

**Entwicklung und Modellierung von Planungsszenarien für die Land-
nutzung im Gebiet der Bornhöveder Seenkette**

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades

der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der Christian-Albrechts-Universität

zu Kiel

vorgelegt von

Martin Meyer

Kiel

2000

Inhaltsverzeichnis:

1	<u>EINLEITUNG – ZIELSETZUNG – UNTERSUCHUNGSGEBIET.....</u>	1
1.1	EINLEITUNG.....	1
1.2	ZIELSETZUNG UND VORGEHEN.....	2
1.3	UNTERSUCHUNGSGEBIET	3
1.3.1	ERD- UND LANDSCHAFTSGESCHICHTE.....	4
1.3.2	PEDOLOGISCHE UND LITHOLOGISCHE BEDINGUNGEN.....	6
1.3.3	VEGETATION UND NUTZUNG	7
2	<u>METHODIK UND DATENBASIS</u>	9
2.1	DIGITALE LANDSCHAFTSANALYSE MIT DILAMO	9
2.1.1	BOSSA-SH UND SURREAL.....	10
2.1.2	TOPNEW	12
2.1.3	TOPTRA	15
2.1.4	TOPNET	16
2.1.5	WASMOD.....	16
2.2	SZENARIOTECHNIK	23
2.2.1	EINLEITUNG	23
2.2.2	BEGRIFFSBESTIMMUNG SZENARIO, SZENARIO-TECHNIK.....	24
2.2.3	METHODISCHE ANSÄTZE DER SZENARIO-ERSTELLUNG	27
2.2.4	ANWENDUNG DER SZENARIO-TECHNIK	28
2.2.5	AUTOMATISIERTE, REPRODUZIERBARE SZENARIENENTWICKLUNG.....	31
2.3	ABLEITUNG DER BASISDATEN (IST-ZUSTAND).....	33
2.3.1	DIGITALES GELÄNDEMOMENT.....	34
2.3.2	BODENDATEN	36
2.3.3	NUTZUNGSDATEN, VIEHBESTAND, DÜNGUNG.....	36
2.3.4	KLIMADATEN	40
2.4	BEWERTUNG.....	41
2.4.1	BEWERTUNG UND ÖKOLOGISCHE PLANUNG.....	42
2.4.2	EINFÜHRUNG UND BEGRIFFSDEFINITION.....	42
2.4.3	BEWERTUNGSVERFAHREN.....	47
2.4.4	INDIKATOREN - DEFINITION, FUNKTION UND ANFORDERUNGEN.....	48
2.4.5	DIE LEITLINIE DER ÖKOSYSTEMINTEGRITÄT ALS GRUNDLAGE FÜR DIE ABLEITUNG VON FUNKTIONALITÄTSINDIKATOREN.....	51
2.4.6	AUSWAHL VON FUNKTIONALITÄTSINDIKATOREN.....	54
2.4.7	EINZUGSGEBIETE ALS BEWERTUNGSEINHEITEN	57

3	DEFINITION UND UMSETZUNG VON PLANUNGSSZENARIEN	58
3.1	EINLEITUNG.....	58
3.2	LITERATURÜBERBLICK	59
3.3	VEREINBARUNGEN FÜR BEIDE SZENARIEN	64
3.4	PLANUNGSSZENARIO A – AGRARINDUSTRIE	66
3.4.1	WALD/AUFFORSTUNGEN.....	66
3.4.2	ACKERFLÄCHEN.....	68
3.4.3	DAUERGRÜNLAND.....	69
3.4.4	VIEHHALTUNG	71
3.4.5	DÜNGUNG.....	72
3.4.6	RANDSTRUKTUREN	74
3.5	PLANUNGSSZENARIO B - KLEINSTRUKTURIERTE LANDWIRTSCHAFT	75
3.5.1	WALD/AUFFORSTUNGEN.....	75
3.5.2	ACKERFLÄCHEN.....	77
3.5.3	DAUERGRÜNLAND.....	79
3.5.4	VIEHHALTUNG	81
3.5.5	DÜNGUNG.....	82
3.5.6	RANDSTRUKTUREN	85
3.6	SZENARIENVERGLEICH	87
4	MODELLRECHNUNGEN MIT DILAMO.....	94
4.1	PARAMETRISIERUNG	94
4.1.1	EROSIONSMODELLIERUNG MIT TOPNEW.....	94
4.1.1.1	R-Faktor	94
4.1.1.2	K-Faktor	95
4.1.1.3	C-Faktoren.....	97
4.1.1.4	LS-Faktoren.....	99
4.1.2	WASMOD.....	100
4.1.2.1	Leguminosenmodellierung	102
4.2	MODELLANWENDUNG	103
4.3	ERGEBNISANALYSE UND –INTERPRETATION	104
4.3.1	EROSIONSERGEBNISSE.....	104
4.3.2	N-HAUSHALT	108
4.3.2.1	N-Verluste	109
4.3.2.2	Stickstoffabfuhr durch Ernte	114
4.3.2.3	Einzugsgebietsbezogener N-Haushalt.....	120
4.3.3	SONDERASPEKTE DER NUTZUNGSÄNDERUNG.....	130
4.3.3.1	N-Dynamik unter umgebrochenem Grünland	130

4.3.3.2	Kleegrasumbruch	131
4.3.4	C-HAUSHALT	133
4.3.5	WASSERHAUSHALT	135

5 INDIKATORBEZOGENE BEWERTUNG DER ERGEBNISSE..... 140

5.1	EINLEITUNG.....	140
5.2	LEISTUNGSVERMÖGEN DES LANDSCHAFTSHAUSHALTES.....	140
5.3	SEKTORALE BEWERTUNGSANSÄTZE.....	142
5.3.1	BODENEROSION DURCH WASSER.....	142
5.3.2	GRUNDWASSERNEUBILDUNG.....	144
5.3.3	ABFLUßREGULATIONSFUNKTION	145
5.3.4	NITRAT IM GRUNDWASSER.....	147
5.3.5	N-BILANZ	148
5.3.6	NATURRAUM- UND BIOTOP AUSSTATTUNG UND HABITATFUNKTION	150
5.4	INTEGRATIVE BEWERTUNG	153
5.4.1	EINLEITUNG	153
5.4.2	EINZUGSGEBIETSBEZOGENE GANZHEITLICHE BEWERTUNG DER SZENARIEN	154

