht ausgewaschen werden, da die Pflanzen aufgrund der räumlichen Konzentration nicht den gesamten Stickstoff aufnehmen können (vgl. ADDISCOTT, 2005, 95-98). Vor allem auf nassen Böden kann es zu hohen Stickstoffauswaschungen kommen, da der im Urin enthaltene Stickstoff nicht aufgenommen werden kann und ausgewaschen wird (vgl. MCGECHAN und TOPP, 2004, 157). Generell werden nur ca. 15-20 % der beweideten Fläche mit Jauche gedüngt. Bei Dung wird eine noch niedrigere Verteilung von nur 7-10 % der Fläche erreicht, wobei der Stickstoffanteil im Dung in etwa die Hälfte der Jauche beträgt. Das zugrunde liegende Problem ist jedoch, dass Wiederkäuer den aufgenommenen Stickstoff nur schlecht verwerten und in etwa 80 % als Exkremente auf einer kleinen Fläche ausscheiden, was zu einem hohen Auswaschungspotenzial führt (vgl. ADDISCOTT, 2005, 95-98). Neben Auswaschungsverlusten kommt es bei der Beweidung außerdem zu Ammoniakemissionen, welche in Großbritannien im Jahr 1997 jedoch nur 6,7 % der gesamten Ammoniakemissionen der Landwirtschaft ausmachten, während die Stallhaltung mit Lagerung und der Ausbringung von Wirtschaftsdünger für in etwa 45,6 % verantwortlich war (vgl. MISSELBROOK et al., 2000, 877). Ein längerer Beweidungszeitraum würde laut WEBB et al. (2005) zu einer Reduktion von bis zu 15 % der Stickstoffverluste führen aufgrund geringerer Stickstoffverluste bei der Weidehaltung im Vergleich zur Stallhaltung.

3.3.2. Unbeweidetes Grünland

Grünland kann bei entsprechend intensiver Bewirtschaftung hohe Mengen an Stickstoff aufnehmen, wodurch bei guter landwirtschaftlicher Praxis kaum Stickstoff im Boden verbleibt, welcher ausgewaschen werden könnte. Dennoch kann es auch auf unbeweidetem Grünland zu beträchtlichen Stickstoffverlusten kommen (vgl. CUTTLE und SCHOLEFIELD, 1995, 300). Diese treten häufig bei übermäßiger Düngung bei gleichzeitig eingeschränktem Stickstoffbedarf sowie bei der Futter- und Wirtschaftsdüngerlagerung als auch bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf. Vor allem bei der Wirtschaftsdüngerausbringung kommt es durch Ausgasung oder Auswaschung zu Stickstoffverlusten. Wie auf Ackerflächen kommt es dabei in Abhängigkeit vom Ausbringungszeitpunkt und der Menge (vgl. ADDISCOTT, 2005, 98-103) aber auch vom Trockenmassegehalt, Bodenbedingungen, Wetter und der Ausbringungstechnik zu mehr oder weniger hohen Stickstoffverlusten (vgl. SMITH et al., 2000, 284-285).

Wirtschaftsdüngerausbringung

Einen entscheidenden Einfluss auf die Stickstoffverluste bei der Wirtschaftsdüngerausbringung hat die Applikationstechnik. Neue Verfahren für Flüssigmistausbringung wie Schleppschuhverteiler, Schleppschlauchverteiler sowie Injektoren können die Verluste gegenüber herkömmlichen Breitbandverteilern teilweise um bis zu 73 % auf Grünland und 38 % auf Ackerland reduzieren (vgl. MISSELBROOK et al., 2001, 319-320). Der Schleppschlauchverteiler verteilt dabei den Flüssigmist direkt auf der Bodenoberfläche, wobei es durch die bodennahe Ausbringung zu geringeren Stickstoffverlusten kommt. Injektoren bringen den Flüssigmist direkt in den Boden ein und sind eine der effektivsten Wege um Stickstoffverluste zu vermeiden, da durch die Einarbeitung in den Boden kaum mehr Stickstoff entweicht (vgl. SOMMER und HUTCHINGS, 2001, 7-10). SMITH et al. (2000) kommen ebenfalls zu ähnlichen Ergebnissen wie MISSELBROOK et al. (2001), wobei auch in ihrer Arbeit Injektoren mit einer Reduktion der Verluste von 57 % am besten abschneiden.

3.4. Auswirkungen auf Ökosysteme

Wie bereits in 1.1 erwähnt, bringt der hohe Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft erhebliche Auswirkungen auf Ökosysteme mit sich. Generell lassen sich die Stickstoffemissionen der

Landwirtschaft in Austräge in die Hydrosphäre (65,7 %) und Austräge in die Atmosphäre (36,2 %) einteilen (vgl. BARUNKE, 2002, 4).

3.4.1. Aquatische Ökosysteme

Aquatische Ökosysteme (Grund- und Oberflächenwasser) werden neben Phosphorverbindungen hauptsächlich durch Stickstoffverbindungen (vor allem Nitrat) belastet. Unterschieden wird hierbei zwischen punktförmigen und diffusen Quellen, welche Stickstoff und Phosphor in Gewässer emittieren. Punktförmige Einträge werden durch Kläranlagen, industrielle Einleitungen oder andere direkte Emissionen in Gewässer verursacht und sind oft leicht zu lokalisieren und zu überwachen (vgl. SMITH et al., 1999, 181). Diffuse Quellen, welche für einen Großteil der Stickstoffeinträge (geschätzte 60 %) verantwortlich sind, sind hingegen oft schwierig zu erfassen, da zwischen Eintrag und tatsächlicher Veränderung der Nährstoffkonzentration oft lange Verweilzeiten liegen. Diffuse Quellen werden oft der Landwirtschaft zugeordnet und sind z. B. im Boden ablaufende Stoffwechselprozesse im Rahmen des natürlichen Stickstoffkreislaufs und atmosphärische Depositionen (vgl. BARUNKE, 2002, 4-6).

In oberirdischen Gewässern kommt es vor allem durch übermäßigen Phosphoreintrag aber auch durch Eintrag von Stickstoff und organischer Substanz zu Eutrophierung (vgl. SCHECHTNER, 1991, 23). Durch die überschüssigen Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) kommt es in der Folge zu einem verstärkten Algenwachstum und anderen damit verbundenen Umweltproblemen (unter anderem Fischsterben durch Sauerstoffverlust) (vgl. PARKER, 2000, 1). Der Phosphoreintrag in Oberflächengewässer erfolgt bislang meist durch Einleitung von Abwässern aber auch seitens der Landwirtschaft erfolgt Phosphoreintrag durch Erosion und Abschwemmung von Düngemitteln (vgl. SCHECHTNER, 1991, 23-24). In Österreich liegt der Nitratgehalt in Fließgewässern mit 5,91 mg NO_3^-/l im Zeitraum von 2003-2007 auf konstant niedrigem Niveau. Da auch unter Einbeziehung der vorherigen Messperiode (1999-2003) weder ein stark steigender noch stark fallender Trend zu beobachten war, ist von einer stabilen Situation der Nitratkonzentration in Fließgewässern auszugehen (vgl. BMLFUW, 2008a, 13-14).

Wie bereits in Kapitel 3.2 erwähnt, ist Nitrat im Boden leicht löslich und wird deshalb ins Grundwasser ausgewaschen, wenn kein entsprechender Stickstoffbedarf von Pflanzen

vorhanden ist (vgl. BARUNKE, 2002, 5-6). In Österreich beruht die Wasserversorgung zum Großteil auf der Nutzung von unterirdischem Wasser. Vor allem bei den Trinkwasservorräten in den großen Beckenlandschaften (welche in etwa die Hälfte der österreichischen Bevölkerung mit Trinkwasser versorgt) besteht die Gefahr der Trinkwasserqualitätsminderung durch hohe Nitratkonzentrationen (vgl. SCHECHTNER, 1991, 16) da Gesundheitsrisiken bekannt sind. Nitrat selbst ist zwar kaum toxisch, sehr wohl aber Folgeprodukte wie z. B. Nitrit (vgl. BARUNKE, 2002, 4-6). Generell weist der Großteil der beobachteten österreichischen Grundwassermessstellen Nitratmittelwerte von unter 25 mg/l auf. Lediglich Gebiete in landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen mit geringer Grundwasserneubildung weisen höhere Werte auf. Dennoch ist auch in diesen ackerbaulich intensiv genutzten Gebieten im Osten Österreichs, ein Trend hin zu niedrigeren Nitratkonzentrationen erkennbar (vgl. BMLFUW, 2008a, 23-28).

3.4.2. Terrestrische Ökosysteme

Terrestrische Ökosysteme werden vor allem durch die eutrophierende und versauernde Wirkung von Stickstoffeinträgen belastet (besonders belastend ist das in den Boden eingetragene Ammonium, ein Folgeprodukt des Ammoniaks, aber auch andere Stickoxide und ihre Folgeprodukte). Dies geschieht einerseits durch Schadstoffe, welche durch Regen oder Schnee transportiert werden (nasse Deposition) und andererseits durch in Stäuben oder Gasen gelöste Schadstoffe (trockene Deposition) (vgl. BARUNKE, 2002, 6-7). Durch die Eutrophierung der Böden kommt es zu einer Artenverschiebung zu Gunsten von nitrophilen Pflanzen und in Folge zu einer Artenverarmung. Außerdem kann es zu verstärktem Wachstum und erhöhter Anfälligkeit für Krankheiten von gewissen Pflanzen kommen, sowie zu Nitratauswaschungen und Änderungen der Bodeneigenschaften bzw. der Artenvielfalt der Flora und Fauna (vgl. WAMELINK et al., 2009). Besonders betroffen davon sind naturnahe Standorte (z. B. Moore, Seen, Felsgebiete) und halbnatürliche Standorte (z. B. Streuwiesen, Heiden, Halbtrockenrasen), welche eine hohe Artenvielfalt von Pflanzen beherbergen und auf Böden mit niedrigem Stickstoffangebot spezialisiert sind. (vgl. BARUNKE, 2002, 6-7). So führten nach AERTS und BERENDSE (1988) anthropogene Stickstoffdepositionen in den Niederlanden zu einer Umwandlung von artenreichen Heideflächen in unterentwickeltes Grasland und Wald.

Vom Stickstoffeintrag stark betroffen sind auch Waldökosysteme, da sie durch den so genannten „Auskämmungseffekt“ besonders hohe Depositionsraten verzeichnen. Besonders Nadelwälder reichern Luftschadstoffe zuerst im Kronendach und anschließend im Boden an. Da Wälder nur einen geringen Stickstoffbedarf haben, kann überschüssiger Stickstoff zu einer direkten Gefährdung durch Destabilisierung und Versauerung des Ökosystems führen (vgl. BARUNKE, 2002, 6-7). So wurden in den Niederlanden durch anthropogenen Einfluss Stickstoffdepositionen von 40-90 N kg/ha gemessen, was zu einem massiven Anstieg der Stickstoffversorgung dieser Ökosysteme führt, da die natürliche Mineralisation in natürlichen Wäldern meist nur zwischen 10-60 N kg/ha liegt (vgl. SMITH et al., 1999, 187).

3.4.3. Atmosphäre und Klima

Lachgas (N_2O) zählt mit einem Anteil von ca. 5 % zu den klimarelevanten Gasen neben anderen wie CO_2 , Methan (CH_4) oder den fluorierten Kohlenwasserstoffen. Es verflüchtigt sich unter anderem bei der Ausbringung von mineralischen Düngern und Wirtschaftsdünger (vgl. BARUNKE, 2002, 8), ist aber hauptsächlich ein Produkt der Denitrifikation. Mit einer Lebensspanne von über 100 Jahren ist es 300-mal so effektiv wie CO_2 (vgl. MUNCH und VELTHOF, 2007, 334-335). Die bei der Denitrifikation entstehenden Mengen an Stickoxiden sind aber im Vergleich zu anderen Emissionsquellen in der Wirtschaft sehr gering und so ist in Österreich die Landwirtschaft für nur 8,8 % der gesamten Treibhausgasemissionen verantwortlich (vgl. UMWELTBUNDESAMT, 2010).

Neben Lachgasemissionen kommt es bei der Gewinnung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern auch zu Ammoniakemissionen und Geruchsbeeinträchtigungen. In etwa 40 Inhaltstoffe bewirken den unangenehmen Geruch, wobei es sich hauptsächlich um Fäulnis- und Gärungsprodukte wie Amine und organische Säuren handelt (vgl. SCHECHTNER, 1991, 28-30). Etwa 65 % bis zu 90 % der Ammoniakemissionen sind der Landwirtschaft zuzuordnen (vgl. ERISMAN et al., 2007, 143), wovon 70 % aus der Tierhaltung stammen (vgl. KTBL, 1999, 18). Von den Ammoniakemissionen entstehen rund 50 % bei der Ausbringung. Der Rest fällt bei der Lagerung von Wirtschaftdüngern im Stallbereich und beim Weidegang an (vgl. BARUNKE, 2002, 7).

3.5. Politikmaßnahmen

Die EU Nitratrichtlinie 91/676/EWG

Zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Ökosysteme der Gewässer wurde 1991 die EU Nitratrichtlinie 91/676/EWG verabschiedet. Darin verpflichteten sich die Mitgliedsstaaten zur Aufstellung und Umsetzung von Aktionsprogrammen zur Reduzierung von Stickstoffbelastungen in gefährdeten Gebieten. Ziel der Richtlinie ist „die durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen verursachte oder ausgelöste Gewässerverunreinigung zu verringern und weiterer Gewässerverunreinigung dieser Art vorzubeugen“ (EUROPÄISCHER RAT, 1991, 1-2). Dazu wurde der auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebrachte Stickstoff auf eine Höchstmenge von 170 N kg/ha beschränkt und gleichzeitig ein Höchstwert von 50 mg/l Nitrat für Grundwasser festgesetzt (vgl. EUROPÄISCHER RAT, 1991, 1-8).

4. Das Ökopunkte Programm

4.1. *Entstehung und Entwicklung des Ökopunkte Programms*

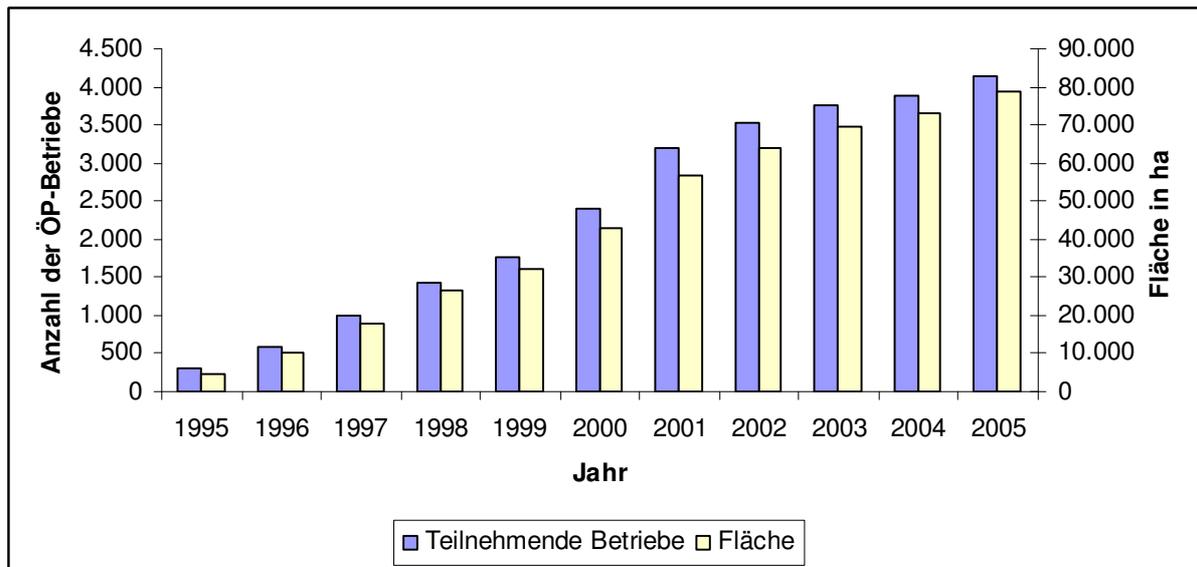
Anfang 1990 wurde erstmals seitens der NÖ Agrarbezirksbehörde ein Punkteschlüssel mit Plus- und Minuspunkten zur Bewertung der ökologischen Leistungen eines landwirtschaftlichen Betriebes unter Einbeziehung der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche des Betriebes entworfen. Bis dahin gab es in Niederösterreich für die Umweltleistungen in der Landwirtschaft lediglich einzelflächenbezogene Förderungen, aber keinen umfassenden Ansatz. In den Jahren 1991 und 1992 wurde dieser Punkteschlüssel in Versuchsbetrieben und mit Hilfe von Experten weiterentwickelt (vgl. NÖ AGRARBEZIRKSBEHÖRDE, 2004, 5-6).

Mit dem EU-Beitritt Österreichs 1995 wurde das ÖPP als Regionalprogramm für das Bundesland Niederösterreich in das ÖPUL übernommen. Dadurch kam es zu einigen Änderungen im Programm, da die Teilnahmebedingungen und der Punkteschlüssel an folgende EU Anforderungen angepasst wurden:

- Einstiegsschwellen: ein Mindestmaß an ökologischem Wirtschaften ist für ein Umweltprogramm, wie das ÖPP, erforderlich. Insbesondere gilt dies für die Düngeintensität;
- „Verschlechterungsverbot“: Die teilnehmenden Betriebe müssen ihren Punkteschnitt über die 5 Teilnahmejahre halten. Dieser Punkteschnitt darf jährlich nicht um mehr als 15 % im Vergleich zum ersten Verpflichtungsjahr unterschritten werden (vgl. BMLFUW, 2007, 65);
- Mindestbewirtschaftung im Ackerbau: Maximal 50 % der Flächen dürfen brachliegen;
- Mindestviehbestand: Grünlandbetriebe mit über 90 % Dauergrünland müssen einen Mindestviehbestand von 0,2 GVE/ha aufweisen;

In den folgenden Jahren kam es zu einer Schwerpunktbildung teilnehmender Betriebe im Waldviertel, im Voralpengebiet und vom Semmering/Schneeberggebiet zur Buckligen Welt, welche relativ extensiv bewirtschaftete Gebiete mit reich strukturierter Landschaft sind.

Gründe dafür waren einerseits, dass das ÖPUL für intensiv wirtschaftende Ackerbaubetriebe höhere Prämien und niedrigere Auflagen (vgl. N.N, 2008) als das ÖPP bot, und damit interessanter ist (vgl. NÖ AGRARBEZIRKSBEHÖRDE, 2004, 5-7). Andererseits sind Betriebe in den erwähnten Gebieten durch ihre reiche Ausstattung mit Landschaftselementen und der damit verbundenen höheren ÖP Anzahl sehr gut für die Teilnahme am ÖPP geeignet (vgl. N.N, 2008).



Quelle: Eigene Darstellung nach NÖ AGRARBEZIRKSBEHÖRDE (2005)

Abbildung 3: Anzahl der Ökopunkte Betriebe und Größe der Fläche in ha von 1995 - 2005

So stieg im Laufe der Zeit die Zahl der ÖP-Betriebe wie Abbildung 3 zeigt, von 315 im Jahr 1995 auf 4.133 im Jahr 2005. Gleichzeitig wuchs auch die Fläche und betrug im Jahr 2005 78.500 ha.

4.2. Ziele des Ökopunkte Programms

Das ÖPP fördert landwirtschaftliche Betriebe, die extensiv wirtschaften und besondere ökologische Leistungen erbringen. Die Ziele des ÖPP sind laut NÖ AGRARBEZIRKSBEHÖRDE (2004) folgende:

- Pflege und naturnahe Gestaltung der Kulturlandschaften und Verbesserung ihres Erholungswertes;

- Anerkennung und Entgeltung der vorhandenen ökologischen Leistung der LandwirtInnen für die Landschaft und Umwelt;
- Förderung jener landwirtschaftlicher Produktionsverfahren, welche Funktionen der Kulturlandschaft nachhaltig erhalten, die Bodenfunktionen langfristig sichern und das Grund- und Oberflächenwasser nicht belasten;
- Entlastung des Marktes durch extensive und ökologische Landwirtschaft;
- Sensibilisierung der LandwirtInnen, aber auch der Bevölkerung (als Nutzer der Kulturlandschaft und landwirtschaftlicher Produkte) für Umweltprobleme;
- Unterstützung der LandwirtInnen bei der Entwicklung und Realisierung von umweltgerechten Betriebswirtschaftsverfahren;
- Beitrag zur Sicherung angemessener Einkommen der landwirtschaftlichen Betriebe;

Diese Ziele lassen sich in folgende Hauptziele des ÖPP zusammenfassen: Einerseits die Förderung von extensiv wirtschaftenden landwirtschaftlichen Betrieben und andererseits die Offenhaltung und Bewahrung der Kulturlandschaft und insbesondere der Landschaftselemente (vgl. BMLFUW, 2007, 65).

4.3. Bewertung

Im ÖPP werden die auf jedem Schlag vom LandwirtIn gesetzten Produktionsmaßnahmen nach ökologischen Kriterien mit ÖP bewertet. Generell gilt, dass bei aus ökologischer Sicht sinnvollen Maßnahmen positive Punkte vergeben werden, während bei umweltschädigenden Maßnahmen negative Punkte vergeben werden (vgl. NÖ AGRARBEZIRKSBEHÖRDE, 2004, 8). Die ÖP Berechnung erfolgt je Schlag/Fläche und die Punkte je Betrieb werden durch Aufsummierung aller Schläge ermittelt (vgl. BMLFUW, 2007a, 61-64). Die Prämie pro ÖP beträgt bei Acker- und Grünflächen im ÖPUL 2007 10,70 € und bei Dauerkulturen (Wein, Obst etc.) 21,40 €. Um die ÖP Prämien tatsächlich zu bekommen, müssen einige Mindestanforderungen im Rahmen dieser Maßnahme beachtet werden. So beträgt die Mindestökopunkteanzahl durchschnittlich 13 pro Hektar und Jahr und darf nicht unterschritten werden. Auch dürfen durchschnittlich pro Hektar in Summe keine negativen ÖP für den Förderungsparameter Düngungsintensität vergeben werden und der Durchschnitt

der Summe der ÖP je Hektar darf jährlich nicht um mehr als 15 % im Vergleich zum ersten Verpflichtungsjahr unterschritten werden. Außerdem muss die Anzahl der Landschaftselemente jährlich angegeben werden (vgl. BMLFUW, 2007, 65). Tabelle 1 gibt einen Überblick zur Bewertung der ÖP Maßnahmen.

Tabelle 1: Ökopunkte Bewertungsschlüssel und 0-Punktlinie

Parameter inkl. Punkterahmen	Baseline / 0-Punktlinie	Kriterien für die Kalkulation
Fruchtfolge Acker: 0 bis 8 Punkte plus SLK (4/6/8 Punkte)	Standardfruchtfolge mit den zwei Fruchtfolgetypen Getreide und Hackfrucht innerhalb einer fünfjährigen Fruchtfolge	Deckungsbeitragsverluste durch die Umstellung der Fruchtfolge (Feldfutter ersetzt Hackfrucht in der Fruchtfolge)
Bodenbedeckung Acker: 0 bis 12 Punkte (plus 3,6)* Wein/Spezialkulturen: 0 bis 9 Punkte (plus 3,9)* * Zuschlag im Trocken gebiet	Keine Zwischenbegrünung im Herbst und Winter, keine Untersaaten, keine Direkt- oder Mulchsaat	Höhere Kosten durch den Zwischenfruchtanbau Im Trockengebiet noch etwas höhere Kosten und zusätzlich Berücksichtigung von Ertragsverlusten durch Zwischenfruchtanbau Im Weinbau werden die Kosten der Anlage eines Strohmulches kalkuliert
Düngeintensität Acker, Wein/Spezialk.: -2 bis +5 Punkte Grünland: -2 bis +7 Punkte	Ausgangspunkt ist ein Düngungs niveau gemäß den Werten in Anhang A oder im Ökopunktebewertungsschlüssel, wobei sich diese Werte in etwa beim N-Bedarf der Kulturen (SGD) orientiert	Ertragsverluste durch Reduktion des N-Einsatzes (je stärker die Reduktion, umso höher die Ertragsverluste)

Düngerart und Ausbringung Acker, Grünland: 0 bis 9 Punkte Wein/Spezialkulturen: 0 bis 6 Punkte	Baseline betreffend Düngerart: Einsatz nur von leicht löslichen Mineraldüngern (oder auch keine Düngung) Baseline betreffend Ausbringung: eine Düngergabe und somit keine Portionierung, keine Stroh- und Ernterückstandseinarbeitung	Höhere Ausbringungskosten durch Portionierung (mehrere Gaben) Höhere Kosten durch Stroeinarbeitung
Schlaggröße Acker, Wein/Spezialkulturen: 0 bis 8,6 Punkte	Schläge mit einer Größe von über 1,5 ha als durchschnittliche Basis der Betriebe	Je kleinteiliger die Nutzung, umso geringere Erträge durch längere Grenzfurchen; umso höherer Arbeitszeitbedarf und höhere Mechanisierungskosten
Nutzungsintensität Grünland: 0 bis 18 Punkte	Basis ist eine intensive Grünlandnutzung unter Berücksichtigung der Bonitäten: 4 Nutzungen oder 5 Nutzungen. Keine Nutzung bedeutet ebenfalls 0 Punkte	Ertrags- und damit verbundene Erlösrückgänge durch geringere Nutzungsintensitäten (unter Berücksichtigung geringerer Mechanisierungskosten bei geringeren Intensitäten)
Grünlandalter Grünland: 0 oder 3,5 Punkte	Zur Erhaltung und Verbesserung des Ertragsniveaus können Grünlandflächen periodisch (alle 5 Jahre) erneuert werden	Geringere Erträge bei Verzicht auf periodische Erneuerung von Grünlandbeständen (unter Berücksichtigung der Kosten für die periodische Erneuerung)
Biozideinsatz Acker, Wein/Spezialkulturen: -7 bis +2 Punkte Grünland: -7 bis 0 Punkte	Verzicht auf die Anwendung von Bioziden	Ertrags- und damit verbundene Erlösrückgänge durch den Verzicht auf Biozideinsatz
Landschaftselemente (LE) LE1 (Feucht- und Magerwiesen): 0 bis 12,5 Punkte LE2 (alle anderen LE): 0 bis 17 Punkte LE1 + LE2: maximal 17 Punkte	Keine Ausstattung mit Landschaftselementen (< 0,5 %) pro Feldstück	Mehraufwände bei der Bewirtschaftung (gilt für LE1 und LE2) Negative Randeinflüsse auf die angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen und Aufwand für die Pflege und Instandhaltung der Landschaftselemente (gilt für LE2)

Quelle: BMLFUW, 2007a, 61-62

In Tabelle 1 spiegeln sich deutlich die beiden Hauptziele des ÖPP, nämlich die Förderung von extensiv wirtschaftenden Betrieben sowie die Konservierung der Kulturlandschaft, wider. Auffallend bei der Vergabe der ÖP ist, dass nur bei den Parametern Düngeintensität (-2) und Biozideinsatz (-7) negative ÖP vergeben werden, während im alten ÖPP auch bei der Düngerart und Art der Ausbringung (-6) negative ÖP vergeben wurden. Im Weiteren wird die Schlaggröße verhältnismäßig gut gefördert (bis zu 8,6 ÖP), obwohl die Schlaggröße vom Landwirt zumindest kurzfristig wenig beeinflusst werden kann. Konservierung ist ein wichtiges Ziel des Programms und so macht die Vergabe von ÖP für Landschaftselemente (17), Grünlandalter (3,5) und die Schlaggröße (8,6) einen beträchtlichen Teil der möglichen

ÖP aus. Neuetablierungen von Landschaftselementen hingegen finden im Rahmen des ÖPP erfahrungsgemäß eher selten statt (vgl. N.N., 2008).

4.4. Änderungen im ÖPP 2007 und ÖPUL 2007 und Unterschiede zwischen den Programmen

Im Laufe der Jahre kam es zu einigen großen Veränderungen in beiden Programmen, welche sich auf die Attraktivität dieser bei den LandwirtInnen auswirkten. Eine Neuerung im ÖPP 2007 ist der Verzicht auf schlagbezogene Aufzeichnungen bei der Düngemenge, welcher ein wichtiger, zugleich aber auch für die LandwirtInnen mit viel Aufwand verbundener Bestandteil des alten Programms war (vgl. N.N., 2008). Eine weitere Änderung war die Integration der Antragstellung des ÖPP in den Mehrfachantrag des ÖPUL (vgl. BMLFUW, 2007, 65).

Im Weiteren kam es zu Änderungen in der Ökopunktevergabe bei einzelnen Parametern, einerseits einer Reduktion der ÖP beim Parameter Landschaftselemente (von 25 auf 17 ÖP), andererseits einer Erhöhung der ÖP beim Parameter Düngerart und Art der Ausbringung, wodurch keine negativen ÖP mehr bei diesem Parameter vergeben werden. Außerdem wurden die möglichen negativen ÖP beim Parameter Düngintensität deutlich reduziert und sowohl die mindest als auch die maximal mögliche Gesamtanzahl von ÖP im Grünland, Ackerland und in den Dauerkulturen deutlich erhöht.

Auch im ÖPUL 2007 kam es zu grundlegenden Veränderungen. So wurden eine Reihe von Maßnahmen aus dem ÖPUL 2000, wie die Grundförderung, nicht mehr fortgeführt (vgl. BMLFUW, 2007a, 6) und andere Maßnahmen zum Teil deutlich verschärft. Eine wichtige Änderung betrifft die umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen (UBAG), welche eine wichtige Maßnahme des ÖPUL darstellt. Im aktuellen ÖPUL 2007 ist darin die Anlage von Blühstreifen auf Ackerflächen, sowie die Führung von schlagbezogenen Aufzeichnungen, vorgesehen. Im Weiteren werden bei der Maßnahme Mahd von Steilflächen im ÖPUL 2007 Mähtermine, abhängig von der Hangneigungsstufe vorgegeben (vgl. BMLFUW, 2007, 36-61). Durch diese Änderungen und Verschärfungen verlor das ÖPUL 2007 für die LandwirtInnen an Attraktivität, während gleichzeitig das ÖPP noch attraktiver wurde (N.N., 2008).

Abschließend soll auf die wichtigsten Unterschiede der beiden Programme eingegangen werden. Wie zuvor erwähnt, ist die Führung von schlagbezogenen Aufzeichnungen für die Düngemenge beim ÖPP nicht mehr erforderlich, während sie im ÖPUL 2007 eingeführt wurde. Eine weitere Besonderheit des ÖPP ist außerdem, dass sich der Betrieb nicht wie im ÖPUL im Vorhinein auf eine bestimmte Art der Bewirtschaftung für die nächsten fünf Jahre festlegen muss, sondern die gesetzten Maßnahmen jährlich bewertet werden und somit die tatsächliche Bewirtschaftungsart von Jahr zu Jahr erneut festgestellt und gefördert wird (vgl. NÖ AGRARBEZIRKSBEHÖRDE, 2004, 4-5). Dennoch gibt es Gemeinsamkeiten wie die Düngemenge- und GVE Begrenzung von maximal 150 N kg/ha und maximal 2 GVE/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (vgl. BMLFUW, 2007, 31ff).

4.5. Stickstoffrelevante Maßnahmen

In diesem Kapitel sollen die verschiedenen ÖP auf ihre Relevanz hinsichtlich des Stickstoffeintrages überprüft werden. ÖP, welche einen bedeutenden Einfluss auf diesen haben, sollen dabei identifiziert werden (vgl. Tabelle 2), damit sie bei der anschließenden Modellierung entsprechend berücksichtigt werden können. Die Überprüfung der ÖP hinsichtlich der Relevanz erfolgt mittels eigener Einschätzung anhand der im Kapitel 3.1 enthaltenen Informationen.

Tabelle 2: Stickstoffrelevanz der einzelnen Ökopunkte

Ökopunkte	geringe/vernachlässigbare Relevanz	mittlere Relevanz	hohe Relevanz
Fruchtfolge		x	
Bodenbedeckung			x
Schlaggröße	x		
Düngeintensität			x
Düngerart/Art der Ausbringung			x
Biozideinsatz	x		
Nutzungsintensität		x	
Grünlandalter		x	
Landschaftselemente	x		

Quelle: Eigene Darstellung

Wie bereits in Kapitel 3.1 erwähnt, kommt es vor allem auf offenen Ackerflächen zu Stickstoffverlusten aber auch bei der Wirtschaftsdüngerausbringung (hohe Relevanz der Bodenbedeckung). Stickstoffauswaschungen ins Grundwasser sind außerdem meist in intensiv bewirtschafteten Ackerbaugebieten ein Problem, weshalb den ÖP für Düngeintensität ebenfalls eine hohe Relevanz beigemessen wird. Da es im Grünland zu geringeren Stickstoffverlusten kommt, wird der Nutzungsintensität sowie dem Grünlandalter eine mittlere Stickstoffrelevanz zugeordnet; ebenso der Fruchtfolgegestaltung. Keine oder geringe Bedeutung hinsichtlich der Stickstoffproblematik der Landwirtschaft haben ÖP für Schlaggröße, Biozideinsatz und Landschaftselemente.

5. Methoden und Daten

In diesem Kapitel werden die Daten und Methoden zur Entwicklung des Betriebsmodells vorgestellt. Dabei wird zuerst ein Überblick über die lineare Programmierung und die Kosteneffektivitätsanalyse gegeben. Im Anschluss erfolgt die konkrete Beschreibung des Betriebsmodells.

5.1. Lineare Programmierung

Die lineare Programmierung ist ein mathematisches Verfahren zur optimalen Zuordnung von beschränkten Faktoren auf verschiedene Aktivitäten. Dabei beruht sie auf folgenden Annahmen nach HAZELL et al. (1986):

- Teilbarkeit: Die Aktivitäten sind beliebig teilbar und können jeden positiven Wert (Bedingung der Nicht-Negativität) annehmen;
- Proportionalität: Die Auswirkung einer einzelnen Aktivität auf die Zielfunktion und die Restriktionen ist proportional zu ihrer Höhe;
- Additivität: Die Aktivitäten beeinflussen sich nicht gegenseitig in ihren Ausprägungen und werden daher additiv behandelt;
- Datensicherheit: Die lineare Programmierung bildet eine Entscheidungssituation unter perfekter Verfügbarkeit von Information ab, d. h. es werden üblicherweise keine Streuungen berücksichtigt;

Ein lineares Programmierungsmodell beinhaltet eine Zielfunktion, welche unter Berücksichtigung der Restriktionen maximiert oder minimiert wird. Dabei müssen die zugrunde liegenden Annahmen (z. B. Nicht-Negativität) eingehalten werden. (vgl. STEINHAUSER et al., 1992, 215). Als Ergebnis des Primalproblems erhält man die Einsatzniveaus der Aktivitäten und die nicht beanspruchte Menge der fix gegebenen Faktoren (vgl. BRANDES et al., 1997, 68). Sie zeigt den optimalen Produktionsplan (optimale Produktmengen und optimale Allokation der fixen Faktoren) an (vgl. ZGRAGGEN, 2005, 86). Die Lösung des primalen Problems wird deshalb auch als „Mengenlösung“ bezeichnet (vgl. FLURY, 2002, 76).

Im Gegensatz zum primalen Problem, wo die Zielfunktion maximiert wird, wird diese beim dualen Problem minimiert. Als Lösung bekommt man hier die Schattenpreise der bindenden Restriktionen des Primalproblems und die Grenzverluste (reduzierte Kosten) der nicht in der Primallösung erscheinenden Aktivitäten (vgl. FLURY, 2002, 77-78). Schattenpreise zeigen an, um wie viel sich das Betriebsergebnis verändert, wenn eine Einheit eines knappen Faktors hinzugefügt wird. Grenzverluste (reduzierte Kosten) zeigen an, um wie viel sich das Betriebsergebnis vermindert, wenn eine Einheit einer nicht in Lösung gegangenen Aktivität dennoch realisiert wird (vgl. BRANDES et al., 1997, 68). Aus produktionstheoretischer Sicht werden hier die Produktionsfaktoren und Aktivitäten bewertet (die optimalen Faktor- und Produktpreise berechnet), weshalb man die Lösung des dualen Problems auch als „Wertlösung“ bezeichnet (vgl. FLURY, 2002, 77-78).

Beide Probleme stehen außerdem in unmittelbarer Beziehung zueinander. Besitzt das Primalproblem eine optimale Lösung, so kann das duale Problem gelöst werden und beide Zielfunktionen besitzen den gleichen Wert (Dualitätstheorem der linearen Programmierung) (vgl. FLURY, 2002, 78).

5.2. Kosteneffektivitätsanalyse

Nachdem mögliche Indikatoren aufgezählt und auch verschiedene Methoden zur Bestimmung von Kosten aufgezeigt wurden, wird hier auf die Kosteneffektivitätsanalyse eingegangen, um Agrarumweltmaßnahmen hinsichtlich ihrer Kosteneffektivität zu bewerten. Eine Kosteneffektivitätsanalyse vergleicht im einfachsten Fall einen einzelnen Effektivitätsindikator E mit den Kosten K einer Agrarumweltmaßnahme. Dazu wird ein Kosten-Effektivitätsverhältnis (KER) erstellt:

$$\text{KER} = E/K$$

Zu beachten ist dabei, dass E eine nicht monetäre Einheit wie z. B. Reduktion von Düngemitteln oder Treibhausgasemissionen und K eine monetäre Einheit ist. Das KER wäre dann z. B. folgendermaßen zu lesen: reduzierte Tonne Treibhausgas pro €. Da im Gegensatz zur Kosten-Nutzen-Analyse nur die Kosten, aber nicht die Nutzen monetär bewertet werden, kann man keine Aussage über die Effizienz machen (vgl. PEARCE, 2005, 83-85). Eine Stärke der Kosteneffektivitätsanalyse ist es jedoch, mittels Ranking unterschiedlicher Maßnahmen Alternativen aufzuzeigen. Diese Analyse ist deshalb in Situationen hilfreich, wo eine

Maßnahme umgesetzt werden muss und zwischen mehreren Alternativen gewählt werden kann. Eine Schwäche der Kosteneffektivitätsanalyse bleibt aber nach wie vor, dass keine Aussagen über den Nutzen der Maßnahme getroffen werden können.