6 SCHLÜßFOLGERUNGEN FÜR DAS LANDSCHAFTSMANAGEMENT 160

7 ZUSAMMENFASSUNG..... 162

8 LITERATURVERZEICHNIS..... 164

9 ANHANG 177

Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1: Lage der Bornhöveder Seenkette im Randbereich der Weichselvereisung.....	5
Abbildung 2: Flächennutzung im Untersuchungsgebiet Bornhöveder Seenkette	8
Abbildung 3: DILAMO - ein Methodenpaket zur digitalen Landschaftsanalyse und Modellierung.....	10
Abbildung 4: Modellierte Teilprozesse zum Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt.....	22
Abbildung 5: Denkmodell zur Darstellung von Szenarien.....	25
Abbildung 6: Anforderungen und Ziele der Szenarioentwicklung.....	33
Abbildung 7: Abgrenzung von Einzugsgebieten im Bereich der Bornhöveder Seenkette	35
Abbildung 8: Verhältnis von Leitbild, Leitlinie, Umweltqualitätszielen und Umweltqualitätsstandards.....	45
Abbildung 9: Dach der Nachhaltigen Landschaftsentwicklung	52
Abbildung 10: Darstellungsbeispiel einer ganzheitlichen Bewertung der Ökosystemintegrität	57
Abbildung 11: Karte des Untersuchungsgebietes mit gewählten Ausschnitten zur Berechnung der Knickdichte	86
Abbildung 12: Flächenanteile (in ha) der Hauptnutzungstypen im Gesamtgebiet	88
Abbildung 13: Verbreitung der jeweiligen Ackerfrüchte in den Szenarien	89
Abbildung 14: Unterschiede in der Grünlandbewirtschaftung in den Szenarien.....	90
Abbildung 15: Berechnete Stoffeinträge in die Szenariolandschaften.....	91
Abbildung 16: Berechnete Stoffeinträge in die Szenariolandschaften – flächenbezogen	91
Abbildung 17: Viehbestände und Großvieheinheiten (GV) in den Szenarien.....	92
Abbildung 18: Karte der Hauptnutzungstypen in den Szenarien.....	93
Abbildung 19: Regressionsanalyse zwischen berechneten K-Faktoren und Schluffgehalt der Bodenhorizonte.....	96
Abbildung 20: Karten der potentiellen Sedimenteinträge in die Vorfluter des Untersuchungsgebietes in den Szenariovarianten.....	106
Abbildung 21: Karten der mittleren, langjährigen, potentiellen Bodenabträge durch Bodenerosion in den Szenariovarianten.....	107
Abbildung 22: Karten der Stickstoffauswaschung in den einzelnen Szenarien.....	111
Abbildung 23: Karten der Denitrifikationen in den Szenarien im Vergleich.....	112
Abbildung 24: Karten der Nitratkonzentration im Bodensickerwasser.....	113
Abbildung 25: Verlauf der N-Frachten in den Vorflutern im Szenariovergleich.	114

Abbildung 26: Winterweizenerträge in den Szenarien	116
Abbildung 27: Winterroggenerträge in den Szenarien	117
Abbildung 28: Ernteerträge von Zuckerrüben, Futterrüben und Kartoffeln in den Szenarien.	119
Abbildung 29: Differenzierte, mittlere, einzugsgebietsbezogene N-Bilanz für das gesamte Einzugsgebiet Bornhöveder Seenkette in den Szenariovarianten Ist, A, und B.....	121
Abbildung 30: Nutzungsverteilung und simulierte N-Fracht in den Vorflutern des Einzugsgebietes Nr. 1 (Stolper See)..	122
Abbildung 31: Nutzungsverteilung und simulierte N-Fracht in den Vorflutern des Einzugsgebietes Nr. 14 (Stolper See).....	123
Abbildung 32: Nutzungsverteilung und simulierte N-Fracht in den Vorflutern des Einzugsgebietes Nr. 4 (Schmalensee).....	124
Abbildung 33: Nutzungsverteilung und simulierte N-Fracht in den Vorflutern des Einzugsgebietes Nr. 9 (Belauer See).....	124
Abbildung 34: Nutzungsverteilung und simulierte N-Fracht in den Vorflutern des Einzugsgebietes Nr. 3 (Schierensee).	125
Abbildung 35: Nutzungsverteilung und simulierte N-Fracht in den Vorflutern des Einzugsgebietes Nr. 10 (Schierensee).	126
Abbildung 36: Nutzungsverteilung und simulierte N-Fracht in den Vorflutern des Einzugsgebietes Nr. 16 (Schierensee)	126
Abbildung 37: Nutzungsverteilung und simulierte N-Fracht in den Vorflutern des Einzugsgebietes Nr. 5 (Bornhöveder See).....	127
Abbildung 38: Nutzungsverteilung und simulierte N-Fracht in den Vorflutern des Einzugsgebietes Nr. 8 (Bornhöveder See).....	128
Abbildung 39: Nutzungsverteilung und simulierte N-Fracht in den Vorflutern des Einzugsgebietes Nr. 11 (Bornhöveder See).....	128
Abbildung 40: Nutzungsverteilung und simulierte N-Fracht in den Vorflutern des Einzugsgebietes Nr. 13 (Bornhöveder See).....	129
Abbildung 41: Abnahme des N-Vorrats im Boden nach Grünlandumbruch im Zeitverlauf	130
Abbildung 42: Mineralisation während des Kleegrasanbaus, im Folgejahr und für alle Ackerflächen gemittelt.....	133
Abbildung 43: Mittlere jährliche Kohlenstoffbilanz (C-Speicherung im Boden) in den Szenarien	135
Abbildung 44: Karten der mittleren Grundwasserneubildung in den Szenarien	136

Abbildung 45: Bewertungskarten der Nitratkonzentration im Sickerwasser in den Szenarien	148
Abbildung 46: Bewertung der Ökosystemintegrität im Gesamteinzugsgebiet.....	155
Abbildung 47: Darstellung der Funktionalitätsindikatoren der Einzugsgebiete 1, 14, 4, 9, 3 und 10 (Stolper See, Schmalensee, Belauer See und Schierensee).....	156
Abbildung 48: Darstellung der Funktionalitätsindikatoren der Einzugsgebiete 16, 5, 8, 11 und 13 (Schierensee und Bornhöveder See).....	158
Abbildung 49: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 1 (Stolper See) in den Szenariovarianten Ist, A und B.....	177
Abbildung 50: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 14 (Stolper See) in den Szenariovarianten Ist, A und B.....	178
Abbildung 51: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 4 (Schmalensee) in den Szenariovarianten Ist, A und B.....	179
Abbildung 52: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 9 (Belauer See) in den Szenariovarianten Ist, A und B.....	180
Abbildung 53: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 3 (Schierensee) in den Szenariovarianten Ist, A und B.....	181
Abbildung 54: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 10 (Schierensee) in den Szenariovarianten Ist, A und B.....	182
Abbildung 55: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 16 (Schierensee) in den Szenariovarianten Ist, A und B.....	183
Abbildung 56: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 5 (Bornhöveder See) in den Szenariovarianten Ist, A und B.....	184
Abbildung 57: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 8 (Bornhöveder See) in den Szenariovarianten Ist, A und B.....	185
Abbildung 58: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 11 (Bornhöveder See) in den Szenariovarianten Ist, A und B.....	186
Abbildung 59: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 13 (Bornhöveder See) in den Szenariovarianten Ist, A und B.....	187

Tabellenverzeichnis:

Tabelle 1: Liste der berücksichtigten Einzelprozesse.....	17
Tabelle 2: Flächengröße und Bezeichnung der definierten Einzugsgebiete.....	35
Tabelle 3: Nutzungsvarianten, Düngung und Flächenanteil der Kulturen im Ausgangszustand	38
Tabelle 4: Übersicht über die verwendeten Klimadaten bzw. -dateien	40
Tabelle 5: Überblick über die Planungsszenarien für den Bereich der Bornhöveder Seenkette	58
Tabelle 6: Modellergebnisse der Studie von BECHMANN et al. (1993)	62
Tabelle 7: Fruchtfolgen und ihre Verteilung im Szenario A.....	69
Tabelle 8: Erträge der Kulturarten in dt/ha für die Ertragsstufe 4.....	73
Tabelle 9: Düngung gesamt in kg N/ha.....	73
Tabelle 10: Übersicht über die Fruchtfolgen im Szenario B.....	79
Tabelle 11: Futterbilanz für das Szenario B	82
Tabelle 12: Anbauvarianten der Kulturarten mit Düngemenge und -art sowie dem durchschnittlichen Flächenanteil.....	84
Tabelle 13: Kurzcharakterisierung der beiden Planungsszenarien	87
Tabelle 14: K-Faktoren und ihr jeweiliger Flächenanteil.....	96
Tabelle 15: C-Faktoren der Kulturarten in den Szenarien.....	98
Tabelle 16: C-Faktoren der Fruchtfolgen im Szenario A	99
Tabelle 17: C-Faktoren der Fruchtfolgen im Szenario B	99
Tabelle 18: Auszug aus der Datei PFLANZE im Modell WASMOD	102
Tabelle 19: Ergebnisse der Erosionsmodellierung in den Szenariolandschaften.....	105
Tabelle 20: Auswaschungsverluste mit dem Sickerwasser und durch Denitrifikation in Abhängigkeit vom Nutzungstyp und vom Szenario	109
Tabelle 21: Mittlere Sickerverluste (gewichteter Mittelwert) ausgewählter Kulturarten im Szenariovergleich	110
Tabelle 22: Durchschnittliche Ernteerträge ausgewählter Kulturarten im Vergleich.....	114
Tabelle 23: Erträge im ökologischen Landbau im Vergleich mit Literaturwerten.....	118
Tabelle 24: Auswirkungen des Grünlandumbruchs auf den Stickstoffhaushalt der Böden	131
Tabelle 25: Kohlenstoff- und Stickstoffpools im Einzugsgebiet 3 des Szenarios B nach Grünlandumbruch und differenziert nach Nutzungen.....	131
Tabelle 26: Mittlere jährliche Kohlenstoffbilanz (Boden) der Fruchtfolgen im Szenario A	134
Tabelle 27: Mittlere jährliche Kohlenstoffbilanz (Boden) der Fruchtfolgen im Szenario B	134

Tabelle 28: Kohlenstoffbilanz der Szenariolandschaften im Vergleich	135
Tabelle 29: Wasserbilanzgrößen in den Szenarien im Vergleich.	136
Tabelle 30: Wasserbilanz der Hauptnutzungstypen in den Szenarien	137
Tabelle 31: Wasserbilanzen der Einzugsgebiete im Vergleich.....	138
Tabelle 32: Wasserbilanzen unter aufgeforsteten Standorten in den Szenarien.....	139
Tabelle 33: Bestimmung des Erosionswiderstandes der Landschaft und seine Bewertung im Hinblick auf die Bodenerosionsanfälligkeit und die landwirtschaftliche Nutzungseignung	142
Tabelle 34: Bewertung der Bodenerosion in den Szenariolandschaften. Flächenanteil der Szenarien an den jeweiligen Bewertungsklassen.....	143
Tabelle 35: Klassifizierung der Grundwasserneubildung.....	144
Tabelle 36: Bewertung der Grundwasserneubildung im Szenariovergleich	145
Tabelle 37: Bewertung von Versiegelung/Bodenbedeckung.....	145
Tabelle 38: Bewertung der Hangneigung, der Infiltrationskapazität und der nutzbaren Feldkapazität	146
Tabelle 39: Bewertungsergebnis der Abflußregulationsfunktion in den Szenarien.....	146
Tabelle 40: Bewertung der Nitratkonzentration im Sickerwasser und Flächenanteile in den Szenarien	147
Tabelle 41: Bewertung der N-Verluste bzw. Bilanzüberschüsse	150
Tabelle 42: SHANNON-Index der Flächennutzung in den Szenarien	151

1. Einleitung – Zielsetzung – Untersuchungsgebiet

1.1 Einleitung

Wie sieht die Zukunft aus? Diese Frage kann niemand mit **Sicherheit** beantworten. In der vorliegenden Arbeit soll daher die Frage nach einer **möglichen Zukunft** und den daraus resultierenden Konsequenzen im Vordergrund stehen. Die Schwierigkeit einer Vorhersage besteht darin, daß unsicher ist, ob die Wirkungsfaktoren stabil bleiben, d.h. es ist fraglich, ob die Einflußgrößen, die heute bestimmend sind, es auch in der Zukunft noch sein werden. Je weiter der Blick vorausgehen soll, desto unsicherer wird er. Deshalb bedient man sich – neben der Entwicklung probabilistischer Modellierungsansätze für Prognosezwecke – vor allem der **Szenario-Technik**.

Die konkrete Fragestellung, die in dieser Arbeit verfolgt wird, behandelt die mögliche zukünftige Landnutzung, bzw. das System der landwirtschaftlichen Nutzung und die sich daraus ergebenden Konsequenzen. Immer wieder hat sich die Landnutzung in der Vergangenheit gravierend verändert und wird es auch in der Zukunft tun.

Aber welche Faktoren könnten größere Veränderungen verursachen?

- **Agenda 2000:** Verstärkung der Konzentrationstendenzen in der Landwirtschaft.
- **Nachhaltigkeitsparadigma** (Agenda 21): Ökologisierung der Gesellschaft.
- **Regierungswechsel:** neue Gesetze, neue Zielsetzungen in der Politik.
- **Wertewandel in der Gesellschaft**
- **Technischer bzw. biotechnologischer Fortschritt:** Neue Sorten, genmanipuliert, robust, leistungsstark oder Precision-Farming mit teilschlagbezogen optimierter Bewirtschaftung

Nach Ansicht einiger Autoren (z.B. BRAUN 1995, CHRISTEN 1997) ist das Umweltbewußtsein der Bevölkerung in den letzten Jahren (Jahrzehnten) gestiegen. Insbesondere gegenüber Umweltproblemen, die der intensiven Landbewirtschaftung zuzuschreiben sind, ist man kritischer geworden.

Der **Konflikt zwischen Landwirtschaft und Naturschutz** in einer agrarisch überprägten Landschaft ist offensichtlich. Eine intensive Landbewirtschaftung, die bisher noch immer die Ziele der Ertragssteigerung und Gewinnmaximierung verfolgt, beeinträchtigt verschiedene Ökosysteme. Beeinträchtigte Systeme sind der Boden, das Grundwasser, die Luft, die Oberflächengewässer, die Flora und Fauna sowie die Landschaftsästhetik.

Der **Landschaftsplanung** fällt nach dem Bundesnaturschutzgesetz die Aufgabe zu, die Belange des Natur- und Landschaftsschutzes durchzusetzen. Häufig wird die Landschaftsplanung in Deutschland hart kritisiert. Warum funktioniert die Landschaftsplanung nicht?