5.3. Das Betriebsmodell

5.3.1. Auswahl und Definition eines Modellbetriebes

Für die Auswahl und Definition des Modellbetriebes wurde zuerst eine Untersuchungsregion ausgewählt, in welcher sich der fiktive Betrieb befinden soll. Im zweiten Schritt wurde dann ein möglichst typischer Betrieb dieser Region modelliert. Da das ÖPP darauf abzielt extensiv wirtschaftende Betriebe und die Kulturlandschaft mit ihren Landschaftselemente zu erhalten, befinden sich ein Großteil der teilnehmenden Betriebe in strukturreichen und bereits extensiv bewirtschafteten Gebieten des Wald- und Mostviertels (N.N., 2008). Aufgrund der großen Vielfalt an Kulturlandschaften und der hohen Zahl an teilnehmenden Betrieben, fiel die Wahl der Region auf das Mostviertel.

Es wurde ein typischer Modellbetrieb in dieser Region modelliert. Betriebs- und Felddaten der Region, aber auch betriebsspezifische Daten wurden von KRATOCHVIL (2003) herangezogen. In dieser Arbeit, welche zum Ziel hatte mögliche betriebs- und regionalwirtschaftliche Effekte einer großflächigen Bewirtschaftung nach den Prinzipien des Ökologischen Landbaus abzuschätzen, wurden typische biologische und konventionelle Betriebe der Region Mostviertel-Eisenwurzen anhand einer Clusteranalyse auf Basis von Mehrfachantragsdaten erstellt. Die durchschnittliche Betriebsgröße und Ressourcenausstattung wurde aus KRATOCHVIL (2003) übernommen, während die durchschnittliche Feldgröße aus BMLFUW (2009) und die durchschnittliche Distanz der Felder zur Hofstelle aus SCHAUPPENLEHNER (2009) entnommen wurden. Mit Hilfe dieser Daten wurde ein fiktiver Betrieb, welcher einen typischen viehhaltenden Betrieb der Region spiegelt, modelliert.

Der fiktive Betrieb hat eine Flächenausstattung von 21,5 ha, die sich aus 4,6 ha Ackerland, bestehend aus 3 Feldern und 16,9 ha Grünland, bestehend aus 10 Feldern, zusammensetzt. Die durchschnittliche Feldstückgröße des Ackerlandes beträgt 1,5 ha und die durchschnittliche Entfernung vom Hof 1 km. Im Grünland beträgt die Schlaggröße im Durchschnitt 1,7 ha und die Entfernung 1,3 km. Der Betrieb hat außerdem Stallplätze für 14 Milchkühe.

5.3.2. Untersuchte Szenarien

Um die Agrarumweltprogramme hinsichtlich ihrer Kosteneffektivität zu bewerten, werden verschiedene Szenarien definiert, mit deren Hilfe die Auswirkungen der beiden Förderprogramme (ÖPUL und ÖPP) auf betriebsbezogene Stickstoffbilanzen und den Stickstoffeinsatz aber auch auf den Gesamtbetriebsdeckungsbeitrag (GDB) analysiert werden. Grundsätzlich wird in den Szenarien zwischen einem konventionell und biologisch wirtschaftenden Betrieb unterschieden. So wird für jeden Betriebstyp der GDB unter dem jeweiligen Szenario maximiert. Anhand dieser Szenarien werden Auswirkungen auf die Stickstoffbilanzen, den Stickstoffeinsatz, die Kosteneffektivität sowie den GDB untersucht und bewertet.

Im ersten Szenario „business as usual“ (BAU) wird eine derzeitige Situation des fiktiven Betriebes in Bezug auf die Teilnahme an Agrarumweltprogrammen dargestellt. Dabei kann der Betrieb zwischen einer Teilnahme am ÖPP, ÖPUL sowie keiner Teilnahme wählen. Im Szenario „Umweltverträglichkeit“ werden die ÖP für die Fruchtfolge und die Bewirtschaftungsintensität so verändert, dass sich der Betrieb für ein möglichst umweltfreundliches Produktionssystem entscheidet. Dabei werden die ÖP für die Fruchtfolgen mit einem Faktor multipliziert, damit der Betrieb auf eine umweltfreundlichere Fruchtfolge umsteigen kann. Des Weiteren werden die ÖP für die Bewirtschaftungsintensität im Ackerland erhöht, sodass sich der Betrieb für eine extensivere Bewirtschaftungsintensität entscheidet. In einem dritten Teilszenario werden dann sowohl die ÖP für die Fruchtfolge als auch die ÖP für die Düngeintensität erhöht. Im Szenario „Kostenreduktion“ werden die Fördermittel des ÖPP solange reduziert, bis der Betrieb aus dem ÖPP aussteigt und im letzten Szenario „Heupreisänderung“ wird der Heupreis angehoben, sodass der ÖP-Betrieb die Intensität im Grünland erhöht bzw. in der Folge aus dem ÖPP aussteigt.

5.3.3. Das Betriebsmodell im Überblick

Das zur Kosteneffektivitätsanalyse von ÖPUL und ÖP Maßnahmen verwendete Betriebsmodell wurde aus einem Standardbetriebsmodell für viehhaltende Betriebe in Anlehnung an FAMOS mittels der Software GAMS (General Algebraic Modeling System) entwickelt (vgl. SCHMID, 2004) und um Variablen und Restriktionen erweitert, welche für die

Durchführung der Kosteneffektivitätsanalyse hinsichtlich der Stickstoffbilanzierung auf Betriebsebene von Bedeutung sind.

Datenmanagement

Die Produktion, Technologie und Kosten aller betrieblichen Aktivitäten werden in Form von Deckungsbeitragsrechnungen abgebildet. Die Daten werden modellexogen in einem Tabellenkalkulationsprogramm (Microsoft (MS) EXCEL) aufbereitet und im Anschluss daran direkt von GAMS eingelesen. Ein Großteil der Daten stammt aus Standarddeckungsbeitragskatalogen bzw. anderen wissenschaftlichen Arbeiten, jedoch mussten besonders Stickstoff- und Wirtschaftsdünger bezogene Daten anhand Literatursuche und Expertengesprächen recherchiert werden.

Da mit dem Betriebsmodell eine Kosteneffektivitätsanalyse hinsichtlich der Stickstoffbilanzierung durchzuführen ist, liegt der Schwerpunkt der Modellierung und somit im Datenpool auf stickstoffbezogenen Daten sowie Daten der verschiedenen Produktionsverfahren. Die verschiedenen Produktionsverfahren unterscheiden sich durch Kulturpflanzenart, Landtyp (Ackerland, Grünland), Bewirtschaftungssystem (konventionell, biologisch), Bewirtschaftungsintensität (extensiv bis intensiv), Zwischenfruchtanbau (keine, kurze, lange Winterbegrünung) und Einarbeitung von Ernterückständen (Einarbeitung oder Abfuhr vom Feld). So kann die Produktion von z. B. Hafer konventionell oder biologisch, mit oder ohne Winterbegrünung usw. erfolgen. Dies wiederum hat Einfluss auf die variablen Kosten und den Nährstoff- und Arbeitszeitbedarf des Produktionsverfahrens. In der landwirtschaftlichen Praxis nicht gängige z. B. Zwischenfruchtanbau vor Winterraps bzw. irrationale Praktiken z. B. übertrieben hohe Stickstoffdüngung wurden dabei im Voraus vom Datenpool ausgeschlossen. Die meisten Deckungsbeitragskomponenten (variable Kosten) aber auch der Nährstoffbedarf werden modellexogen berechnet; die endgültige Deckungsbeitragsrechnung erfolgt jedoch im Betriebsmodell indem die Erlöse, Förderungen und Kosten ermittelt und den einzelnen betrieblichen Aktivitäten zugeordnet werden.

Ein weiterer Schwerpunkt des Betriebsmodells liegt in der Modellierung des ÖPP. Dazu wurden die einzelnen Produktionsverfahren entweder modellexogen in MS EXCEL mit ÖP bewertet (Begrünung, Düngungsintensität, Fruchtfolge) oder die Bewertung wurde

modellendogen in GAMS durchgeführt (Düngerart und Art der Ausbringung). Generell ist ein Großteil der Daten in der Arbeit bzw. im Anhang zu finden.

Modellstruktur

Die Hauptziele des Betriebsmodells sind einerseits alle stickstoffrelevanten Aktivitäten der Umwelt als auch der Produktionsverfahren in das Modell einzubinden und andererseits die betrieblichen Produktions- und Einkommensmöglichkeiten eines typischen viehhaltenden Betriebes abzubilden. Die Wahl der verschiedenen Produktionsverfahren und Einkommensmöglichkeiten wird dabei von den vorhandenen Ressourcen (Arbeitskräfte, Land) bestimmt. Im Modell abgebildete betriebliche Entscheidungen betreffen die Wahl von Kulturpflanzenarten und Tieranzahl, Wahl des Bewirtschaftungssystems sowie die Teilnahme an Agrarumweltprogrammen und die Inanspruchnahme von Förderungen.

Es ist ein lineares mixed-integer Betriebsmodell erstellt worden, welches die Zielfunktion unter Berücksichtigung diverser Restriktionen maximiert.

Zielfunktion $Z = cx$

Beschränkungen $Ax \leq b$

und $x \geq 0$

Der GDB des Betriebes Z wird mittels Wahl der endogenen Entscheidungsvariablen x (Produktionssysteme, Managementsysteme usw.) unter Berücksichtigung der Zielfunktionskoeffizienten c (Produktpreise, Produktionskosten, Förderungen usw.) maximiert. Die Entscheidungsvariablen werden dabei durch die Ressourcenausstattung b am Betrieb und unter Berücksichtigung der Koeffizientenmatrix A (technische Koeffizienten wie z. B. Ertrags-, Düngernährstoffs- oder Futterbedarfskoeffizienten) beschränkt.

Entscheidungsvariablen

Entscheidungsvariablen stellen die modellendogenen Optionen dar, anhand derer das Modell den GDB maximiert. Sie können aus mehreren Dimensionen bestehen, welche bestimmte Aktivitäten am Betrieb (z. B. Produktionsverfahren, Produktverkauf etc.) genau definieren. Das Betriebsmodell besteht dabei aus einer Vielzahl von Entscheidungsvariablen, welchen ein optimaler Wert durch das Modell zugewiesen wird.

Die Entscheidungsvariable für die pflanzliche Produktion besteht aus neun Dimensionen, welche das Produktionsverfahren konkret definieren. So kann der Betrieb unter anderem zwischen verschiedenen Agrarumweltprogrammen (ÖPUL und ÖPP), Bewirtschaftungssystemen (biologisch und konventionell), Bewirtschaftungsintensitäten (extensiv bis intensiv), Landtypen, Fruchtfolgen, Kulturpflanzenarten, Zwischenfruchtanbau, Einarbeitung von Ernterückständen und den Feldern (von unterschiedliche Größe und Entfernung vom Hof) wählen.

Eine weitere wichtige Variable ist die Entscheidungsvariable, welche den Wirtschaftsdüngertransfer auf die Schläge ermöglicht. Der Modellbetrieb kann auch hier mehrere Entscheidungen treffen. Unter anderem werden das Düngerausbringungsverfahren (Schleppschlauch, Güllefass oder Festmiststreuer), das Feld und die Kulturpflanzenart für den auszubringenden Wirtschaftsdünger gewählt. Neben diesen beiden Variablen gibt es außerdem eine Reihe von Entscheidungsvariablen für den Verkauf von pflanzlichen und tierischen Produkten, die Tierproduktion, den Zukauf von Wirtschafts- und Mineraldünger sowie diverse Variablen für die Berechnung von ÖP und ÖPUL Förderungen.

Binäre Variablen

Mit Hilfe von binären Variablen, welche den Wert 0 oder 1 annehmen können, kann die Wahl mehrerer Dimensionen auf nur eine einzige beschränkt werden. Dies ist immer dann notwendig, wenn die Wahl einer Dimension eine andere ausschließt. So darf ein biologisch wirtschaftender Betrieb z. B. nicht konventionelle Kulturpflanzen anbauen und vice versa. Im Weiteren schließt die Teilnahme am ÖPP eine Teilnahme an anderen ÖPUL Maßnahmen aus. Im Modell wird deshalb die Wahl des Agrarumweltprogramms (ÖPUL, ÖPP oder keine Teilnahme) und Bewirtschaftungssystems (biologisch oder konventionell), der Fruchtfolge und der Bewirtschaftungsintensität (extensiv bis intensiv) binär beschränkt, welche am gesamten Betrieb eingehalten werden muss.

Hinsichtlich der Bewirtschaftungsintensität wird angenommen, dass sich der/die LandwirtIn in der Regel für jeweils eine Bewirtschaftungsintensität auf Ackerland und Grünland entscheidet und diese konsequent bei allen Kulturpflanzen einhält.

Zielfunktion

In der Zielfunktion wird der jährliche GDB, welcher sich aus dem Verkauf pflanzlicher und tierischer Produkte und Förderungen abzüglich der variablen Kosten der Betriebsmittel zusammensetzt, maximiert. Preise und Prämien sind exogen gegeben. Die im Modell berücksichtigten Förderungen sind die einheitliche Betriebsprämie sowie ÖP und ÖPUL Förderungen. Die variablen Kosten der Betriebsmittel setzen sich aus den variablen Kosten der Pflanzen- und Tierproduktion, des Futter- und Düngemittelzukaufs sowie den Kosten der Wirtschaftsdünger- und Mineraldüngerbringung zusammen.

Ressourcenausstattung

Die Ressourcenausstattung des Betriebes besteht aus dem in Landkategorien (Ackerland und Grünland) eingeteilten verfügbaren Land, der Anzahl der Stallplätze (Milchkühe) und den verfügbaren Arbeitskraftstunden der Familienmitglieder. Neben der Einteilung in Landkategorien ist das verfügbare Land auch in Felder von unterschiedlicher Größe und Entfernung vom Betrieb unterteilt.

Pflanzenartenzusammensetzung

Um eine Bewertung der gewählten Fruchtfolge des Betriebes mit ÖP zu ermöglichen, werden im Betriebsmodell eine Reihe von „Cropmixes“ (Fruchtfolgen) vorgegeben, welche sich hinsichtlich der Intensität (extensive Fruchtfolgen mit hohem Leguminosenanteil bis hin zu intensiven Fruchtfolgen mit hohem Hackfruchtanteil) und der Anzahl an vergebenen ÖP für die Fruchtfolge unterscheiden. Jeder „Cropmix“ beinhaltet verschiedene Kulturpflanzenarten und stellt eine 5-jährige Fruchtfolge dar. Der Anteil jeder in der Fruchtfolge vorkommenden Kulturpflanzenart ist gleichzeitig auch der relative Anteil an der gesamten Ackerfläche des Betriebes. So ist der relative Anteil von Weizen 20%, wenn dieser nur einmal in einer 5-jährigen Fruchtfolge angebaut wird. Dies bedeutet, dass bei Wahl dieser Fruchtfolge auf 20% der Ackerfläche Weizen produziert wird. Die Anteile innerhalb der einzelnen „Cropmixes“ und die verwendeten Kulturpflanzenarten orientieren sich dabei an den in der Praxis gängigen Fruchtfolgen, welche außerdem ein möglichst breites Spektrum bezüglich der Vergabe von ÖP für die Fruchtfolge abbilden sollen.

Nährstoffbilanz

Jede Kulturpflanzenart hat abhängig von der Bewirtschaftungsintensität (extensiv - mittel - intensiv, welche über das Ertragsniveau definiert wird), vom Anbau einer Leguminosenwinterbegrünung (winterharte Begrünung) und der Einarbeitung von Ernterückständen einen unterschiedlichen Nährstoffbedarf. Im Modell werden die drei Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium berücksichtigt.

Der Nährstoffbedarf der Pflanze wird dabei wie folgt berechnet (vgl. Kapitel 9):

$$\begin{aligned} & (\text{Nettoertrag des Hauptproduktes} * \text{Nährstoffgehalt}) \\ & + (\text{Nettoertrag der Nebenprodukt} * \text{Nährstoffgehalt (bei Abfuhr vom Feld)}) \\ & - \text{Stickstofffixierung der Leguminosenwinterbegrünung} \end{aligned}$$

Für das Nebenprodukt wird, sofern es am Feld belassen wird, kein Nährstoffbedarf berechnet, da langfristig die entzogenen Nährstoffe dem Boden durch die Mineralisation wieder zugeführt werden. Ebenso wird der Nährstoffentzug von Druschverlusten des Hauptproduktes nicht berücksichtigt. Somit erhält man den Nährstoffentzug jeder Kulturpflanzenart pro Tonne Nettoertrag. Der Nährstoffbedarf jeder Kulturpflanzenart muss entweder durch den Zukauf von mineralischem Dünger oder durch Ausbringung von Wirtschaftsdünger (Gülle, Jauche oder Festmist), welcher bei der tierischen Produktion anfällt oder zugekauft wird, gedeckt werden. Tabelle 3 zeigt den Stickstoffbedarf jeder Kulturpflanzenart ohne Zwischenfruchtanbau jedoch mit Einarbeitung der Ernterückstände, welcher nach obiger Formel berechnet wurde.

Tabelle 3: Stickstoffbedarf der Kulturpflanzenarten nach Bewirtschaftungsintensität ohne Zwischenfruchtanbau und Einarbeitung der Ernterückstände in kg/ha

Kulturpflanzenart	Biologisch	Konventionell		
	<i>extensiv</i>	<i>extensiv</i>	<i>mittel</i>	<i>intensiv</i>
Winterweizen	68,4	77,0	102,6	119,7
Winterroggen	57,0	57,0	71,3	85,5
Wintergerste	57,0	64,1	85,5	99,8
Hafer	68,4	59,9	77,0	94,1
Triticale	62,7	62,7	78,4	98,0
Körnermais	99,8	99,8	121,1	135,4
Körnererbse	0,0	0,0	0,0	0,0
Sojabohne	0,0	0,0	0,0	0,0
Sonnenblume	74,8	58,2	83,1	116,4
Zuckerrübe	nicht produzierbar	65,0	76,5	91,8
Winterraps	nicht produzierbar	64,6	96,9	129,2

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von BMLFUW (2008)

Bei Stickstoff werden die Denitrifikation und Eintrag durch die Atmosphäre als Konstante angenommen, welche sich gegenseitig aufheben. Stickstoffverluste durch Auswaschung ins Grundwasser werden hingegen dem Nährstoffbedarf der Pflanze hinzugefügt. Tabelle 4 zeigt die unterschiedlichen Auswaschungsverluste in Abhängigkeit vom Zwischenfruchtanbau,

welche aus DJURHUUS und MØLLER HANSEN (1997) entnommen und im Zuge eines Expertengesprächs (KAUL, 2009) adaptiert wurden.

Tabelle 4: Auswaschungsverluste der Kulturpflanzenarten in Abhängigkeit vom Zwischenfruchtanbau in N kg/ha

Kulturpflanzenart	keine Begrünung	kurze Begrünung	winterharte Begrünung
Winterweizen	43,5	16	nicht möglich
Winterroggen	43,5	16	nicht möglich
Wintergerste	28,5	1	nicht möglich
Hafer	58,5	31	21
Triticale	43,5	16	nicht möglich
Körnermais	58,5	31	21
Sonnenblume	58,5	31	21
Zuckerrübe	58,5	31	21
Winterraps	18,5	nicht möglich	nicht möglich

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von DJURHUUS und MØLLER HANSEN (1997) und KAUL (2009)

Des Weiteren kommt es bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger zu Stickstoffverlusten, welche ebenfalls berücksichtigt werden. Beim Anbau von Leguminosen (Erbse, Sojabohne) wird der fixierte Stickstoff innerhalb der Fruchtfolge gleichmäßig auf alle anderen Kulturpflanzenarten verteilt. Aus den oben genannten Faktoren ergibt sich im Modell folgende Restriktion für die Stickstoffbilanz einer Kulturpflanzenart:

+ Wirtschaftsdünger (abzüglich der Ausbringungsverluste)

+ Mineraldünger

+ Leguminosenfixierung

+ N-Eintrag durch Atmosphäre

– Denitrifikation

– Auswaschung

=

Pflanzenbedarf

Futterbilanz

Der Futterbedarf der Tierproduktion (Milchkühe) ist unterteilt in Bedarf an Kraft- und Grundfutter, welcher entweder durch die eigene pflanzliche Produktion oder durch Futterzukauf gedeckt werden muss. Als Kraftfutter werden dabei Hackfrüchte und Getreide verwendet, welche am Ackerland in den verschiedenen Produktionsverfahren produziert werden können. Grundfutter (Heu und Anwelksilage) wird am Grünland produziert oder zugekauft.