NACHBAR (1997) faßt in seiner Arbeit einige wichtige Kritikpunkte zusammen:

- geringe Berücksichtigung der Umweltmedien Boden, Wasser und Luft
- häufig nur Berücksichtigung bei der Bestandsaufnahme
- abiotische Faktoren sind kaum planungsrelevant
- ungenügende gesetzliche Grundlage der kommunalen Landschaftsplanung
- L-Planung nur "Anhängsel" anderer Fachplanungen (Bauleitpläne)
- fehlende Geldmittel, Ausbildung der Planer und zeitlicher Druck bei der Erarbeitung
- fehlende Akzeptanz in der Bevölkerungsgruppe der Landnutzer
- keine Verbindlichkeit der Planungen, erst nach Integration in andere Planungen
- geringer Einsatz von GIS und anderen innovativen Methoden
- Subjektivität, Bewertungsprobleme
- fehlende Erfolgskontrolle
- Pläne haben häufig mehr beschreibenden als planerischen Charakter

Die Landwirtschaft hat in Teilen der Bevölkerung und in den Augen vieler Naturschützer ein schlechtes Ansehen, das viele Ursachen hat. Die Landwirtschaft verfügt als **Wirtschaftszweig** über einen geringen Prozentsatz am Bruttoinlandsprodukt: nur 4% der Beschäftigten in Deutschland arbeiten in der Landwirtschaft und erwirtschaften 1% des BIP (BARATTA 1994). Die hohen Überschüsse im Agrarsektor der EU beherrschen seit langer Zeit die Nachrichten. Dennoch wird unvermindert intensiv gewirtschaftet. Hinzu kommt, daß ca. 50% der Einkommen der Landwirte in Schleswig-Holstein aus Subventionen stammen (KIELER NACHRICHTEN vom 15.01.1998). Zu den direkten Kosten, die die Landwirtschaft auf diese Weise in der Gesellschaft verursacht, kommen die Kosten der Landwirtschaft, die durch ökologische Schäden entstehen.

Auf der anderen Seite steht der Auftrag der Landwirtschaft, die Sicherung der Nahrungsmittelproduktion auch in Krisenzeiten zu gewährleisten. Weiterhin hat die Landwirtschaft eine wichtige, prägende Funktion im ländlichen Raum inne. Sie bestimmt als Hauptlandnutzer das Landschaftsbild und das ländliche Leben.

1.2 Zielsetzung und Vorgehen

Im Konzept zur dritten Förderphase des FE-Vorhabens "Ökosystemforschung in der Bornhöveder Seenkette" ist die **Erstellung planungsnaher Nutzungsszenarien unter Einsatz der dafür geeigneten Modelle und Expertensysteme** angekündigt worden.

Wie beschrieben, kann die kommunale Landschaftsplanung die Aufgaben und Erfordernisse nicht adäquat erfüllen. Mit Hilfe von Szenarien soll eine systemanalytische Untersuchung mög-

licher zukünftiger Entwicklungen erfolgen, und mit den Ergebnissen sollen die Entscheidungsprozesse einer **ökologischen Planung** unterstützt werden. Simulationsmodelle sind für solche Fragestellungen entwickelt worden. Nach der Phase der Validierung soll ihre Anwendung für Zukunftsszenarien erfolgen.

In dieser Szenariostudie findet eine Anwendung existierender Verfahren in einem neuen Kontext statt. Dies kann auch zum Aufdecken von Lücken im Wissensstand und in den Methoden dienen. Die Entwicklung komplexer Landschaftsszenarien und die Entwicklung einer Methodik zur regelbasierten und somit reproduzierbaren Szenarientwicklung sind weitere Schwerpunkte und Ziele dieser Arbeit. Die ökologischen Effekte der Szenarioveränderungen werden dargestellt und durch geeignete Verfahren bewertet. Ein weiteres Ziel ist es, beurteilen zu können, welche Möglichkeit der Entwicklung die Landschaft hat und wie diese eventuell optimiert werden kann.

Die einzelnen **Arbeitsschritte** dieser Arbeit sind:

1. Formalisierte Entwicklung von Planungsszenarien für die Landnutzung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. GIS-gestützte Umsetzung allgemein formulierter Planungsvorgaben/Annahmen als Beitrag zur Transparenz und Reproduzierbarkeit sowie zur automatisierten Unterstützung der Umweltpflege unter Nutzung aller verfügbaren Daten.
 - Anwendung der Szenario-Technik zur Szenarioentwicklung. Bildung von konsistenten Annahmenbündeln zur Veranschaulichung der Szenarien
 - Flächenscharfe Umsetzung der Annahmen im Geographischen Informationssystem (GIS) mit Hilfe formalisierter Regeln
2. Folgeabschätzung/Bilanzierung der getroffenen Entscheidungen mit einem dynamischen, flächenscharfen Simulationsmodell (WASMOD) in bezug auf den Wasser- und Stoffhaushalt.
 - Parametrisierung der beiden Planungsszenarien
 - DILAMO-Anwendung (TOPNEW, WASMOD)
 - Auswertung, Plausibilitätsprüfung und Interpretation der Ergebnisse
3. Standort- bzw. einzugsgebietsbezogene Ergebnisbewertung anhand vorher ausgewählter Indikatoren. Testung von integrativen oder polyfunktionalen Bewertungsverfahren.
 - Auswahl von Indikatoren
 - Bewertung
 - „Amöbendarstellung“ zur vergleichenden Analyse der verschiedenen Szenarien

1.3 Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet für diese Arbeit dient das Einzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette. Hier wird bereits seit 1988 das F&E-Vorhaben "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhö-

veder Seenkette" betrieben. Der etwa 30 km südlich von Kiel gelegene Hauptforschungsraum des Forschungsvorhabens umfaßt das oberirdische Einzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette. Der Bornhöveder, Schmalen-, Belauer und Stolper See werden von der Alten Schwentine in Süd-Nord-Richtung durchflossen, der Fuhlen- und Schierensee sind über die Vorfluter der Fuhlensee-Niederung und die Schierenseer Au an dieses Gewässernetz angeschlossen. Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Übergangsbereich zwischen der Jungmoränenlandschaft und den Außensandern des Weichselglazials (GARNIEL 1988). Dieses Gebiet wird den Naturräumen der Holsteinischen Vorgeest und des Ostholsteinischen Seen- und Hügellandes zugeordnet (VENEBRÜGGE 1988). Es zeichnet sich durch lebhaftes Relief aus und weist einen engräumigen Wechsel von Gewässern, Äckern, Grünland, Wäldern und Knicks (Wallhecken) auf (LEITUNGSGREMIUM 1992). Durch das Auftreten verschiedener Ökochoren aquatischer und terrestrischer Ökotope auf engem Raum bieten sich hier ökosystemare Untersuchungen zwischen diesen beiden Systemen an (SCHLEUSS 1992). Das Gebiet wurde nach multivariater regionalstatistischer Analyse ausgewählt (FRÄNZLE et al. 1986) und kann in der Zusammensetzung ökosystemar relevanter Raumstrukturen für weite Teile der norddeutschen Alt- und Jungmoränenlandschaft und ihrer Schmelzwasserablagerungen als repräsentativ angesehen werden (LEITUNGSGREMIUM 1992).