Wirtschaftsdüngerbilanz

Bei der Viehproduktion fällt Wirtschaftsdünger an, welcher ausgebracht oder verkauft werden kann. Im Modell kann zwischen zwei Wirtschaftsdüngersystemen gewählt werden, nämlich einem Güllesystem oder einem Festmist-Jauche System. Abhängig von der Wirtschaftsdüngerart können die unterschiedlichen Ausbringungsarten gewählt werden. Gülle und Jauche werden dabei entweder mit Schleppschlauch oder einem Güllefass und Festmist mit einem Streuer ausgebracht, wobei es je nach Ausbringungsverfahren (Schleppschlauch, Güllefass, Festmiststreuer) und dem Landtyp zu unterschiedlich hohen Ausbringungsverlusten kommen kann (vgl. Tabelle 5).

Bei Gülle und Jauche wurden die NH_4 Verluste bei der Ausbringung abhängig vom Verfahren aus SMITH et al. (2000) entnommen und mit dem NH_4 Anteil der Wirtschaftsdünger laut

BMLFUW (2006) multipliziert, während bei Festmist die Daten aus SOMMER und HUTCHINGS (2001) entnommen wurden.

Tabelle 5: Stickstoffverluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger in Abhängigkeit vom Ausbringungsverfahren in %

Landtyp	Streuer	Güllefass		Schleppschlauch	
		<i>Gülle</i>	<i>Jauche</i>	<i>Gülle</i>	<i>Jauche</i>
Ackerland	4 %	11,9 %	21,4 %	8,1 %	14,7 %
Grünland	4 %	16,4 %	29,5 %	8,6 %	15,5 %

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von SMITH et al. (2000), BMLFUW (2006) und SOMMER und HUTCHINGS (2001)

Wirtschaftsdünger kann neben der Ausbringung auf Feldern auch verkauft bzw. zugekauft werden.

Förderungen

Im Modell stehen dem Betrieb drei Möglichkeiten hinsichtlich der Teilnahme an Agrarumweltprogrammen zur Verfügung. Er kann am ÖPUL, am ÖPP oder an keinem der beiden Förderprogramme teilnehmen. Die drei Möglichkeiten schließen sich dabei gegenseitig aus.

Die Teilnahme an ÖPUL Maßnahmen wird teilweise über die Bewirtschaftungsintensität modelliert, sprich die Wahl der mittleren Bewirtschaftungsintensität stellt gleichzeitig die Teilnahme am UBAG dar. Dazu werden sowohl die Erträge als auch die variablen Kosten der einzelnen Bewirtschaftungsintensitäten (extensiv und mittel) jeder Kulturpflanzenart an die Kosten und Erträge bei der Teilnahme an ÖPUL Maßnahmen angepasst. Jede Bewirtschaftungsintensität stellt somit eine Teilnahme des Betriebes an verschiedenen ÖPUL Maßnahmen dar. Entscheidet sich der Betrieb z. B. für die niedrigste Bewirtschaftungsintensität und für eine Teilnahme am ÖPUL, kommt dies einer Teilnahme an den ÖPUL Maßnahmen UBAG und Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel gleich.

Tabelle 6: Modellierte ÖPUL Maßnahmen in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsintensität

ÖPUL Maßnahme	Ackerland		Grünland	
	<i>extensiv</i>	<i>mittel</i>	<i>extensiv</i>	<i>mittel</i>
UBAG	x	x	x	x
Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Ackerflächen	x			
Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Ackerfutter- und Grünlandflächen			x	
Verlustarme Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern und Biogasgülle	x	x	x	x
Begrünung von Ackerflächen	x	x		

Quelle: Eigene Darstellung

Generell werden, wie Tabelle 6 zeigt, die Maßnahmen bis auf „Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Ackerflächen“ und „Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Ackerfutter- und Grünlandflächen“ sowohl in der extensiven als auch mittleren Intensitätsstufe angeboten. Bei den beiden Verzichtmaßnahmen wird dabei von der Annahme ausgegangen, dass Betriebe, welche auf den Zukauf von Mineraldünger verzichten, generell extensiv wirtschaften. Bei zu hohem GVE Besatz könnte es durch diese Annahme jedoch zu falschen Aussagen kommen, da der in großen Mengen am Betrieb vorhandene Wirtschaftsdünger (bedingt durch den hohen Tierbesatz) zu einer Intensitätssteigerung bei gleichzeitiger Teilnahme an den „Verzichtmaßnahmen“ des ÖPUL führen könnte. Da im Betriebsmodell jedoch ein extensiv viehhaltender Betrieb modelliert wird, erscheint diese Annahme durchaus zulässig.

Die Teilnahme am ÖPP wird über eine eigene ÖP Entscheidungsvariable und eine Gleichung, welche die einzelnen ÖP berechnet, modelliert. Explizit im Modell modelliert werden dabei folgende Maßnahmen:

- ÖP für Fruchtfolge
- ÖP für Bodenbedeckung
- ÖP für Düngerart und Art der Ausbringung
- ÖP für Düngungsintensität
- ÖP für Schlaggröße
- ÖP für die Schnitthäufigkeit bei Grünland

Für die restlichen Maßnahmen (Biozideinsatz, Grünlandalter und Landschaftselemente), welche keinerlei oder wenig Auswirkung auf die betriebsbezogenen Stickstoffbilanzen haben, werden Durchschnittswerte aus der Region verwendet.

Von den im Modell modellierten ÖP werden nur jene für Düngerart und Art der Ausbringung in GAMS berechnet. Die restlichen ÖP werden unter Berücksichtigung der Bewertungsparameter entweder mit Hilfe von Excel berechnet (z. B. Bewertung der Düngungsintensität) oder sie werden als Annahmen (z. B. über die Anzahl der Düngergaben) direkt aus den Richtlinien zur Bewertung in Excel oder GAMS übernommen.

Während die Anzahl der ÖP in einer Restriktion berechnet wurde, wird die Summe aller ÖP in der Zielfunktion mit dem Prämiensatz multipliziert. Weitere Restriktionen stellen außerdem sicher, dass alle gesetzlichen Bestimmungen des ÖPP eingehalten werden. So wird z. B. der maximale GVE Besatz pro Hektar auf zwei beschränkt, die vergebene Anzahl an ÖP für die Düngungsintensität muss im Durchschnitt auf allen Flächen größer 0 sein.

Neben den beiden Agrarumweltprogrammen wird im Modell außerdem die einheitliche Betriebsprämie berücksichtigt.

6. Ergebnisse

6.1. Konventionell wirtschaftender Betrieb

6.1.1. Szenario „business as usual“

Im „business as usual“ Szenario (BAU) wird die derzeitige Situation des fiktiven Betriebes in Bezug auf die Teilnahme an Agrarumweltprogrammen modelliert (vgl. Kapitel 5.3.2), d. h. dem Betrieb werden die in Niederösterreich verfügbaren Agrarumweltprogramme angeboten.

Referenzsituation ohne Agrarumweltprogramm

Wird kein Agrarumweltprogramm (AUP) angeboten, erwirtschaftet der konventionell wirtschaftende Betrieb einen GDB von rund 26.600 €. Der auf der gesamten Fläche ausgebrachte Stickstoff inklusive den Verlusten bei der Ausbringung beträgt 179 N kg/ha. Die Berechnung des Stickstoffeinsatzes erfolgt dabei aus den Modelldaten und beinhaltet auch Ausbringungsverluste. Diese Berechnungsweise unterscheidet sich von jener für die Nitratrichtlinie. Deren Obergrenze von 170 N kg/ha wird also auch im Modell eingehalten. Durchschnittlich werden 135 N kg/ha Stickstoff auf Ackerflächen und 191 N kg/ha Stickstoff auf Grünflächen ausgebracht.

Der hohe Stickstoffeinsatz ist eine direkte Folge der hohen Bewirtschaftungsintensität und des fehlenden Zwischenfruchtanbaus, welcher zu Auswaschungsverlusten führt. Der Betrieb wählt sowohl im Ackerbau als auch im Grünland die höchste Intensitätsstufe der Bewirtschaftung. Außerdem baut er aufgrund der Kosten keinerlei Zwischenfrüchte an. Die Stickstoffverluste durch Auswaschung auf Ackerflächen sind mit 36 N kg/ha trotz des Verzichts auf den Anbau einer Winterbegrünung nicht übermäßig hoch und machen 26 % des gesamten Stickstoffeinsatzes auf Ackerflächen aus. Dies ist auf die Wahl einer Fruchtfolge (vgl. Anhang 6, Winterweizen – Erbse – Winterraps – Winterweizen - Winterroggen) mit 20 % Leguminosenanteil und hohem Anteil an Wintergetreide zurückzuführen.

Teilnahme am ÖPUL

Mit der Teilnahme am ÖPUL steigt der GDB um 7 % auf rund 28.600 € im Vergleich zur Referenzsituation ohne AUP. Ackerland wird dabei mit 157 €/ha und Grünland mit 119 €/ha gefördert. Förderungen betragen insgesamt 2.803 € und machen somit 10 % des GDB aus.

Neben diesem positiven Einkommenseffekt wirkt sich die Teilnahme am ÖPUL auch positiv auf den Stickstoffeinsatz und die Stickstoffverluste durch Auswaschung aus.

So kommt es auf Ackerflächen zu einer Reduktion des Stickstoffeinsatzes von 26 % (Reduktion auf 100 N kg/ha) und im Grünland von 20 % (Reduktion auf 152 N kg/ha). Dies ist auf die Wahl der mittleren Bewirtschaftungsintensität zurückzuführen. Auswaschungsverluste können auf Ackerflächen um 47 % auf 19 N kg/ha reduziert werden und machen somit nur 19 % (im Vergleich zu 26 % ohne AUP) am gesamten Stickstoffeinsatz auf Ackerflächen aus. Die deutliche Reduktion des Stickstoffeinsatzes und der Auswaschungsverluste sind einerseits auf die extensivere Bewirtschaftung aber auch auf den Anbau einer Zwischenbegrünung zurückzuführen.

Der Betrieb nimmt an folgenden ÖPUL Maßnahmen teil:

- Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen;
- Begrünung von Ackerflächen;
- Verlustarme Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern und Biogasgülle;

Mit der Teilnahme an diesen Maßnahmen wirtschaftet der Betrieb sowohl im Acker- als auch im Grünland in der mittleren Intensitätsstufe. Außerdem werden durch die Teilnahme an der Maßnahme Begrünung von Ackerflächen 40 % der Ackerfläche begrünt.

Die Kosteneffektivität des ÖPUL bezüglich der Reduktion des gesamten Stickstoffeinsatzes (Durchschnitt über Acker- und Grünland) beträgt 0,29 N kg/€ Förderung; d. h. pro Euro Förderung werden durchschnittlich 0,29 kg Stickstoff pro ha weniger eingesetzt. Auf Ackerflächen ist die Kosteneffektivität des ÖPUL mit 0,22 N kg/€ niedriger als im Grünland mit 0,32 N kg/€. Die Kosteneffektivität für die Reduktion von Auswaschungsverlusten beträgt durchschnittlich 0,11 N kg/€.

Teilnahme am ÖPP

Mit der Teilnahme am ÖPP steigt der GDB um 15 % auf rund 30.600 € im Vergleich zur Referenzsituation ohne AUP. Ackerland wird dabei durchschnittlich mit 189 €/ha gefördert

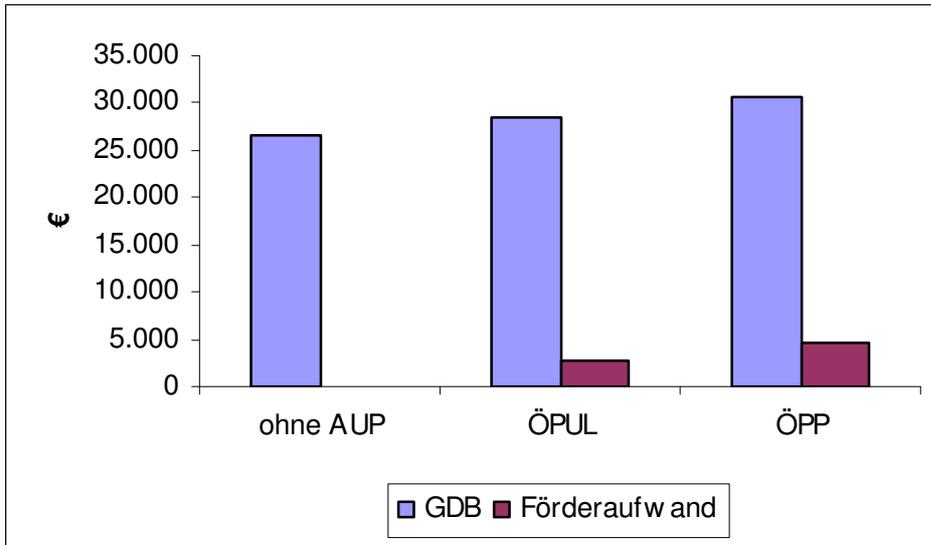
und Grünland mit 225 €/ha. Der Anteil der Förderungen am Deckungsbeitrag beträgt im ÖPP 15 % und entspricht einem absoluten Förderaufwand von 4.667 €.

Der gesamte Stickstoffeinsatz kann mit 123 N kg/ha um 31 % im Vergleich zur Referenzsituation ohne AUP reduziert werden, wobei auf Ackerflächen 116 N kg/ha (-14 %) und auf Grünland 125 N kg/ha (-35 %) eingesetzt werden. Die Auswaschungsverluste werden im Ackerbau um 55 % auf 16 N kg/ha verringert und machen somit nur noch 14 % des gesamten Stickstoffeinsatzes aus. Die im Vergleich zum Grünland geringere Reduktion des Stickstoffeinsatzes im Ackerland ist durch die hohe Bewirtschaftungsintensität zu erklären. Während der Modellbetrieb im Grünland extensiv wirtschaftet, wird im Ackerbau nach wie vor intensiv produziert. Durch den Anbau von Zwischenfrüchten (80 % der Fläche werden begrünt), wird Auswaschung jedoch weitestgehend verhindert und der Stickstoffeinsatz im Vergleich zur Referenzsituation ohne AUP dennoch gesenkt.

Die Kosteneffektivität hinsichtlich der Reduktion des Stickstoffeinsatzes beträgt im ÖPP 0,26 N kg/€. Im Ackerland wird dabei mit 0,10 N kg/€ deutlich teurer eingespart als im Grünland mit 0,29 N kg/€. Die Kosteneffektivität bezüglich Stickstoffauswaschung beträgt 0,10 N kg/€ d. h. pro € Förderung wird um 0,10 kg weniger Stickstoff ausgewaschen.

Vergleich zwischen ÖPUL und ÖPP

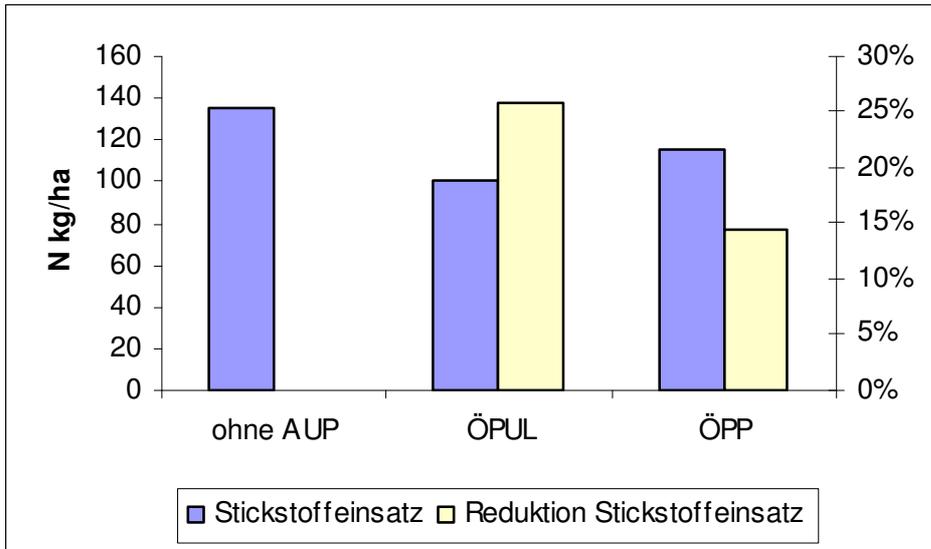
Das ÖPP hat im Vergleich zu ÖPUL ein um 66 % höheres Fördervolumen (absolut 1.864 €), was zu einem höheren GDB (7 %) des ÖP-Betriebes im Vergleich zum ÖPUL-Betrieb führt. Dieser höhere Deckungsbeitrag resultiert überwiegend aus der Förderung aber auch aus den unterschiedlichen Bewirtschaftungssystemen (höhere Bewirtschaftungsintensität im Ackerland, geringere im Grünland). Abbildung 4 zeigt den GDB und den Förderaufwand des konventionell wirtschaftenden Betriebes bei der Teilnahme an den beiden Agrarumweltprogrammen.



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 4: Gesamtbetriebsdeckungsbeiträge und Förderaufwände des konventionell wirtschaftenden Betriebes in Abhängigkeit von der Programmteilnahme in €

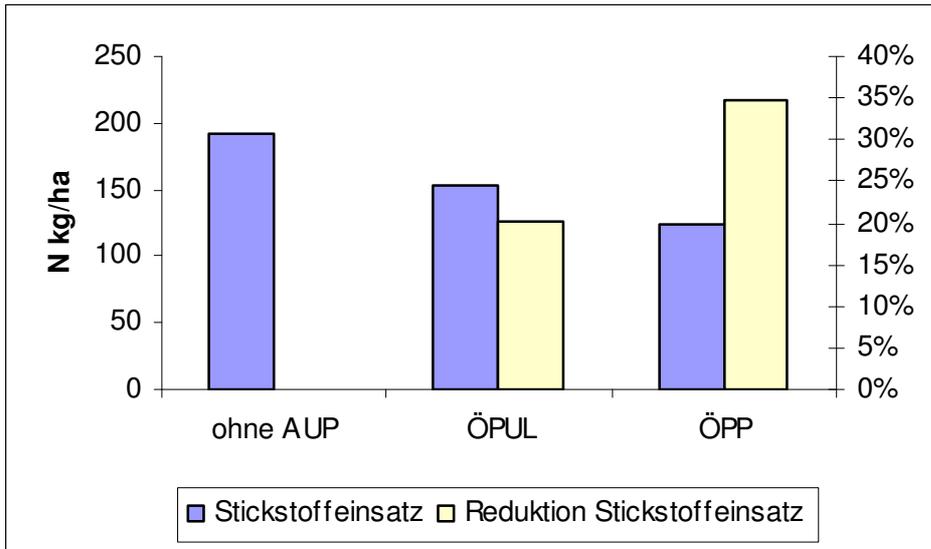
Ein Vergleich der Förderhöhe zwischen ÖPUL und ÖPP zeigt, dass im ÖPP Ackerflächen durchschnittlich um 20 % (+32 €/ha) und Grünland um 88 % (+106 €/ha) höher gefördert werden. Wie bereits in Kapitel 4.2 erwähnt, sind die Hauptziele des ÖPP die Förderung von extensiv wirtschaftenden Betrieben und die Erhaltung der Kulturlandschaft mit ihren Landschaftselementen. Daraus ergibt sich ein Förderschwerpunkt auf extensiv wirtschaftenden Betrieben in strukturreichen Regionen wie dem Wald- und Mostviertel, wo vor allem extensive viehhaltende Grünlandbetriebe angesiedelt sind. Die umfangreiche Grünlandförderung kann deshalb durch die Zielsetzung des ÖPP erklärt werden.



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 5: Stickstoffeinsatz des konventionell wirtschaftenden Betriebes auf Ackerflächen in Abhängigkeit von der Programmteilnahme in N kg/ha und Reduktion des Stickstoffeinsatzes in %

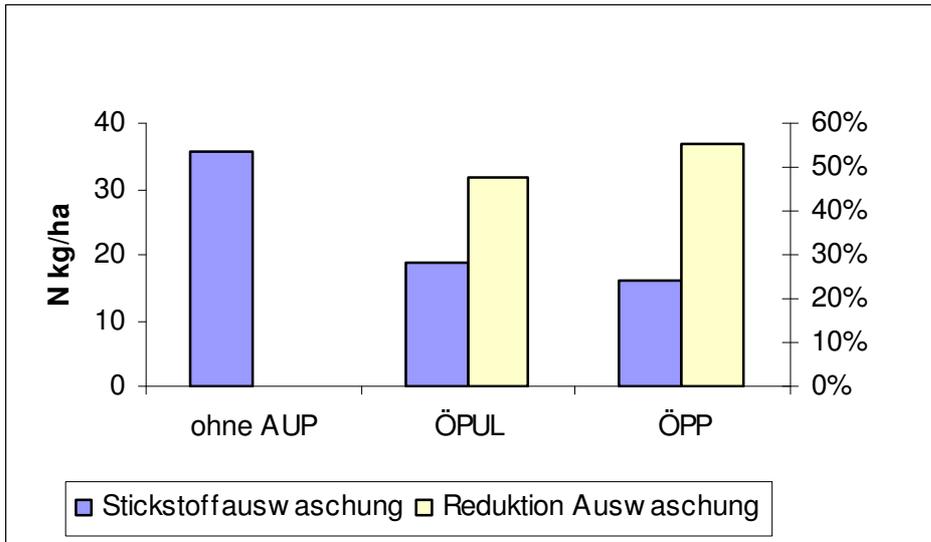
Wie Abbildung 5 zeigt, wird bei Teilnahme an einem der beiden Agrarumweltprogramme weniger Stickstoff eingesetzt als in der Referenzsituation ohne AUP. Dennoch wird im ÖPP im Vergleich zum ÖPUL durchschnittlich um 15 % mehr Stickstoff im Ackerland eingesetzt, während im Grünland der Stickstoffeinsatz um 18 % niedriger ist. Auf Ackerflächen ist dies auf die höhere Bewirtschaftungsintensität im ÖPP zurückzuführen. Während der ÖPUL-Betrieb im Ackerland eine mittlere Bewirtschaftungsintensität wählt, wird im ÖPP die hohe Bewirtschaftungsintensität beibehalten. Im Grünland hingegen entscheidet sich der ÖP-Betrieb im Gegensatz zum ÖPUL-Betrieb, welcher eine mittlere Intensität wählt, für die extensive Bewirtschaftung was zu einem geringeren Stickstoffeinsatz führt (vgl. Abbildung 6). Betrachtet man die Stickstoff Hoftorbilanz des konventionell wirtschaftenden Betriebes (vgl. Anhang 9) fällt auf, dass einzig in der Referenzsituation ohne AUP der Saldo mit 24 N kg/ha etwas höher wie im ÖPUL (14 N kg/ha) und im ÖPP (16 N kg/ha) ist. Die geringen Stickstoffsalden sind, wie noch im Kapitel 7.1 erklärt werden wird, auf die Nährstoffrestriktion des Modells zurückzuführen, welche die möglichst exakte Deckung des Nährstoffbedarfs der Kulturpflanzen sicherstellt.



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 6: Stickstoffeinsatz des konventionell wirtschaftenden Betriebes im Grünland in Abhängigkeit von der Programmteilnahme in N kg/ha und Reduktion des Stickstoffeinsatzes in %

Trotz des erhöhten Stickstoffeinsatzes im ÖPP im Ackerland infolge der intensiveren Bewirtschaftung, liegen die Auswaschungsverluste um 15 % unter jenen des ÖPUL (obwohl im ÖPUL im Vergleich zur Referenzsituation ohne AUP die Auswaschung bereits um 47 % reduziert wurde). Abbildung 7 zeigt die Höhe der Auswaschung und die relative Reduktion dieser bei Teilnahme an ÖPUL und ÖPP. Die geringe Auswaschung im ÖPP ist Resultat des Zwischenfruchtanbaus, welcher auf 80 % der Flächen durchgeführt wird, während im ÖPUL aufgrund der Förderobergrenze nur 40 % der Flächen begrünt werden.



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 7: Stickstoffauswaschung des konventionell wirtschaftenden Betriebes auf Ackerflächen in Abhängigkeit von der Programmteilnahme in N kg/ha und Reduktion der Auswaschung in %

Hinsichtlich der Reduktion von Stickstoffverlusten bei der Wirtschaftsdüngerausbringung wird sowohl ohne AUP als auch bei der Teilnahme am ÖPP der Wirtschaftsdünger mit dem Güllefass anstatt des Schleppschlauches ausgebracht, was zu höheren Ausbringungsverlusten führt. So gehen durchschnittlich 10 N kg/ha bei der Wirtschaftsdüngerausbringung verloren, was je nach Stickstoffeinsatz einen Anteil von 6 % (ohne AUP) bis zu 8 % (ÖPP) am gesamten Stickstoffeinsatz ausmacht. Bei der Teilnahme am ÖPUL wird durch die Förderung für „verlustarme Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern“ auf Schleppschlauch umgestellt, wodurch die Ausbringungsverluste auf 6 N kg/ha reduziert werden.

Bezüglich der Kosteneffektivität hinsichtlich der Stickstoffeinsparung pro € Förderung weist das ÖPP eine geringere Effektivität aus als das ÖPUL. Während das ÖPUL eine Kosteneffektivität zur Reduktion des gesamten Stickstoffeinsatzes von 0,29 N kg/€ hat, weist das ÖPP eine Kosteneffektivität von 0,26 N kg/€ auf. Dies ist auf den höheren Förderaufwand zurückzuführen. Betrachtet man Acker- und Grünland getrennt, fällt auf, dass im Ackerland aufgrund der relativ niedrigen Stickstoffeinsparung im Vergleich zum hohen Förderaufwand die Kosteneffektivität nur 0,10 N kg/€ beträgt, während sie im ÖPUL mit 0,22 N kg/€ (aufgrund der geringeren Ackerlandförderung) deutlich höher ist. Im Grünland hingegen ist die Kosteneffektivität des ÖPP mit 0,29 N kg/€ im Vergleich zu 0,32 N kg/€ im ÖPUL nur geringfügig niedriger, da es trotz hohem Förderaufwand gleichzeitig zu einer hohen

Reduktion des Stickstoffeinsatzes kommt. Bei der Kosteneffektivität hinsichtlich der Reduktion der Auswaschungsverluste im Ackerland weisen sowohl das ÖPP mit 0,10 N kg/€ als auch das ÖPUL mit 0,11 N kg/€ eine ähnliche Kosteneffektivität auf.

6.1.2. Szenario „hohe Umweltverträglichkeit“

Erhöhung der ÖP für die Fruchtfolge

In diesem Szenario werden die ÖP für die Fruchtfolgen (ÖP FF) mit einem Faktor multipliziert, sodass der Betrieb auf eine alternative umweltfreundlichere Fruchtfolge umsteigt (vgl. Kapitel 5.3.2).

Der konventionell wirtschaftende Betrieb entscheidet sich für die Fruchtfolge 2 (vgl. Anhang 6, Wintergerste - Erbse - Triticale - Zuckerrübe - Sojabohne), sobald die ÖP für die Fruchtfolge um 40 % bzw. von 4,5 auf 6,3 ÖP erhöht werden. Der GDB erhöht sich infolge der erhöhten Förderung nicht und beträgt weiterhin rund 30.600 €. Neben der Erhöhung der Förderung und dem daraus resultierenden Anstieg des Deckungsbeitrages kommt es nämlich durch die neue Fruchtfolge zu einer Senkung der Verkaufserlöse. Der gesamte Förderaufwand steigt auf 5.049 € (+8 % im Vergleich zu ÖPP im BAU) und macht nunmehr 16 % des GDB aus. Ackerland wird dabei durchschnittlich mit 273 €/ha (ursprünglich 189 €/ha) gefördert.

Der gesamte Stickstoffeinsatz sinkt auf 112 N kg/ha (-9 % im Vergleich zum ÖPP im BAU), wobei im Ackerland durchschnittlich 64 N kg/ha (-45 %) und im Grünland nach wie vor 125 N kg/ha eingesetzt werden. Die Auswaschungsverluste im Ackerland betragen 9 N kg/ha (-41 % im Vergleich zum ÖPP im BAU). Die Reduktion des Stickstoffeinsatzes und der Auswaschungsverluste sind direkte Folgen der neuen Fruchtfolge, welche einen höheren Leguminosenanteil aufweist.

Trotz des höheren Förderaufwandes steigt die gesamte Kosteneffektivität hinsichtlich des reduzierten Stickstoffeinsatzes auf 0,29 N kg/€. Im Ackerland verbessert sich die Kosteneffektivität um 0,16 N kg/€ auf 0,26 N kg/€ während sie im Grünland mit 0,29 N kg/€ konstant bleibt. Auch die Kosteneffektivität hinsichtlich der Verminderung von Auswaschungsverlusten im Ackerland bleibt aufgrund der höheren Förderung bei gleichzeitiger Senkung der Auswaschungsverluste mit 0,10 N kg/€ konstant.

Erhöhung der ÖP für die Bewirtschaftungsintensität

In diesem Szenario werden die ÖP für die Bewirtschaftungsintensität (ÖP BW) im Ackerland so lange erhöht, bis sich der Betrieb für eine niedrigere Bewirtschaftungsintensität entscheidet.

Bei einer Erhöhung der ÖP für die Bewirtschaftungsintensität im Ackerland um acht ÖP entscheidet sich der Betrieb für eine extensivere Wirtschaftsweise im Ackerland und steigt von der intensiven in die mittlere Bewirtschaftungsintensität um. Durch die erhöhte ÖP Förderung, welche die Einkommenseinbußen durch die extensivere Bewirtschaftung ausgleicht, bleibt der GDB konstant bei 30.600 €. Der Förderaufwand erhöht sich um 10 % auf 5.138 €, wobei Ackerland durchschnittlich mit 291 €/ha und Grünland nach wie vor mit 225 €/ha gefördert werden.

Mit der niedrigeren Bewirtschaftungsintensität sinkt gleichzeitig der gesamte Stickstoffeinsatz um 3 % auf 119 N kg/ha. Im Ackerland beträgt der Stickstoffeinsatz nunmehr 96 N kg/ha, was eine Einsparung von 17 % im Vergleich zum ÖPP im BAU bedeutet. Auch die Auswaschungsverluste im Ackerland werden um 17 % auf 13 N kg/ha reduziert. Die Kosteneffektivität hinsichtlich des gesamten Stickstoffeinsatzes bleibt mit 0,25 N kg/€ in etwa konstant, was auf den erhöhten Förderaufwand bei gleichzeitiger Reduktion des Stickstoffeinsatzes zurückzuführen ist. Die Kosteneffektivität bezüglich der Reduktion von Stickstoffauswaschungen vermindert sich leicht von 0,10 N kg/€ auf 0,08 N kg/€.

Erhöhung der ÖP für Fruchtfolge und Bewirtschaftungsintensität

In diesem Teilszenario werden die ÖP für die Fruchtfolge und die Bewirtschaftungsintensität (ÖP FF und BW) entsprechend der beiden vorhergehenden Szenarien so lange adaptiert, bis sich der Betrieb für eine umweltfreundlichere Fruchtfolge und eine niedrigere Bewirtschaftungsintensität entscheidet.

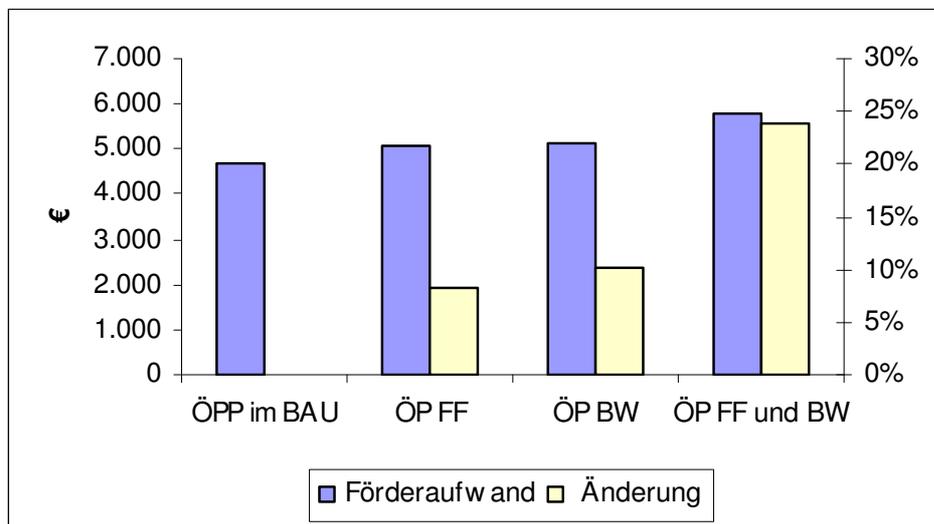
Sobald die ÖP für die Fruchtfolge um 100 % erhöht werden, entscheidet sich der Betrieb für die Fruchtfolge 1 (Körnermais – Erbse - Winterraps - Winterweizen – Sojabohne; Erhöhung der ÖP von 5,5 auf 11). Gleichzeitig werden die ÖP für die Bewirtschaftungsintensität um 10 Punkte erhöht, wodurch sich der Betrieb für eine mittlere Bewirtschaftungsintensität entscheidet. Mit der erhöhten Förderung und dem geänderten Produktionssystem

erwirtschaftet der Betrieb einen GDB von rund 30.800 €. Der Förderaufwand steigt um 24 % (im Vergleich zum ÖPP im BAU) auf 5.783 € an, wobei Ackerland durchschnittlich mit 428 €/ha und Grünland mit 226 €/ha gefördert werden.

Der gesamte Stickstoffeinsatz wird um 9 % (im Vergleich zum ÖPP im BAU) auf 112 N kg/ha reduziert, im Ackerland sogar auf 62 N kg/ha (-46 %). Die absoluten Auswaschungsverluste werden um 30 % auf 11 N kg/ha gesenkt. Trotz dieser Stickstoffeinsparungen bleibt die Kosteneffektivität hinsichtlich des gesamten Stickstoffeinsatzes in etwa konstant bei 0,25 N kg/€. Die Kosteneffektivität der Stickstoffauswaschungsverminderung im Ackerland sinkt auf 0,06 N kg/€, bedingt durch den erhöhten Förderaufwand.

Vergleich zwischen ÖPP im „BAU“ und „hohe Umweltverträglichkeit“

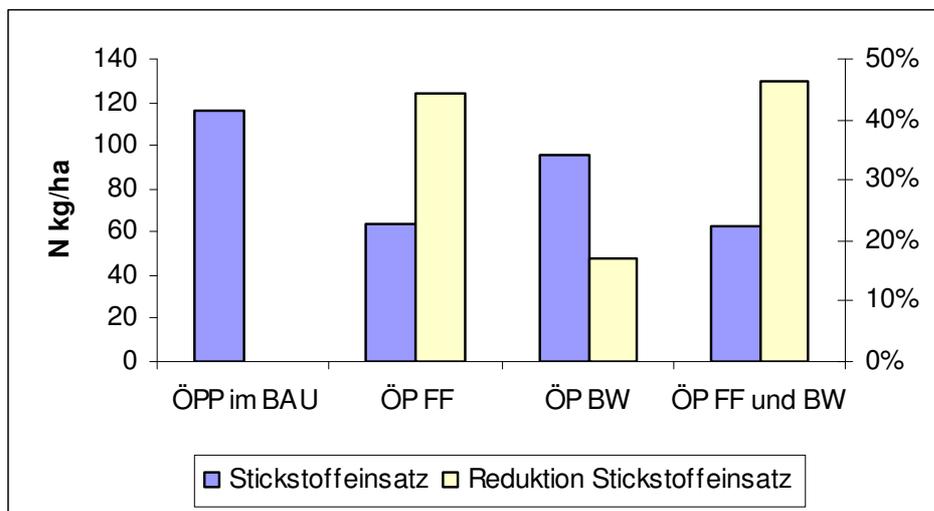
Trotz des Anstiegs des Förderaufwands aufgrund der erhöhten Anzahl von ÖP für Fruchtfolge und/oder Bewirtschaftungsintensität bleibt der GDB in allen Szenarien annähernd gleich. Abbildung 8 zeigt den gesamten Förderaufwand und dessen Anstieg in den einzelnen Szenarien für den konventionell wirtschaftenden Betrieb, wobei ÖPP im BAU das herkömmliche ÖPP laut Verordnung darstellt.