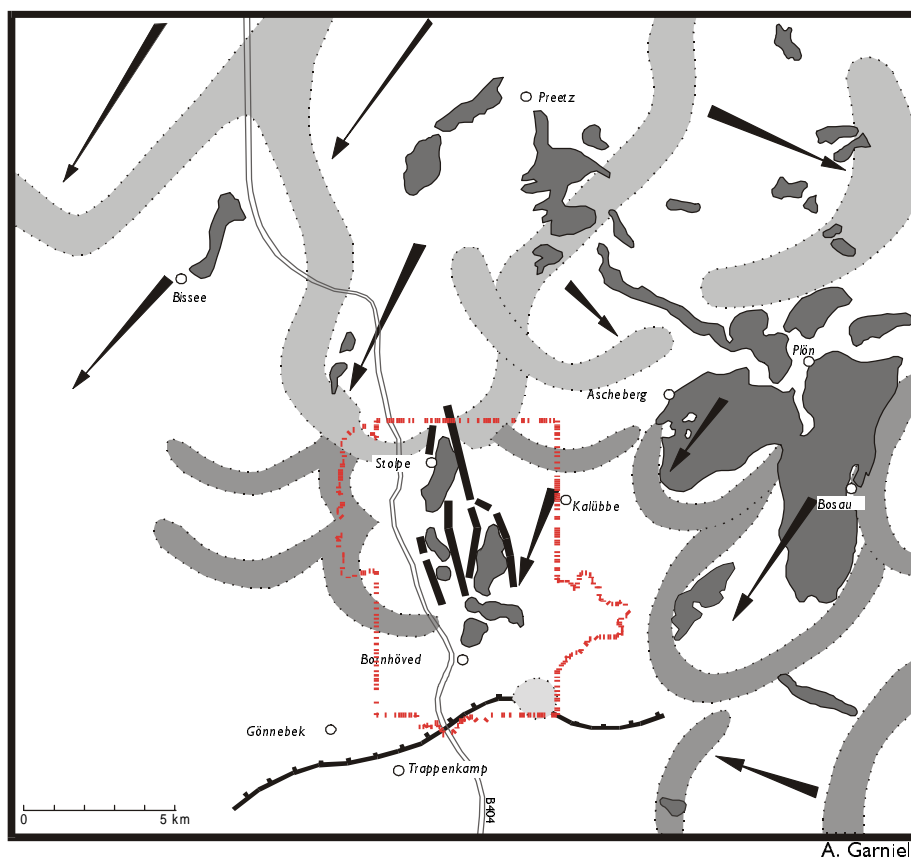
Das Untersuchungsgebiet ist durch ein ozeanisch-gemäßigtes Klima gekennzeichnet. Die Jahresmitteltemperatur von 8.3 °C liegt um 0.2 °C höher als der Landesdurchschnitt. Das langjährige Niederschlagsmittel von 757 mm führt zu einer deutlich positiven Wasserbilanz. Niederschlagsereignisse > 10 mm (erosionsrelevante Niederschläge) treten im langjährigen Durchschnitt an 19 Tagen auf (BEINHAUER 1988). Eine Dokumentation und Beschreibung des für die Modellrechnungen verwendeten Klimadatensatzes erfolgt im Teilkapitel 2.3.4.

1.3.1 Erd- und Landschaftsgeschichte

Die heutige Oberfläche der Bornhöveder Seenkette ist ausschließlich mit quartären Sedimenten überdeckt. Im präquartären Untergrund lagern tertiäre Schichtfolgen und terrestrische Sedimente der Trias (Buntsandstein) über permischen Salzschiefern. Infolgedessen kam es zu halokinetischen Bewegungen, die im Keuper ihren Höhepunkt erreichten. Zwischen der Bramstedt-Boostedt-Honigsee-Salzmauer im Westen und dem Segeberger Salzstock im Südosten verläuft der ostholsteinische (Preetzer, Bramstedt-Kieler) Trog, in dessen Achse die Bornhöveder Seenkette zur Ausbildung kam (GARNIEL 1991, PIOTROWSKI 1991). Im jüngeren präquartären Untergrund befinden sich Sedimente aus dem Oligozän und Miozän, die glazialtektonisch stark überformt sind. Infolge dieser Stauchung schwankt die Höhenlage der Tertiär/Quartär-Grenzfläche zwischen -37 m NN und -191 m NN (LEITUNGSGREMIUM 1992).

Während des Weichselpleistozäns wurde das Untersuchungsgebiet glazialmorphologisch überprägt. Nur im Bereich des Grimmelsberges südöstlich von Bornhöved stehen Ablagerungen an,

welche die saalezeitlichen Gletscher des Warthestadiums hinterließen. Die Randlagen der Weichselvereisung im Untersuchungsgebiet zeigt Abbildung 1.



Lage des Hauptforschungsraumes im Randbereich der Weichselvereisung








-  Saalezeitliche Moränen
-  Randlagen des zweiten Weichsel-Vorstoßes
-  Randlagen des dritten Weichsel-Vorstoßes
-  Hauptvorstoßrichtung
-  Ursprung des Trappenkamper Sanders
-  Zonen mit subglazialer Schmelwassererosion ("Tunneltal")
-  Untersuchungsgebiet

Abbildung 1: Lage der Bornhöveder Seenkette im Randbereich der Weichselvereisung (aus: LEITUNGSGREMIUM 1992, verändert)

Der erste Weichsel-Vorstoß hat im Bornhöveder Raum entweder keine morphographisch bedeutsamen Endmoränen hinterlassen oder sie wurden später wieder zerstört. Durch Bohrungen konnte - allerdings nur lückenhaft - eine Grundmoräne nachgewiesen werden, deren Mächtigkeit zwischen mehreren Dezimetern und maximal 6 m schwankt (GARNIEL 1988, LEITUNGSGREMIUM 1992). Während der anschließenden intensiven Sanderschüttung blieben

große Toteisblöcke zurück, die durch Sedimentüberdeckung bis zum Ausklingen des Pleistozäns vor dem Tauen geschützt waren.

Der zweite Weichsel-Vorstöß hinterließ im Untersuchungsgebiet eine komplexe Sedimentdecke, die den größten Flächenanteil einnimmt. Zunächst stieß das Eis aus nördlicher Richtung vor und spaltete sich in zwei Loben: die östliche oder Bosauer Zunge erodierte das tiefe Ostbecken des Plöner Sees. Die westliche oder Preetzer Zunge überfuhr im Bornhöveder Raum die glazifluvialen Ablagerungen des ersten Vorstoßes und erreichte eine maximale Ausdehnung entlang der Linie Gönnebek-Bornhöved-Grimmelsberg-Burade. Südlich dieser Linie wurde der Trappenkamper Sander aufgeschüttet.

Die Randlagen des dritten weichselzeitlichen Vorstoßes berührten das heutige Untersuchungsgebiet im Norden. Die Schmelzwässer lagerten im Gletscherrandbereich zwischen Stolpe und Wankendorf geringmächtige sandige bis kiesige Sedimente ab (GARNIEL 1988).

Im Spätglazial und Frühholozän kam es durch das Tieftauen der verschütteten Toteisblöcke zu einer Reliefumkehr, der die heutige Kames- und Seenlandschaft ihr Erscheinungsbild verdankt. Weiterhin sind seit Beginn des Holozäns organogene Verlandungsprozesse wirksam, die zahlreiche kleinere Toteissenken verfüllten und an vielen Seeufern einen Verlandungsgürtel entwickelten. In Tal- und Beckenlagen kamen fluviale und limnische Sedimente und oft mehrere Meter mächtige Torfe zur Ablagerung.