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 8: Förderaufwände des konventionell wirtschaftenden Betriebs in den einzelnen Szenarien in € und relative Änderung zum ÖPP im BAU in %

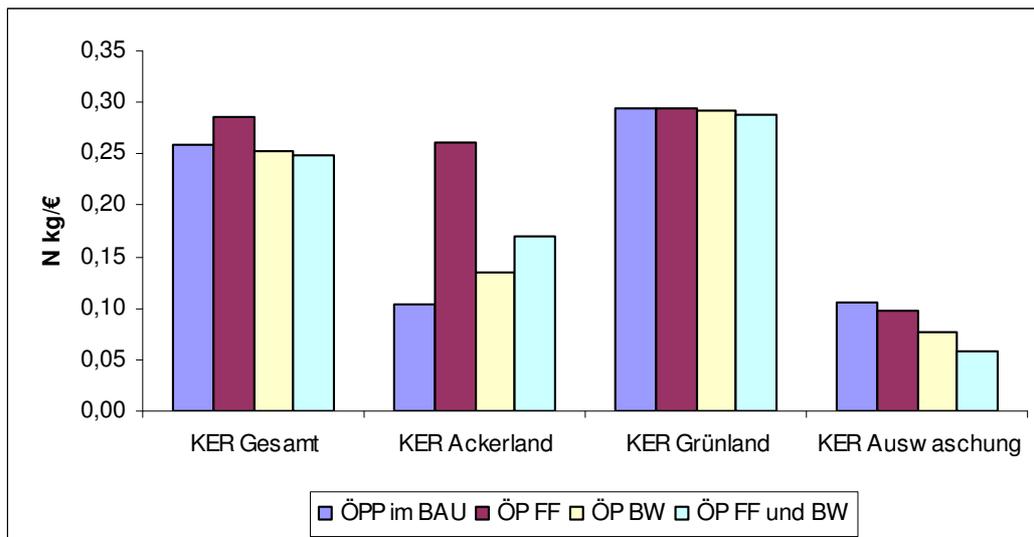
Der absolute Förderaufwand steigt je nach Szenario um 8 % (Erhöhung der ÖP für die Fruchtfolge (ÖP FF)) bis hin zu 24 % im Szenario Erhöhung der ÖP für Fruchtfolge und Bewirtschaftungsintensität (ÖP FF und BW) im Vergleich zum ursprünglichen ÖPP im BAU Szenario. Mit der Erhöhung der Förderung, ändert der Betrieb jedoch auch sein Produktionssystem, was sich im verminderten Stickstoffeinsatz spiegelt. Am stärksten reduziert sich der Stickstoffeinsatz auf Ackerflächen dabei im Szenario ÖP FF (-45 %) und im Szenario ÖP FF und BW (-46 %) bei gleichzeitigem Anstieg des Förderaufwandes um 8 % bzw. 24 %). Abbildung 9 zeigt den Stickstoffeinsatz in den Szenarien und die relative Änderung zum ÖPP im BAU Szenario.



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 9: Stickstoffeinsatz des konventionell wirtschaftenden Betriebes auf Ackerflächen in den einzelnen Szenarien in N kg/ha und Reduktion des Stickstoffeinsatzes im Vergleich zum ÖPP im BAU in %

Auffallend ist, dass es im Szenario ÖP FF trotz eines eher geringeren Anstiegs des Fördervolumens (8 %) es dennoch zu einer relativ hohen Reduktion des Stickstoffeinsatzes auf Ackerflächen im Vergleich zum ÖPP im BAU kommt (-45 %). Dies wird durch die Betrachtung der Kosteneffektivität bestätigt, wo das Szenario ÖP FF die höchste Kosteneffektivität bezüglich der Reduktion des gesamten Stickstoffeinsatzes mit 0,29 N kg/€ aufweist. Abbildung 10 zeigt die unterschiedlichen Kosteneffektivitäten hinsichtlich der Reduktion des Stickstoffeinsatzes im Acker- und Grünland, sowie bezüglich der Reduktion von Auswaschungsverlusten.



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 10: Kosteneffektivitäten des konventionell wirtschaftenden Betriebes in den einzelnen Szenarien in N kg/€

Nur im Szenario ÖP FF erhöht sich die Kosteneffektivität der Reduktion des gesamten Stickstoffeinsatzes von 0,26 N kg/€ (ÖPP im BAU) auf 0,29 N kg/€, während in den anderen Szenarien die Kosteneffektivität in etwa konstant bleibt (0,25 N kg/€ im ÖP BW und ÖP FF und BW). Dies ist auf den hohen Anstieg des Förderaufwandes (im ÖP FF und BW) bzw. durch die eher geringe Reduktion des Stickstoffeinsatzes bei gleichzeitigem Anstieg des Fördervolumens (im ÖP BW) zu erklären.

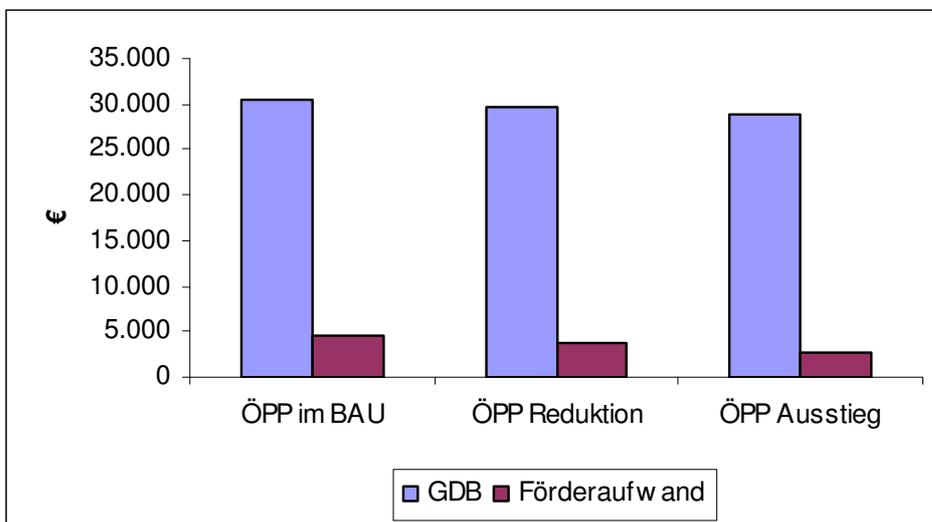
6.1.3. Szenario „Kostenreduktion“

Durch die Reduktion der ÖP Prämie von 10,7 € auf 8,56 € je ÖP (-20 %) sinkt der GDB auf rund 29.700 € (-3 % im Vergleich zum ÖPP im BAU). Diese Reduktion des GDB beruht dabei ausschließlich auf den niedrigeren Förderungen und führt zu Einsparungen in der Höhe von 20 % der Fördermittel (absolut 965 €). Die reduzierten Förderungen haben keinen Einfluss auf das Produktionssystem des Betriebes und es kommt daher zu keinen Änderungen hinsichtlich der Bewirtschaftungsintensität, des Stickstoffeinsatzes oder der Wahl der Fruchtfolge. Durch den geringeren Fördermittelaufwand kommt es zu einer Verbesserung der gesamten Kosteneffektivität des ÖPP hinsichtlich der Reduktion des Stickstoffeinsatzes von 0,26 auf 0,33 N kg/€ im Vergleich zum ÖPP im BAU. Im Ackerland kann die Kosteneffektivität auf 0,14 N kg/€ (ursprünglich 0,10 N kg/ha) und im Grünland auf

0,37 N kg/€ (ursprünglich 0,29 N kg/€) gesteigert werden. Auch die Kosteneffektivität für die Reduktion von Auswaschungsverlusten steigt um 0,04 N kg/€ auf 0,14 N kg/€ an. Bei einer Reduktion der ÖP Prämie um 40 % auf 6,42 € je ÖP sinkt der GDB um 6 % auf 28.700 € im Vergleich zur ursprünglichen Förderhöhe und liegt nur mehr geringfügig über dem GDB bei einer ÖPUL Teilnahme im BAU (28.600 €). Jede weitere Kürzung der ÖP Prämie (über 40 %) führt dazu, dass sich der Betrieb für eine Teilnahme am ÖPUL entscheidet. Trotz der Reduktion der Förderung um 40 % ändert sich nichts am Produktionssystem des Betriebes. Durch den niedrigeren Förderaufwand (-1.891 €) aber dem gleich bleibenden Stickstoffeinsatz und Auswaschungsverlusten, verbessert sich die Kosteneffektivität abermals. Dabei beträgt die gesamte Kosteneffektivität hinsichtlich der Reduktion des Stickstoffeinsatzes 0,43 N kg/€. Im Ackerland steigt sie auf 0,18 N kg/€ und im Grünland sogar auf 0,49 N kg/€ an. Die Kosteneffektivität bei der Reduktion von Stickstoffauswaschungen beträgt 0,18 N kg/€.

Vergleich zwischen ÖPP im „BAU“ und „Kostenreduktion“

Durch die Kürzung der Förderung um 20 % bzw. 40 % reduziert sich der GDB um bis zu 6 % ausgehend von der ursprünglichen Förderhöhe wie in Abbildung 11 ersichtlich ist.



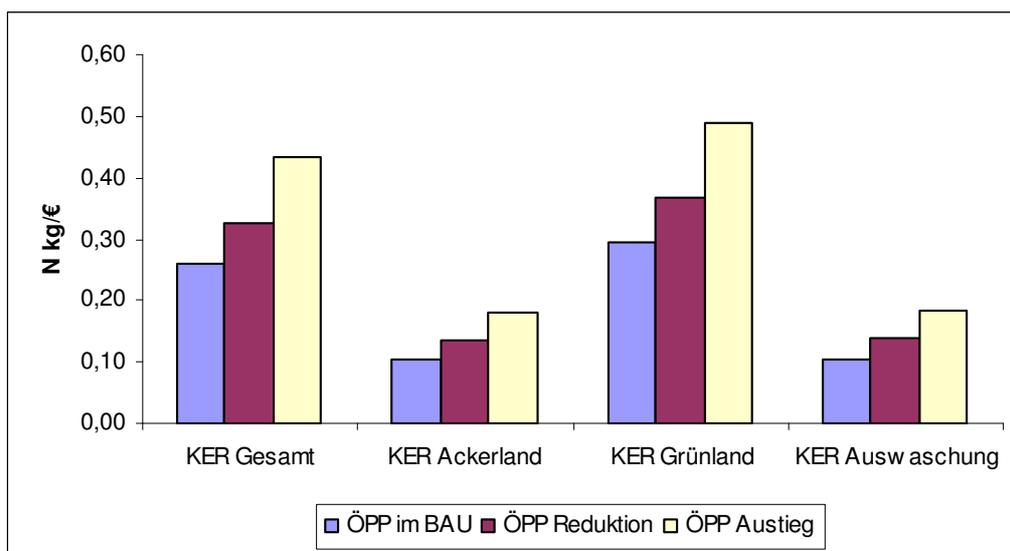
Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 11: Gesamtbetriebsdeckungsbeiträge und Förderaufwände des konventionell wirtschaftenden Betriebes in den einzelnen Szenarien in €

Trotz der zum Teil erheblichen Fördermittelkürzungen im Szenario „Kostenreduktion“ ändert der Betrieb sein Produktionssystem nicht. Dies ist dadurch zu erklären, dass er mit der

Teilnahme am ÖPP sein Produktionssystem schon entsprechend optimiert hat, sodass er auch mit geringeren Förderungen den höchsten GDB mit dem entsprechenden Produktionssystem erwirtschaftet. Eine Extensivierung im Ackerland bzw. ein Umstieg auf eine andere Fruchtfolge würde somit zu einer weiteren Reduktion des GDB führen.

Da es zu keiner Änderungen der Umweltwirkung durch den Betrieb kommt (das Produktionssystem bleibt gleich), gleichzeitig aber der Förderaufwand reduziert wird, kommt es zu einer Verbesserung der Kosteneffektivität des ÖPP. Abbildung 12 zeigt die Entwicklung der Kosteneffektivität bei einem konventionell wirtschaftenden Betrieb in den verschiedenen Szenarien. So steigt die gesamte Kosteneffektivität von 0,26 N kg/€ im BAU Szenario auf 0,33 N kg/€ bei einer 20 % Reduktion der Prämie je Punkt bzw. auf 0,43 N kg/€ bei einer 40 % Reduktion. Diese Steigerung der Kosteneffektivität findet sowohl im Ackerland, im Grünland als auch bei der Verminderung von Stickstoffauswaschung im Ackerland statt.



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 12: Kosteneffektivitäten des konventionell wirtschaftenden Betriebes in den einzelnen Szenarien in N kg/€

6.1.4. Szenario „Heupreisänderung“

Durch die Anhebung des Heuverkaufspreises von 100 €/t auf 150 €/t erhöht sich der GDB auf 31.700 (+4 % im Vergleich zum ursprünglichen ÖPP). Der höhere Heuverkaufspreis kompensiert somit die Reduktion der Förderungen durch die Intensivierung des Grünlandes. Der Betrieb wechselt von der extensiven in die mittlere Intensitätsstufe im Grünland. Der

gesamte Förderaufwand sinkt um 21 % auf 3.705 € im Vergleich zum ÖPP im BAU wobei Ackerland mit 255 €/ha (+35 %) und Grünland mit 150 €/ha (-33 %) gefördert werden.

Mit der Erhöhung des Heuverkaufspreises entscheidet sich der ÖP-Betrieb für die Intensivierung des Grünlandes und wechselt in die mittlere Bewirtschaftungsintensität. Gleichzeitig wählt er die extensivere Fruchtfolge 2 mit höherem Leguminosenanteil im Ackerland, um den Anstieg der negativen ÖP für die Düngungsintensität im Grünland auszugleichen und am ÖPP teilnehmen zu können. Dies zeigt auch der Stickstoffeinsatz, welcher im Ackerland auf 63 N kg/ha (-46 % im Vergleich zum ÖPP im BAU) absinkt, während der Stickstoffeinsatz im Grünland um 26 % auf 158 N kg/ha ansteigt. Der gesamte Stickstoffeinsatz steigt ebenfalls um 12 % auf 137 N kg/ha. Durch die Wahl der extensiveren Fruchtfolge werden, wie auch im Szenario „hohe Umweltverträglichkeit“, die Auswaschungsverluste im Ackerland um 43 % auf 9 N kg/ha gesenkt.

Trotz der Reduktion des Förderaufwandes, erhöht sich die Kosteneffektivität hinsichtlich der Reduktion des gesamten Stickstoffeinsatzes nicht, sondern sinkt auf 0,24 N kg/€. Einzig die Kosteneffektivität im Ackerland steigt um 0,19 N kg/€ (im Vergleich zum ÖPP im BAU) auf 0,29 N kg/€ an, während sie im Grünland nur noch 0,22 N kg/€ beträgt. Ab einem Heuverkaufspreis von 200 €/t steigt der Betrieb aus dem ÖPP aus und bewirtschaftet, wie im BAU Szenario ohne AUP, sowohl Acker- als auch Grünland intensiv.

6.2. *Biologisch wirtschaftender Betrieb*

6.2.1. Szenario „business as usual“

Referenzsituation ohne Agrarumweltprogramm

Der GDB des biologisch wirtschaftenden Betriebes beträgt ohne AUP 26.600 €. Die gesamte Stickstoffausbringung liegt mit 108 N kg/ha deutlich unter den Werten des konventionellen Betriebes, wobei auf Ackerflächen im Schnitt 56 N kg/ha und auf Grünland 122 N kg/ha ausgebracht werden. Die Stickstoffverluste durch Auswaschung im Ackerbau liegen mit 9 N kg/ha deutlich unter den Werten des konventionell wirtschaftenden Betriebes. Generell sind der niedrigere Stickstoffeinsatz und die geringeren Auswaschungsverluste auf die extensive Bewirtschaftung, den Einsatz der Schleppschlauchausbringung als auch auf den Anbau einer Winterbegrünung auf allen Ackerflächen zurückzuführen. Letztere wird im

Gegensatz zum konventionell wirtschaftenden Betrieb auch ohne AUP angebaut, da die höheren Kosten durch die Stickstoffwirkung überkompensiert werden.

Teilnahme am ÖPUL

Für den biologisch wirtschaftenden Betrieb steigt mit der Teilnahme am ÖPUL der GDB um 23 % auf 32.800 € an. Ackerland wird dabei mit 376 €/ha und Grünland mit 270 €/ha gefördert und die Förderungen machen 20 % des GDB (absoluter Förderaufwand von 6.442 €) aus. Durch die Teilnahme am ÖPUL ändert sich der Stickstoffeinsatz nicht.

Bei den Auswaschungsverlusten ergibt sich durch die ÖPUL Teilnahme keine Änderung. Es gibt auch keine Änderungen bei der Bewirtschaftungsintensität, der Fruchtfolge und dem Zwischenfruchtanbau. Da praktisch der Stickstoffeinsatz nicht reduziert wird, kann keine Kosteneffektivität bezüglich der Stickstoffreduktion angeführt werden.

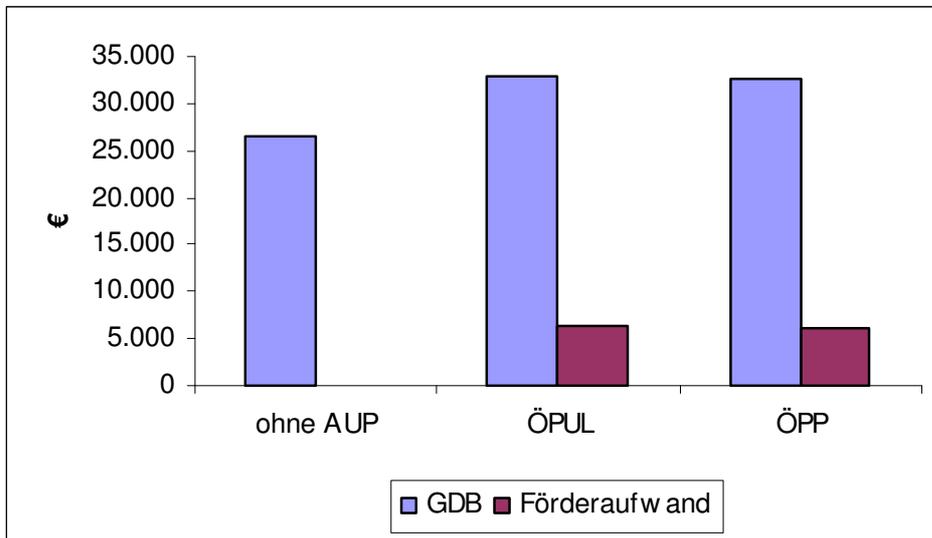
Teilnahme am ÖPP

Mit der Teilnahme am ÖPP erhöht sich der GDB im Vergleich zur Referenzsituation ohne AUP um 22 % auf 32.500 €. Ackerflächen werden durchschnittlich mit 277 €/ha und Grünland mit 271 €/ha gefördert. Insgesamt macht die Förderung 18 % am GDB aus (absoluter Förderaufwand von 5.986 €). Da sich bezüglich des Produktionsverfahrens verglichen mit der ÖPUL Teilnahme auch bei einer ÖPP Teilnahme nichts ändert, bleiben die Ergebnisse für den Stickstoffeinsatz sowie die Stickstoffauswaschung ebenfalls konstant.

Vergleich zwischen ÖPUL und ÖPP

Auffallend beim Vergleich der beiden Agrarumweltprogramme bei biologisch wirtschaftenden Betrieben ist, dass sie sich nur hinsichtlich der Förderhöhe nicht aber hinsichtlich der Produktionssysteme unterscheiden. Einzig beim Wirtschaftsdüngerzukauf entscheidet sich der ÖPUL-Betrieb für den Ankauf von Gülle, da die verlustarme Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern gefördert wird, während der ÖPP sich für den relativ günstigeren Festmistzukauf entscheidet. Beim biologisch wirtschaftenden Betrieb liegt die ÖP Förderung um 7 % unter der ÖPUL Förderung, was sich auch im GDB mit einem Minus von -1 % (absolut -300 €) im Vergleich zum ÖPUL niederschlägt. Abbildung 13 zeigt die Entwicklung des GDB eines biologisch wirtschaftenden Betriebes. Das ÖPP fördert dabei im Ackerland um 26 % weniger, während im Grünland die Förderhöhe ident ist. Hinsichtlich

des Stickstoffeinsatzes, der Auswaschung und der Stickstoff Hoftorbilanz (vgl. Anhang 10) unterscheiden sich die beiden Programme aufgrund der identen Produktionssysteme nicht wesentlich.



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 13: Gesamtbetriebsdeckungsbeiträge und Förderaufwände des biologisch wirtschaftenden Betriebes in Abhängigkeit von der Programmteilnahme in €

Ein Grund dafür liegt einerseits in den begrenzten Entscheidungsmöglichkeiten des biologisch wirtschaftenden Betriebes, da diesem grundsätzlich nur die Wahl einer (extensiven) Bewirtschaftungsintensität ermöglicht wird. Dadurch, dass keine mineralischen Düngemittel verwendet werden dürfen, kann die Stickstoffdüngung nur durch den Einsatz teurerer Wirtschaftsdünger erfolgen, wodurch der biologisch wirtschaftende Betrieb (bei Teilnahme bei ÖPUL und ÖPP als auch ohne AUP) darauf bedacht ist, Stickstoffverluste (durch den Anbau einer Zwischenfrucht, Wahl des Wirtschaftsdüngerenausbringungsverfahrens etc.) möglichst zu minimieren. Dies führt dazu, dass der biologisch wirtschaftende Betrieb sowohl bei einer Teilnahme am ÖPUL bzw. ÖPP als auch ohne AUP anstatt des Güllefasses den Schleppschlauch als Ausbringungsverfahren für Wirtschaftsdünger wählt. Durch die Beschränkung des auf eine extensive Bewirtschaftung und dem Verbot von mineralischen Düngemitteln wählt der biologisch wirtschaftende Betrieb deshalb im Modell, unabhängig von der Teilnahme an Agrarumweltprogrammen, ein ähnliches Produktionssystem.

6.2.2. Szenario „ÖPP Umstieg“

In diesem Szenario wird die ÖP Förderung des biologisch wirtschaftenden Betriebes solange erhöht, bis sein GDB dem des ÖPUL-Betriebes entspricht. Nachdem der ÖP Zuschlag für biologisch wirtschaftende Betriebe von 3 auf 4,5 ÖP erhöht wird, steigt der GDB auf 32.800 € (+1 %). Durch den höheren ÖP Aufschlag erhöht sich gleichzeitig der gesamte Förderaufwand und entspricht mit 288 €/ha nun annähernd dem des ÖPUL-Betriebes. Dabei ist die Förderung im Acker- und Grünland in etwa gleich hoch und der Anteil der ÖP Förderung am GDB beträgt nunmehr 19 %. Trotz des gleichen Gesamtförderaufwandes der beiden Programme unterscheiden sie sich hinsichtlich der Art der Förderung. So wird im ÖPP im Ackerland durchschnittlich um 22 % weniger und im Grünland um 6 % mehr gefördert als im ÖPUL.

7. Diskussion

Der modellierte Betrieb entscheidet sich bei konventioneller Wirtschaftsweise unter den derzeitigen Förderbedingungen erwartungsgemäß aufgrund der höheren Prämien für die Teilnahme am ÖPP. Damit lässt sich z. T. auch der Trend einer steigenden Anzahl von teilnehmenden Betrieben erklären. Ein weiterer Grund ist neben den höheren Förderungen auch der z. T. niedrigere Aufwand (keine schlagbezogenen Aufzeichnungen für die Düngermenge, kein Anlegen von Nützling- und Blühstreifen).

Im Modell wählt der ÖP-Betrieb im Ackerland eine höhere Bewirtschaftungsintensität als der ÖPUL-Betrieb und hat deshalb einen höheren Stickstoffeinsatz im Ackerland (+15 %). Hinsichtlich des gesamten Stickstoffeinsatzes hat der ÖP-Betrieb jedoch aufgrund seiner extensiven Grünlandbewirtschaftung einen um 13 % niedrigeren Stickstoffeinsatz als der ÖPUL-Betrieb. Bezüglich der Auswaschungsverluste hat der ÖP-Betrieb aufgrund des umfangreicheren Zwischenfruchtanbaus ebenfalls eine bessere Bilanz vorzuweisen (-15 % weniger Auswaschungsverluste als im ÖPUL). Im Vergleich zum ÖPUL, wo nämlich maximal 40 % der begrüneten Fläche gefördert und in der Folge auch nur 40 % der Fläche begrünt wird, werden aufgrund der Punktevergabe im ÖPP 80 % der Fläche begrünt und somit die Auswaschungsverluste nochmals deutlich reduziert. GIBBONS et al. (2005) und DECREM et al. (2007) bestätigen in ihren Arbeiten, dass ein reduzierter Stickstoffeinsatz in Kombination mit Zwischenfruchtanbau die kosteneffektivste Art der Reduktion der Auswaschungsverluste ist. Hinsichtlich der im ÖPUL Modellbetrieb begrüneten Fläche liefert auch der „Evaluierungsbericht 2008“ des BMLFUW (2008b) ähnliche Ergebnisse. In diesem wird der Anteil der Winterbegrünungen an Ackerflächen im ÖPUL mit über 35 % angegeben.

Trotz niedrigerem Stickstoffeinsatz im Vergleich zum ÖPUL weist das ÖPP jedoch aufgrund des deutlich höheren Förderaufwandes (+66 %) eine niedrigere Kosteneffektivität auf (-0,03 N kg/€). Bei der Evaluierung sollte jedoch nicht außer Acht gelassen werden, dass ein beträchtlicher Teil der ÖP Förderung (37 %) ausschließlich der Erhaltung von Landschaftselementen dient, welche im ÖPUL eine eher untergeordnete Rolle spielt. In UBAG wird ein umweltverträglicher Umgang mit Landschaftselementen vorausgesetzt und ein Pauschalwert für die Kosten der Landschaftselemente angenommen, der bei Betrieben mit einer hohen Ausstattung an Landschaftselementen womöglich nicht ausreicht, um deren

Mehraufwand abzudecken. Auf längere Sicht kann es so zu einem schleichenden Verlust an Landschaftselementen kommen (vgl. SCHÖNHART et al., 2010).

Im Betriebsmodell verändert sich trotz Punktevergabe für Fruchtfolge und Bewirtschaftungsintensität das Produktionssystem im ÖPP kaum. So wählt der Betrieb die gleiche Fruchtfolge wie bei einer Teilnahme am ÖPUL oder ohne AUP. Die Ergebnisse des Szenarios Erhöhung der ÖP für die Fruchtfolge zeigen, dass durch eine Anhebung der ÖP für die Fruchtfolge und somit der Umstieg auf eine extensivere Fruchtfolge, die Kosteneffektivität im Modell um 0,03 N kg/€ erhöht werden kann. Im Ackerland wird die Bewirtschaftungsintensität trotz Punktevergabe für extensivere Bewirtschaftung ebenfalls nicht gesenkt, was den Schluss zulässt, dass die Punktezahl für die Extensivierung in gewissen Fällen nach wie vor zu gering ist, d. h. die Verluste des Betriebes durch die Umstellung auf eine extensivere Bewirtschaftung und Fruchtfolge werden durch die Förderung zumindest im Ackerland nicht ausgeglichen. Im Modell führt jedoch eine Anhebung der ÖP für die Bewirtschaftungsintensität zu keiner Steigerung der Kosteneffektivität (vgl. Szenario Erhöhung der ÖP für die Bewirtschaftungsintensität)

Im Grünland hingegen stellt der ÖP-Betrieb von einer intensiven Bewirtschaftungsintensität (ohne AUP) auf eine extensive um, während er im ÖPUL nur auf die mittlere Intensität umsteigt. UTHES et al. (2010) zeigen in ihrer Arbeit, dass vor allem die Extensivierung von intensiv bewirtschafteten Grünlandflächen positive Effekte für die Umwelt (geringere Auswaschungsverluste) hat, während die zusätzliche Extensivierung von bereits relativ extensiv bewirtschafteten Grünlandflächen nur geringe Effekte mit sich bringt. Diese, durch die Extensivierung bereits relativ extensiv bewirtschafteter Flächen, erzielten Umwelteffekte sind jedoch mit geringen Kosten zu erreichen während größere Umwelteffekte meist mit höheren Kosten verbunden sind (vgl. UTHES et al., 2010, 9ff). Der Vergleich zwischen ÖPUL und ÖPP im Grünland zeigt, dass im ÖPP Grünland noch extensiver bewirtschaftet (-27 N kg/ha) als im ÖPUL, jedoch auch mit 106 €/ha mehr gefördert wird. Durch die höhere Förderung von Grünland im ÖPP wird einerseits die Extensivierung von Grünland für Landwirte attraktiver, gleichzeitig wird aber auch sichergestellt, dass bereits extensiv bewirtschaftetes Grünland nicht intensiviert wird, wie dies z. B. unter ÖPUL oder ohne AUP der Fall wäre. Ob die höheren Kosten durch die positiven Umwelteffekte der Extensivierung kompensiert werden, kann in dieser Arbeit nicht beurteilt werden, da hier lediglich die Kosteneffektivität der Reduktion des Stickstoffeinsatzes untersucht wurde. Hier weist jedoch

das ÖPUL eine bessere Kosteneffektivität im Grünland mit 0,32 N kg/€ im Vergleich zum ÖPP mit 0,29 N kg/€ auf.

Generell lässt sich eine „Konkurrenzsituation“ zwischen Acker- und Grünland beobachten. Da der Betrieb keine negativen ÖP für die Düngungsintensität erhalten darf um am ÖPP teilzunehmen (vgl. Kapitel 4.3), kann er nicht auf beiden Flächen gleichzeitig intensiv wirtschaften. Deshalb wählt der ÖP-Betrieb im Grünland die extensive Bewirtschaftung, um im Ackerland intensiver wirtschaften zu können und somit einen höheren GDB zu erzielen. Da der Betrieb über ausreichende Grünlandflächen verfügt, um den Futterbedarf der Milchkühe auch unter extensiver Bewirtschaftung zu decken und er durch eine Intensivierung des Grünlandes bei gleichzeitiger Extensivierung des Ackerlandes einen geringeren GDB erwirtschaften würde, entscheidet er sich für eine extensive Bewirtschaftung im Grünland und eine intensive auf Ackerlandflächen. Wird die Grünlandbewirtschaftung jedoch z. B. durch höhere Verkaufspreise oder einen steigenden Viehbesatz attraktiver, so entscheidet sich der Betrieb, wie im Szenario „Heupreisänderung“ beobachtet, für eine Intensivierung des Grünlandes bei gleichzeitiger Extensivierung des Ackerlandes.

Bei der biologischen Bewirtschaftung entscheidet sich der Betrieb aufgrund der höheren Förderungen für die Teilnahme am ÖPUL. Außerdem zeigt sich, dass sich durch die Teilnahme an den beiden Agrarumweltprogrammen zwar der GDB erhöht, jedoch die Förderung keinen Einfluss auf den Stickstoffeinsatz bzw. die Auswaschungsverluste der Betriebe hat. Durch die biologische Bewirtschaftung hat der Betrieb auch ohne AUP, bedingt durch die relativ höheren Zukaufspreise organischer Düngemittel, ein Interesse Stickstoffverluste zu minimieren. Darum ändert sich mit der Teilnahme nicht die Produktionsweise und somit die Stickstoffbilanz des Betriebes. Trotz des gleich bleibenden Stickstoffeinsatzes im Modell erbringen biologisch wirtschaftende Betriebe in der Praxis andere positive externe Effekte (Verzicht auf Pestizide, Nützlingsförderung etc.), welche nicht über den Markt abgegolten werden. Das Modell berücksichtigt keine fixen Kosten bzw. Umstellungskosten, weshalb generell keine Aussage über das „Umstiegsverhalten“ des Betriebes getroffen werden kann. Zwar erwirtschaftet der biologisch wirtschaftende Betrieb einen höheren GDB als der konventionell wirtschaftende Betrieb, dies bedeutet aber nicht zwangsläufig, dass der konventionell wirtschaftende Betrieb umsteigen würde.

Beim biologisch wirtschaftenden Betrieb fällt außerdem auf, dass der Betrieb im BAU Szenario sowohl mit als auch ohne AUP einen niedrigeren Stickstoffeinsatz und geringe Auswaschungsverluste als der konventionell wirtschaftende Betrieb hat. Durch den Anbau einer Winterbegrünung, die Ausbringung des Wirtschaftsdüngers mittels Schleppschlauch und die Wahl der Stickstoff-extensiveren Fruchtfolge 6 (Wintergerste – Körnermais – Sonnenblume - Triticale – Erbsen) ist der Stickstoffeinsatz deutlich geringer. Auffallend bei der Fruchtfolge 6 ist, dass diese trotz eines relativ niedrigen Stickstoffbedarfes jedoch aufgrund des geringeren Leguminosenanteils, nur 2 ÖP für die Fruchtfolge erhält. Vergleicht man alle Fruchtfolgen anhand ihres durchschnittlichen Stickstoffbedarfs nach den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ (BMLFUW, 2006, 24) so erkennt man, dass eine höhere ÖP Anzahl für die Fruchtfolge nicht zwingend zu einem niedrigen Stickstoffeinsatz innerhalb der Fruchtfolge führen muss, da Fruchtfolgen anhand der Diversität ihrer Fruchtfolgeglieder mit ÖP bewertet werden. Dennoch wäre hier eventuell eine Einteilung der verschiedenen Kulturen in ihre Klassen (z. B. Winterraps wird den Eiweiß- oder Ölpflanzen zugeordnet während Sonnenblume zu den Hackfrüchten zählt) im Sinne der Reduktion des Stickstoffeinsatzes zu überdenken.

7.1. Schlussfolgerung

Die Analysen zeigen, dass das lineare Betriebsmodell in der Lage ist, einen Vergleich der Kosteneffektivität verschiedener ÖPUL Maßnahmen durchzuführen. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist jedoch zu beachten, dass ein Modell stets auf Annahmen basiert, welche nicht immer direkt in die Praxis übertragbar sind. So wurden im vorliegenden Modell den verschiedenen Intensitätsstufen Erträge und ÖPUL Maßnahmen nach eigenen Annahmen zugeteilt. Beim biologisch wirtschaftenden Betrieb ist auch der Zukauf von Wirtschaftsdünger hypothetisch, da dieser in der Praxis nicht immer möglich ist. Des Weiteren wurden bei der Modellierung des Stickstoffkreislaufes vereinfachende Annahmen getroffen, z. B. dass sich Denitrifikation und Stickstoffeintrag durch die Atmosphäre ausgleichen. Im Weiteren konnten aufgrund des Modellaufbaus manche Aspekte nicht berücksichtigt werden. So ist im Modell die Über- oder Underdüngung von Flächen praktisch nicht möglich, da aufgrund der Nährstoffrestriktion der Stickstoffbedarf zumindest immer gedeckt werden muss, und eine Überversorgung aufgrund der zusätzlichen Kosten und des genau bekannten Nährstoffbedarfs

nicht stattfindet. In der Praxis hingegen ist der exakte Nährstoffbedarf der Kulturpflanzen nicht bekannt und es kann somit zu Über- oder Unterversorgung kommen.

Da die Ergebnisse plausibel sind und den Trend der Praxis widerspiegeln, etwa die steigende Anzahl an ÖP-Betrieben und deren höherer Prämienaufwand, kann von der grundsätzlichen Anwendbarkeit der Ergebnisse des Betriebsmodells ausgegangen werden. Dennoch können die Modellergebnisse aufgrund der getroffenen Annahmen und der damit verbundenen Vereinfachung nicht eins zu eins in die Praxis übertragen werden. Um Modellansätze wie den vorgestellten zu verbessern, besteht weiterer Forschungsbedarf z. B. hinsichtlich der Ermittlung der tatsächlichen Kosten der Umsetzung von ÖPUL Maßnahmen anhand empirischer Studien. Die Ergebnisse des Szenarios „Kostenreduktion“ zeigen zwar ein hohes Potenzial zur Erhöhung der Kosteneffektivität durch die Kürzung der Förderhöhe, ob dieses in der Praxis jedoch realisierbar ist, gilt es in weiteren Studien zu klären. So kommt es dadurch, dass nicht alle Kosten der ÖPUL Maßnahmen im Modell berücksichtigt wurden, zu einer tendenziellen Überschätzung der GDB Änderungen. Auch gilt es zu beachten, dass LandwirtInnen ihre Entscheidungen nicht ausschließlich nach Aspekten der Gewinnmaximierung treffen sondern auch andere Faktoren, wie den Zeitaufwand, Meinung von Beratern etc., in ihre Entscheidungen mit einbeziehen.

Generell gilt es jedoch so genannten „Mitnahme-Effekten“ von Agrarumweltprogrammen zu minimieren. Darunter versteht man, dass der Landwirt für Maßnahmen bezahlt wird, die er auch ohne Förderung umgesetzt hätte (vgl. ENGEL, 2008, 670). So sollten, wie BAUDOUX (2001) in seiner Arbeit feststellt, Ausgleichzahlungen sowohl bei Erlös- als auch bei Kostenänderungen angepasst werden. Des Weiteren wurde in dieser Arbeit auf die Modellierung verschiedener Betriebstypen, Betriebsgrößen und GVE-Besatzdichten verzichtet, was die Anwendbarkeit der Ergebnisse auf einen typisch extensiven viehhaltenden Grünlandbetrieb beschränkt.

8. Literaturverzeichnis

ADDISCOTT, T.M. (2005): Nitrate, Agriculture and the Environment. Wallingford: CABI Publishing.

AERTS, R. und BERENDSE, F. (1988): The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. *Journal of Vegetatio* 76 (1988) 63-69.

BARUNKE, A. (2002): Die Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft, Erfahrungen mit Stickstoffminderungspolitiken. Kiel: Wissenschaftsverlag Vauk.

BAUDOUX, P. (2001): Beurteilung von Agrarumweltprogrammen eine einzelbetriebliche Analyse in Baden-Württemberg und Nordbrandenburg. *Agrarwirtschaft* 50 (2001), Heft 4.

BAUR, P. (1995): Ökologische Direktzahlungen: Ein Diskussionsbeitrag aus ökonomischer Sicht. *Agrarwirtschaft und Agrarsoziologie* 2 (1995) 88-115.

BAYLIS, K.; PELOW, S.; RAUSSER, G. und SIMON, L. (2007): Agri-environmental Policies in the EU and United States: A comparison. *Journal of Ecological Economics* 65 (2008) 753–764.

BEAUDOIN, N.; SAAD, J.K.; VAN LAETHEM, C.; MACHET, J.M.; MAUCORPS, J. und MARY, B. (2005): Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Journal of Agriculture, Ecosystems and Environment* 111 (2005) 292–310.

BERENTSEN, P.; HENDRIKSEN, A.; HEIJMAN, W.J.M. und VAN VLOKHOVEN, H.A. (2006): Costs and benefits of on-farm nature conservation. *Journal of Ecological Economics* 62 (2007) 571-579.

BMLFUW (2003): Evaluierungsbericht 2003, Halbzeitbewertung des Österreichischen Programms für die Entwicklung des ländlichen Raums. Wien: Selbstverlag auf <http://www.landnet.at/article/articleview/17739/1/5127> (26.7.2008).

BMLFUW (2006): Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Wien: Selbstverlag auf <http://www.landnet.at/article/articleview/50862/1/5198> (27.10.2009).

BMLFUW (2007): Sonderrichtlinie des BMLFUW für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL 2007). Wien: Selbstverlag auf <http://land.lebensministerium.at/article/articleview/62457/1/21409/> (14.7.2008).

BMLFUW (2007a): Sonderrichtlinie des BMLFUW für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL 2007) Anhänge. Wien: Selbstverlag auf <http://land.lebensministerium.at/article/articleview/62457/1/21409/> (23.8.2008).

BMLFUW (2008): Deckungsbeiträge und Daten für die Betriebsplanung 2008. Wien: Selbstverlag.

BMLFUW (2008a): EU Nitratrichtlinie 91/676/EWG Österreichischer Bericht 2008. Wien: Selbstverlag auf <http://www.wassernet.at/article/articleview/68978/1/5712/> (27.10.2009).