1.3.2 Pedologische und lithologische Bedingungen

Die geologischen Verhältnisse, die Geomorphogenese sowie die anthropogene Überprägung des Untersuchungsgebietes bedingen eine pedologisch hohe Variabilität für schleswig-holsteinische Verhältnisse (LEITUNGSGREMIUM 1992). Die verschiedenen Ausgangssubstrate wie Sande (Geschiebe- und Schmelzwassersande), Geschiebemergel und Torfe sind hierfür verantwortlich. Das Untersuchungsgebiet kann lithologisch sehr grob in einen nördlichen Teil, einen mittleren und einen südlichen Teil differenziert werden (SCHLEUSS 1992). Im nördlichen Teil entwickelten sich aus Geschiebemergel Parabraunerden und Pseudogleye, Kolluvien im Unterhangbereich sowie Gleye, Moorgleye, Niedermoore und vereinzelt Kolluvisol-Gleye in Senken. Im mittleren und südlichen Teil des Untersuchungsgebietes befinden sich Sanderflächen und Geschiebesande. Hier haben sich sandige Braunerden in Übergängen zu Rostbraunerden sowie sandige Kolluvisol-Braunerden und mächtige Kolluvisole im Hangbereich gebildet. Gleye und Niedermoore bildeten sich in Senkenlagen (SCHLEUSS 1992, LEITUNGSGREMIUM 1992).

Für die Modellrechnungen werden Bodendaten aus den Beschrieben der Bodenschätzung abgeleitet und ausgewertet. Die Methoden der Ableitung, Verarbeitung und Funktionsbewertung der detaillierten und flächendeckenden Bodenparameter werden in dem Kapitel 2.3.2 und bei REICHE (2000) vorgestellt.

1.3.3 Vegetation und Nutzung

Im Bereich der Bornhöveder Seenkette wurde in einem ca. 40 km² großen Gebiet eine aktuelle pflanzensoziologische Kartierung durchgeführt. Insgesamt können hier mehr als 80 Vegetationstypen unterschieden werden (LEITUNGSGREMIUM 1992).

Im Norden und Nordosten des Bornhöveder Seengebietes prägen Gutsbetriebe die heutige Agrarstruktur. Sie unterscheiden sich von den mittelbäuerlichen Familienbetrieben, wie sie im zentralen und südlichen Teil vorliegen, durch großflächige, an Knicks und Hecken armen Schlägen, auf denen intensiver Ackerbau betrieben wird. Für die im übrigen Gebiet anzutreffenden Betriebe ist eine Mischwirtschaft von Ackerbau und Viehwirtschaft typisch. Die Flächen sind kleiner, der Grünlandanteil meist höher, und das Landschaftsbild ist durch Knicks strukturiert. Für das Wirtschaftsjahr 1987/88 wurde bei 63 von 152 Betriebsleitern im betrachteten Raum eine Fragebogenerhebung, welche die Stoffeinträge und Bearbeitungsmaßnahmen erfaßte, durchgeführt (REICHE 1991).

Um ein flächendeckendes und aktuelles Bild der Flächennutzung und insbesondere der Fruchtfolgen zu erhalten, wurden Satellitenbilder ausgewertet und in Kombination mit den Befragungsergebnissen, den Kartierungsergebnissen und den landwirtschaftlichen Statistiken analysiert. Die Methodik und die Ergebnisse werden im Kapitel 2.3.3 vorgestellt.

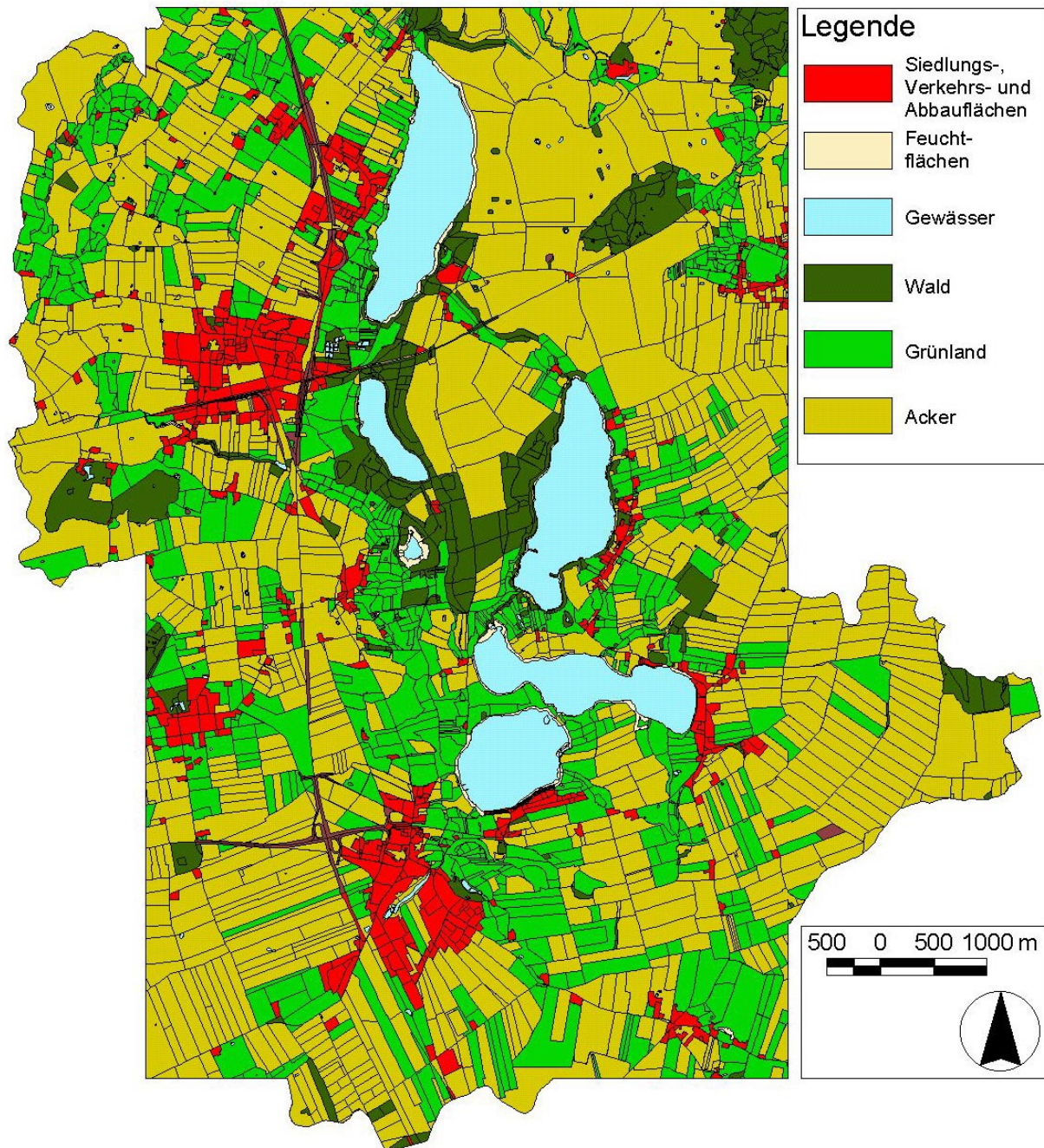


Abbildung 2: Flächennutzung im Untersuchungsgebiet Bornhöveder Seenkette

2 Methodik und Datenbasis

2.1 Digitale Landschaftsanalyse mit DILAMO

Um eine integrierende, das landschaftliche Wirkungsgefüge insgesamt widerspiegelnde Analyse zu erstellen, bedarf es ausreichend differenzierter, flächendeckender und dynamischer landschaftsökologischer Modelle (PLACHTER 1996 zitiert in REICHE et al. 1999). Die Intention der Modellentwicklung im Kieler Ökologie-Zentrum ging seit jeher in Richtung planungsrelevanter, anwendungsbezogener Methodenentwicklung. So werden bereits einige der im folgenden beschriebenen Modelle im Planungskontext eingesetzt. Allerdings ist der Datenbeschaffungs- und Aufbereitungsaufwand teilweise recht hoch, was einen Einsatz in der Landschaftsplanung aufgrund der äußerst limitierten Zeit- und Geldmittel erschwert.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ entstand das Methodenpaket „DILAMO“ (Digitale Landschaftsanalyse und –modellierung, REICHE et al. 1999). Dieses aufeinander abgestimmte System von Computermodellen dient der komplexen Analyse und Bewertung von Landschaftsräumen. DILAMO bietet mit dem Programm WASMOD die Möglichkeit, auf verschiedenen Maßstäben - vom Bodenprofil bis zum Einzugsgebiet mit mehreren 100 km² Größe -, den Stoff-, Wasser- und Energiehaushalt und die darin stattfindenden Prozesse dynamisch in ihren Ursache-Wirkungsbeziehungen modellhaft zu berechnen. Darüber hinaus kann mit den Programmen „BOSSA“, „TOPNEW“, „TOPTRA“, „TOPNET“ und „SURREAL“ unter Zuhilfenahme eines GIS eine boden-, relief und hydrologiebezogene Strukturanalyse des Gebietes durchgeführt werden. Das Modellsystem kombiniert dynamische und statische Rechenverfahren. Durch die Kopplung mit dem Geographischen Informationssystem ARC/INFO können topologische Informationen in die Berechnungen einfließen und auch eine räumlich differenzierte Darstellung der Ergebnisse ist möglich.

Die Abbildung 3 bietet einen Überblick über den Umfang von DILAMO. Auf eine detaillierte Beschreibung aller Module wird an dieser Stelle verzichtet und diesbezüglich auf die Arbeiten von KESSLER (1998) und REICHE et al. (1999) sowie auf die Online-Dokumentation (www.pz-oekosys.uni-kiel.de/~ernst/dilamo/dilamo.htm) verwiesen.

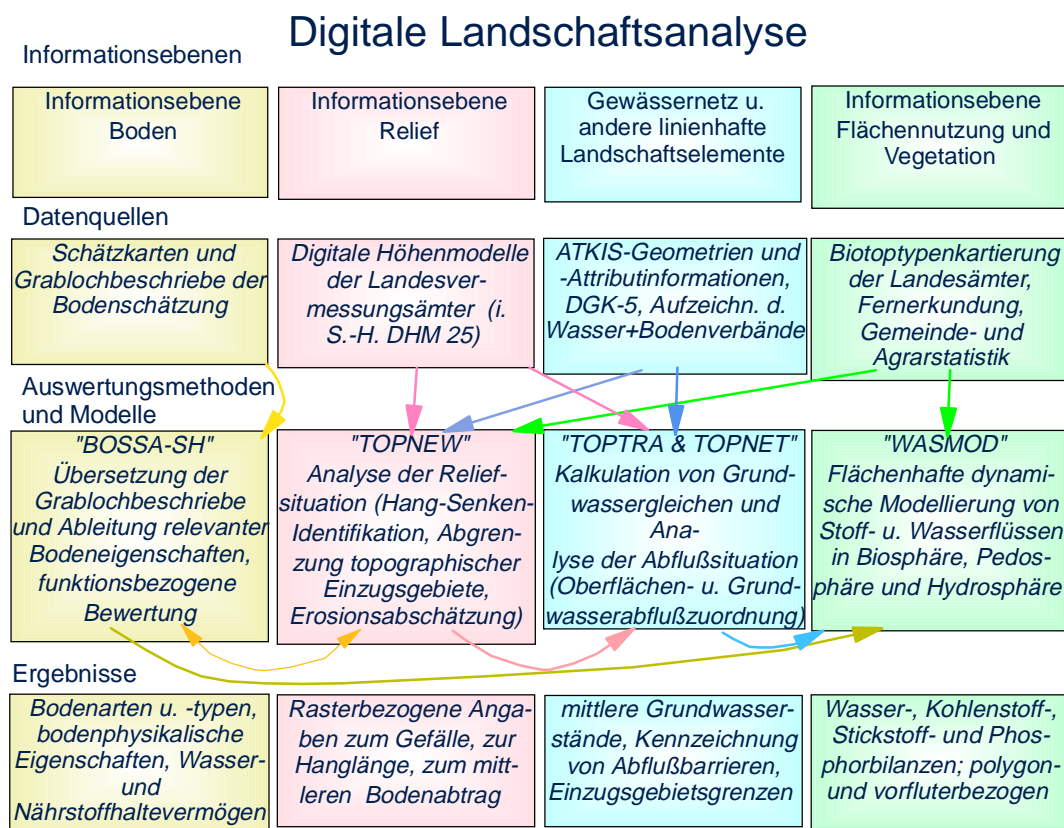


Abbildung 3: DILAMO - ein Methodenpaket zur digitalen Landschaftsanalyse und Modellierung (aus: REICHE et al. 1999)

Im Rahmen dieser Szenarienstudie werden nicht alle Module im gleichen Maße genutzt. Der Schwerpunkt der Analyse liegt auf die durch den Nutzungswandel induzierten Veränderungen. Die statischen Auswertungen, z.B. zum Boden und zur hydrologischen Situation (Einzugsgebietsabgrenzung), finden deshalb nur einmalig statt, weil sie auf eine Nutzungsänderung nicht sensibel reagieren. Die Ergebnisse der statischen Gebietsanalyse werden in REICHE (2000) vorgestellt. Die zeitlich und räumlich hochaufgelösten Modellergebnisse dienen in dieser Arbeit als Grundlage für die Bewertung der funktionsbezogenen Leistungsfähigkeit des Landschaftshaushalts.

2.1.1 BOSSA-SH und SURREAL

Das Programm „BOSSA-SH“ (Bodenschätzungstandardauswertung Schleswig-Holstein) analysiert die Informationsebene Boden (Abbildung 3). Das Programm nutzt als Datenquelle die Ergebnisse der Bodenschätzung und führt neben einer Übersetzung der Grablochbeschriebe und einer Ableitung von Bodenkenngrößen auch eine funktionsbezogene Bewertung des Bodenprofils durch. BOSSA-SH ist eine Weiterentwicklung des Programms REIBOTRA, das bis 1998 zur Analyse der Bodenschätzungsdaten verwendet wurde (REICHE 1998).

Die Ergebnisse der Bodenschätzung basieren auf Standorterhebungen und –bewertungen, die seit 1934 zur Erfassung der Bodenertragsfähigkeit durchgeführt wurden und liefern als einzige Datenquelle flächendeckend großmaßstäbliche Informationen über den Bodenzustand der landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland. In Schleswig-Holstein sind 79% der Landesfläche auf diese Weise erfaßt (CORDSEN 1993). Die Aktualität der Datenbasis ist durch regelmäßig durchgeführte Nachschätzungen gewährleistet (REICHE 1991).