BMLFUW (2008b): Evaluierungsbericht 2008, Ex-post-Evaluierung des Österreichischen Programms für die Entwicklung des ländlichen Raums. Wien: Selbstverlag auf <http://land.lebensministerium.at/article/articleview/72112/1/25107/> (24.3.2010).

BMLFUW (2009): INVEKOS-Datenpool 2009 des BMLFUW. Wien: Selbstverlag auf http://www.gruenerbericht.at/cm2/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=121&Itemid=27 (14.1.2010).

BRANDES, W.; RECKE, G. UND BERGER, T. (1997): Produktions- und Umweltökonomik, Traditionelle und moderne Konzepte. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.

CUTTLE, S.P. und SCHOLEFIELD, D. (1995): Management options to limit nitrate leaching from grassland. *Journal of Contaminant Hydrology* 20 (1995) 299-312.

DECREM, M.; SPIESS, E.; RICHNER, W. und HERZOG, F. (2007): Impact of Swiss agricultural policies on nitrate leaching from arable land. *Journal of Agronomy for Sustainable Development* 27 (2007) 243–253.

DJURHUUS, J. und MØLLER HANSEN, E. (1997): Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Journal of Soil & Tillage Research* 41 (1997) 203-219.

- ENGEL, S. (2008): Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Journal of Ecological Economics* 65 (2008) 663-674.
- ERISMAN, J.W.; BLEEKER, A.; GALLOWAY, J. und SUTTON, M.S. (2007): Reduced nitrogen in ecology and the environment. *Journal of Environmental Pollution* 150 (2007) 140-149.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000): Gemeinsame Bewertungsfragen mit Kriterien und Indikatoren. Generaldirektion Landwirtschaft: Selbstverlag.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003): Landwirtschaft und Umwelt. Generaldirektion Landwirtschaft: Selbstverlag auf http://ec.europa.eu/agriculture/envir/index_de.htm (14.7.2008).
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2007): Die gemeinsame Agrarpolitik erklärt. Generaldirektion Landwirtschaft: Selbstverlag auf http://ec.europa.eu/agriculture/publi/capexplained/cap_de.pdf (28.7.2008).
- EUROPÄISCHER RAT (1991): Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG). auf <http://www.wassernet.at/article/articleview/20040/1/5712/> (27.10.2009).
- FLURY, C. (2002): *Zukunftsfähige Landwirtschaft im Alpenraum*. Kiel: Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG.
- GIBBONS, J.M.; SPARKES, D.L.; WILSON, P. und RAMSDEN, S.J. (2005): Modelling optimal strategies for decreasing nitrate loss with variation in weather – a farm-level approach. *Journal of Agricultural Systems* 83 (2005) 113–134.
- HANSEN, J.W. (1996): Is agricultural sustainability a useful concept?. *Journal of Agricultural System* 50 (1996) 117-143.
- HANSEN, E.M. und DJURHUUS, J. (1997): Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Journal of Soil & Tillage Research* 41 (1997) 203-219.
- HAZELL, P.B.R. und NORTON, R.D. (1986): *Mathematical programming for economic analysis in agriculture*. New York: MacMillan.

JONES, D. (2005): Evaluating Agri-Environmental policy in the OECD. OECD (2005): Evaluating Agri-Environmental policies, design, practice and results. 39-54.

KANTELHARDT, J. (2003): Perspektiven für ausgewählte Grünlandnutzung – Modellierung und Bewertung ausgewählter Landnutzungsverfahren. Agrarwirtschaft (177).

KAUL, H.P. (2009): mündliches Gespräch mit Univ. Prof. Dr. Hans-Peter Kaul am 25.11.2009.

KLEINWEFERS, H. und JANS, A. (1983): Einführung in die volkswirtschaftliche und wirtschaftspolitische Modellbildung. München: Verlag Franz Vahlen.

KRATOCHVIL, R. (2003): Betriebs-und regionalwirtschaftliche Aspekte einer großflächigen Bewirtschaftung nach den Prinzipien des Ökologischen Landbaus am Beispiel der Region Mostviertel-Eisenwurzen. Wien: Diss. Universität für Bodenkultur.

KTBL (1999): BMBF-Förderschwerpunkt, Umweltverträgliche Gülleaufbereitung und –verwertung. Darmstadt: KTLB-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag.

LANG, R. (1997): Modellierung von Erosion und Nitrataustrag in Agrarlandschaften. München: Diss. Technischen Universität München.

LIEBHARD, P. (2010): mündliches Gespräch mit Ao. Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. Peter Liebhard am 9.3.2010.

MCGECHAN, M.B. und TOPP, C.F.E. (2004): Modelling environmental impacts of deposition of excreted nitrogen by grazing dairy cows. Journal of Agriculture, Ecosystems and Environment 103 (2004) 149–164.

MERTENS, M. (2001): Die Anwendung der Fuzzy-Set-Theorie auf die Modellierung von Stickstoffbilanzen im Weißstädter Becken. Bayreuth: Diss. Universität Bayreuth.

MISSELBROOK, T.H.; SMITH, K.A.; JOHNSON, R.A. und PAIN, B.F. (2001): Slurry Application Techniques to reduce Ammonia Emissions: Results of some UK Field-scale Experiments. Journal of Biosystems Engineering 81 (2002) 313–321.

MISSELBROOK, T.H.; VAN DER WEERDEN, T.J.; PAIN, B.F.; JARVIS, S.C.; CHAMBERS, B.J.; SMITH, K.A.; PHILLIPS, V.R. UND DEMMERS T.G.M. (2000): Ammonia emission factors for UK agriculture. *Journal of Atmospheric Environment* 34 (2000) 871-880.

MUNCH, J.C. und VELTHOF, G.L. (2007): Denitrification and agriculture. BOTHE, H.; FERGUSON, S.J. und NEWTON, W.E. (2007): *Biology of the nitrogen cycle*. 331-341.

N.N. (2008): Persönliche Auskunft eines Angestellten der Niederösterreichischen Landwirtschaftskammer am 31.7.2008.

NÖ AGRARBEZIRKSBEHÖRDE (2004): Ökopunkte NÖ – Gemeindedokumentation. St. Pölten: NÖ Ökopunkteverein.

NÖ AGRARBEZIRKSBEHÖRDE (2005): Regionale Schwerpunkte und Ökopunkteentwicklung 1995-2005. St. Pölten: NÖ Ökopunkteverein.

NÖ LANDESREGIERUNG (2006): Grüner Bericht 2006. Abteilung Landwirtschaftsförderung: Selbstverlag.

PARKER, D. (2000): Controlling agricultural nonpoint water pollution: Costs of implementing the Maryland Water Quality Improvement Act of 1998. *Journal of Agricultural Economics* 24 (2000) 23–31.

PEARCE, D. (2005): What constitutes a good Agri-Environmental policy evaluation. OECD (2005): *Evaluating Agri-Environmental Policies, design, practice and results*. 71-97.

SCHAUPPENLEHNER, T. (2009): persönliche Mitteilung am 4.1.2009.

SCHECHTNER, G. (1991): *Wirtschaftsdünger Richtige Gewinnung und Anwendung*. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

SCHMID, E. (2004): *Das Betriebsoptimierungssystem FAMOS FArM Optimization System*. Wien: Universität für Bodenkultur.

SMITH, V.H.; TILMAN, G.D. und NEKOLA, J.C. (1999): Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Journal of Environmental Pollution* 100 (1999) 179-196.

SMITH, K.A.; JACKSON, D.R.; MISSELBROOK, T.H.; PAIN, B.F. und JOHNSON, R.A. (2000): Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques. *Journal of Agricultural Engineering Research* 77 (2000) 277-287.

SCHÖNHART, M. (2009): Schriftliche Mitteilung vom 7.5.2009.

SCHÖNHART, M.; SCHAUPPENLEHNER, T.; SCHMID, E. und MUHAR, A. (2010): Analysing maintenance and establishment of orchard meadows at farm and landscape level applying a spatially explicit integrated modelling approach. *Journal of Environmental Planning and Management* accepted.

STEINHAUSER, H.; LANGBEHN, C. und PETERS U. (1992): Einführung in die landwirtschaftliche Betriebslehre Band 1: Allgemeiner Teil. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.

SOMMER, S.G. und HUTCHINGS, N.J. (2001): Ammonia emission from field applied manure and its reduction. *Journal of Agronomy* 15 (2001) 1–15.

UMWELTBUNDESAMT (2010): Treibhausgasemissionen 1990–2008 Überblick Sektoren Klimastrategie. Wien: Selbstverlag auf http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/presse/news_2010/THG_oesterreich_1990-2008.pdf.

UTHES, S.; SATTLER, C.; ZANDER, P.; PIORR, A.; MATZDORF, B.; DAMGAARD, M.; SAHRBACHER, A.; SCHULER, J.; KJELDSSEN, C.; HEINRICH, U. und FISCHER, H. (2010): Modeling a farm population to estimate on-farm compliance costs and environmental effects of a grassland extensification scheme at the regional scale. *Journal of Agricultural Systems* (2010), doi:10.1016/j.agsy.2010.02.001.

VAN CALKER, K.J.; BERENTSEN, P.B.M.; DE BOER, I.J.M.; GIESEN, G.W.J. und HUIRNE, R.B.M. (2006): Modelling worker physical health and societal sustainability at farm level: An application to conventional and organic dairy farming. *Journal of Agricultural Systems* 94 (2007) 205-219.

VAN CALKER, K.J.; BERENTSEN, P.B.M.; GIESEN, G.W.J. UND HUIRNE, R.B.M. (2007): Maximising sustainability of Dutch dairy farming systems for different stakeholders: A modelling approach. *Journal of Ecological Economics* 65 (2008) 407-419.

VAN DER WERF, H.M.G. und PETIT, J. (2001): Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Journal of Agriculture, Ecosystems and Environment* 93 (2002) 131–145.

VAN CAUWENBERGH, N.; BIALA, K.; BIELDERS, C.; BROUCKAERT, V.; FRANCHOIS, L.; GARCIA CIDAD, V.; HERMY, M.; MATHIJS, E.; MUYS, B.; REIJNDERS, J.; SAUVENIER, X.; VALCKX, J.; VANCLOOSTER, M.; VAN DER VEKEN, B.; WAUTERS, E. und PEETERS, A. (2006): SAFE—A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. *Journal of Agriculture, Ecosystems and Environment* 120 (2007) 229–242.

WAMELINK, G.W.W.; VAN DOBBEN, H.F.; MOL-DIJKSTRA, J.P.; SCHOUWENBERG, E.P.A.G.; KROS, J.; DE VRIES, W. und BERENDSE F. (2009): Effect of nitrogen deposition reduction on biodiversity and carbon sequestration. *Journal of Forest Ecology and Management* 258 (2009) 1774–1779.

WEBB, J.; ANTHONY, S.G.; BROWN, L.; LYONS-VISSER, H.; ROSS, C.; COTTRILL, B.; JOHNSON, P. und SCHOLEFIELD, D. (2005): The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. *Journal of Agriculture, Ecosystems and Environment* 105 (2005) 307–321.

WEINMANN, B. (2002): Mathematische Konzeption und Implementierung eines Modells zur Simulation regionaler Landnutzungsprogramme. *Agrarwirtschaft* (174).

ZGRAGGEN, K. (2005): Ökonomische Evaluation der ökologischen Maßnahmen in der Schweizer Landwirtschaft. Zürich: Diss. Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich.

9. Anhang

Anhang 1: Nettoertrag der Ackerkulturpflanzen nach Intensitätsstufe in t/ha

Kulturpflanzenart	Biologisch	konventionell		
	<i>extensiv</i>	<i>extensiv</i>	<i>mittel</i>	<i>intensiv</i>
Winterweizen	3,80	4,28	5,70	6,65
Winterroggen	3,80	3,80	4,75	5,70
Wintergerste	3,80	4,28	5,70	6,65
Hafer	3,80	3,33	4,28	5,23
Triticale	3,80	3,80	4,75	5,94
Körnermais	6,65	6,65	8,08	9,03
Körnererbse	2,85	2,38	3,33	4,28
Sojabohne	2,14	1,43	2,38	3,33
Sonnenblume	2,14	1,66	2,38	3,33
Zuckerrübe	nicht möglich	36,13	42,50	51,00
Winterraps	nicht möglich	1,90	2,85	3,80

Quelle: Eigene Darstellung nach BMLFUW (2008)

Anhang 2: Nährstoffgehalt der Ackerkulturpflanzen (Haupt- und Nebenprodukt) in kg/t

Kulturpflanzenart	Hauptprodukt			Nebenprodukt		
	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>K</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>K</i>
Winterweizen	18	8	5	4	2	11
Winterroggen	15	7	6	4	2	11
Wintergerste	15	8	5	5	2	15
Hafer	18	7	5	5	3	22
Triticale ¹	16,5	7,5	5,5	4	2	11
Körnermais	15	7	4	-	-	-
Körnererbse	-	9	10	-	-	-
Sojabohne	-	10	13	-	-	-
Sonnenblume	35	18	14	-	-	-
Zuckerrübe	1,8	1	2,5	-	-	-
Winterraps	34	18	10	-	-	-

Quelle: Eigene Darstellung nach BMLFUW (2008)

¹ Berechnet aus Mittelwert von Winterweizen und Winterroggen

Anhang 3: Daten zur Milchkuhhaltung (eigene Bestandsergänzung)

	biologisch	konventionell
Variable Kosten ²	26	-7
Kraftfutterbedarf	6 KMJ NEL	6 KMJ NEL
Grundfutterbedarf	30,89 KMJ NEL	30,89 KMJ NEL
Milchproduktion	6.000 kg	6.000 kg
Nutzungsdauer	4 Laktationen	4 Laktationen
Nachzuchtanteil	0,25	0,25
Aufzuchtdauer	2 Jahre	2 Jahre
benötigte Akh	97	97

Quelle: Eigene Darstellung nach BMLFUW (2008) und eigenen Annahmen

² Inklusive des Altkuhanteils und Kälberverkaufs

Anhang 4: Wirtschaftsdüngeranfall in m³ je Milchkuh inklusive Nachzucht

Mistverfahren	Festmistanfall	Jaucheanfall	Gülleanfall
Jauche-Festmist Verfahren	16,4	8,95	
Gülleverfahren			25,9

Quelle: Eigene Darstellung nach BMLFUW (2008)

Anhang 5: Nährstoffgehalt der Wirtschaftsdünger in kg/m³

	N	P	K
Festmist	3,2	2,5	4,2
Jauche	3,4	0,2	9,5
Gülle	3,9	2	6,5

Quelle: Eigene Darstellung nach BMLFUW (2006)

Anhang 6: Darstellung der Fruchtfolgen

	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr	5. Jahr
FF 1	Körnermais	Erbse	Winterraps	Winterweizen	Sojabohne
FF 2	Wintergerste	Erbse	Triticale	Zuckerrübe	Sojabohne
FF 3	Winterweizen	Erbse	Winterroggen	Sonnenblume	Sojabohne
FF 4	Winterraps	Winterweizen	Erbse	Winterweizen	Winterroggen
FF 5	Winterweizen	Sonnenblume	Winterweizen	Wintergerste	Winterraps
FF 6	Wintergerste	Körnermais	Sonnenblume	Triticale	Erbse
FF 7	Winterweizen	Sonnenblume	Winterweizen	Körnermais	Hafer
FF 8	Winterweizen	Sonnenblume	Triticale	Körnermais	Hafer

Quelle: Eigene Darstellung

Anhang 7: Ökopunkte für die Fruchtfolge und Stickstoffeinsatz für die verschiedenen Cropmixes

Fruchtfolge	ÖP für die Fruchtfolge	N-Einsatz³
FF 1	5,5	82 kg
FF2	4,5	68 kg
FF 3	4,5	58 kg
FF4	2,5	100 kg
FF5	2,5	116 kg
FF 6	2	86 kg
FF 7	0	110 kg
FF 8	0	106 kg

Quelle: Eigene Darstellung nach BMLFUW (2006) und BMLFUW (2007a)

³ N-Einsatz lt. „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ BMLFUW (2006) (unterscheidet sich von Modelldaten, da der Stickstoffeinsatz hier auf Basis der „Düngeempfehlung für die mittlere Ertragerwartung berechnet wurde)

Anhang 8: Verkaufspreise in € je Tonne

Produkt	Biologisch	Konventionell
Winterweizen	125	290
Winterroggen	125	290
Wintergerste	115	240
Hafer	115	220
Triticale	115	220
Körnermais	120	280
Körnererbse	115	280
Sojabohne	230	430
Sonnenblume	200	305
Zuckerrübe	32,4	-
Winterraps	280	-
Heu Bodentrocknung ⁴	100	120
Milch (€/l)	0,33	0,37

Quelle: Eigene Darstellung nach BMLFUW (2008)

⁴ eigene Annahmen nach Literaturrecherche und Expertengesprächen

Anhang 9: Stickstoff Hoftorbilanz eines konventionell wirtschaftenden Betriebes im BAU Szenario in kg

		ohne AUP	ÖPUL	ÖPP
Mineraldünger		2.435,4	1.619,9	1.229,1
Nettofixierung Erbse	32 N kg/ha	29,4	29,4	29,4
<u>Summe Zufuhr</u>		<u>2.465</u>	<u>1.649,4</u>	<u>1.258,6</u>
Winterweizen	18 N kg/t	32	0,5	32
Winterroggen	15 N kg/t	78,7	65,6	78,7
Winterraps	34 N kg/t	118,9	89,1	118,9
Grundfutter	19,1 N kg/t	1.283,8	761,2	236,8
Stroh	4 N kg/t	41,5	38,9	41,5
Milch	0,0048 N kg/l	403,2	403,2	403,2
<u>Summe Verkauf</u>		<u>1.958</u>	<u>1.358,6</u>	<u>910,9</u>
<i>Gesamtsaldo</i>		<i>506,8</i>	<i>290,8</i>	<i>347,7</i>
<i>Saldo/ha</i>		<i>23,6</i>	<i>13,5</i>	<i>16,2</i>

Quelle: Eigene Darstellung nach BMLFUW (2008) und eigenen Berechnungen

Anhang 10: Stickstoff Hoftorbilanz eines biologisch wirtschaftenden Betriebes im BAU Szenario in kg

		ohne AUP	ÖPUL	ÖPP
Wirtschaftsdünger		900,7	940	900,7
Nettofixierung Erbse	32 N kg/ha	29,4	29,4	29,4
Nettofixierung Winterbegrünung	40 N kg/ha	110,4	110,4	110,4
<u>Summe Zufuhr</u>		<u>1040,5</u>	<u>1.079,8</u>	<u>1.040,5</u>
Körnermais	15 N kg/t	35,7	35,7	35,7
Sonnenblume	35 N kg/t	68,8	68,8	68,8
Grundfutter	19,1 N kg/t	244,6	244,6	244,6
Stroh	4 N kg/t	19,2	19,2	19,2
Milch	0,0048 N kg/l	403,2	403,2	403,2
<u>Summe Verkauf</u>		<u>771,5</u>	<u>771,5</u>	<u>771,5</u>
<i>Gesamtsaldo</i>		<i>269</i>	<i>308,3</i>	<i>269</i>
<i>Saldo/ha</i>		<i>12,5</i>	<i>14,3</i>	<i>12,5</i>

Quelle: Quelle: Eigene Darstellung nach BMLFUW (2008) und eigenen Berechnungen