Die profilbezogenen Bodendaten enthalten Angaben über die Kulturart, das Bodengefüge (horizontbezogen), die Horizontmächtigkeit, das Klassenzeichen, die Boden- und Grünlandgrundzahl, die Acker- und Grünlandzahl, die Lage des Bohrlochs, das bestimmende Grabloch¹ sowie Bemerkungen, Angaben zu Besonderheiten und Informationen über Zu- und Abschläge.

BOSSA-SH wurde speziell zur Aufbereitung und Analyse dieser Datenquelle entwickelt und an die Anforderungen der Landschaftsplanung angepaßt. Das Programm führt die folgenden vier Arbeitsschritte durch (REICHE 1998):

- Bereitstellung einer Eingabemaske zur Digitalisierung der profilbezogenen Bodenschätzungsdaten und deren Überprüfung,
- Übersetzung der Profilbeschreibungen (Grablochbeschreibungen) der Bodenschätzung in die Sprache der wissenschaftlichen Bodenkunde,
- Ableitung von physikalischen und physikochemischen Kenngrößen,
- Durchführung einer funktionsbezogenen Bewertung des Bodenprofils.

Nach der Eingabe, Überprüfung und Übersetzung der Daten erfolgt eine Ableitung bodenkundlicher Kenngrößen, die für die Bodenbewertung sowie weitere Auswertungsschritte wertvoll sind. Dazu gehören horizontbezogene Bodenartenangaben, Kenngrößen des Bodenwasserhaushalts (Lagerungsdichte, Gesamtporenvolumen, Wassergehalte bei Feldkapazität und permanentem Welkepunkt, gesättigte Wasserleitfähigkeit) und Parameter des Bodenstoffhaushalts (potentielle Kationenaustauschkapazität, effektive Kationenaustauschkapazität, Nitrat-Retentionspotential). Anschließend erfolgt auf Grundlage der abgeleiteten Parameter eine funktionsbezogene Bodenbewertung. Dabei wird das gesamte Bodenprofil hinsichtlich seiner Bedeutung in der Landschaft bezogen auf die Produktions-, Lebensraum- und Regelungsfunktion bewertet (REICHE 1998).

Zusätzlich zu den punktbezogenen Daten werden die Klassengrenzen der Flur- bzw. Schätzkarten in ein GIS überführt. Im GIS findet auch eine datenbanktechnische Zuordnung zwischen Bohrpunkten und Teilflächen statt, die zu einer Bodenformenkarte führt. Durch diese Ver-

¹ bestimmendes Grabloch = dieses Grabloch wird für die Bewertung des ganzen Schlages als repräsentatives Bohrloch herangezogen.

knüpfung können alle übersetzten und abgeleiteten Informationen räumlich differenziert abgebildet und eventuell weiterverarbeitet werden.

Obwohl mit den Daten der Bodenschätzung ein wichtiger Datensatz für alle landwirtschaftlichen Nutzflächen vorliegt, fehlen bodenkundliche Daten in vergleichbarer Auflösung und Flächenschärfe für Wälder, Siedlungsbereiche, Verkehrsflächen oder andere landwirtschaftlich ungenutzte Flächen. Um diesen Datenmangel zu beheben, ist das Programm SURREAL am Ökologie-Zentrum der Universität Kiel entwickelt worden (FINK 1997, FINK & REICHE 1999). Außerdem ermöglicht dieses Computermodell, punktbezogene Grablochdaten mit einem Höhenmodell und Grundwasserkennwerten zu verknüpfen und eine Anpassung der Bodengrenzen an Geländeformen vorzunehmen (in der Bodenschätzung erfolgt dies entlang der Schlaggrößen). Dies gelingt durch ein regelbasiertes Verfahren, das einer Fläche in Abhängigkeit von verschiedenen Parametern (Reliefform, Nachbargrablöcher, Grundwasserabstand) ein repräsentatives Bodenprofil zuordnet. Mit Hilfe des Programms SURREAL ist es somit möglich, auch solche Flächen bodenkundlich einzustufen und für Modellanwendungen zu parametrisieren, die im Rahmen der Bodenschätzung nicht bearbeitet wurden.

Die Anwendung der Programme zur Ableitung bodenkundlicher Basisdaten im Untersuchungsgebiet wird bei REICHE (2000) und im Kapitel 2.3.2 beschrieben.

2.1.2 TOPNEW

Mit TOPNEW kann automatisiert und differenziert das Relief eines zu untersuchenden Raums analysiert werden. Die notwendigen topographischen Daten werden durch Digitale Geländemodelle (DGM) abgebildet, wie sie über die Landesvermessungsämter in unterschiedlichen Maßstäben zu beziehen sind. Die Eingangsparameter von TOPNEW werden über eine ASCII-Tabelle eingelesen, die die X- und Y-Koordinaten sowie die Höhenangaben enthält. Es findet eine Kaskadierung der Rasterpixel in Abhängigkeit ihrer Höhe, eine Abgrenzung von hydrologischen Teileinzugsgebieten, eine Definition hydrologischer Senken sowie die Bestimmung von Hang- und Kuppenbereichen statt. Darüber hinaus besteht optional die Möglichkeit, die Bodenerosion mit einem modifizierten USLE-Ansatz (USLE = Universal Soil Loss Equation, WISCHMEIER & SMITH 1965, 1978) zu berechnen (vgl. MEYER et al. 1998).

Die Universal Soil Loss Equation verknüpft sechs Parameter multiplikativ in einer Gleichung:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

Die Gleichung besagt, daß der langfristige jährliche Bodenabtrag A eine Funktion der empirisch ermittelten Faktoren R, K, L, S, C und P sei.

Die Faktoren der USLE:

- **A:** Langjähriger, mittlerer jährlicher Bodenabtrag in t/ha

- **R**: Regen und Oberflächenabflußfaktor, Maß für die regionale Erosivität der Niederschläge, $\text{kJ/m}^2 * \text{mm/h} = \text{N/h}$
- **K**: Bodenerodierbarkeitsfaktor, Maß für die Erodibilität eines Bodens, wird von einer Reihe von Bodeneigenschaften bestimmt, $\text{t/ha} * \text{m}^2/\text{kJ} * \text{h/mm} = \text{t}^2\text{h}/(\text{ha} * \text{N})$
- **L**: Hanglängenfaktor, dimensionslos
- **S**: Hangneigungsfaktor, dimensionslos
- **C**: Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor, dimensionslos
- **P**: Erosionsschutzfaktor, dimensionslos

Der Hanglängenfaktor L und der Hangneigungsfaktor S bilden zusammen den Topographiefaktor LS. Zur Berechnung des Topographiefaktors wird die erosive Hanglänge und die Hangneigung benötigt. Unter erosiver Hanglänge versteht man "die Länge zwischen der Stelle am Hang, wo im Mittel der Ereignisse der Oberflächenabfluß einsetzt und der Stelle, wo am Unterhang die Ablagerung von Bodenmaterial (Sedimentation) beginnt oder wo das Wasser in einen Vorfluter eintritt" (SCHWERTMANN et al. 1987).

Mit einem geeigneten EDV-Werkzeug ist eine automatisierte Berechnung des LS-Faktors aus einem digitalen Geländemodell möglich. Dabei werden folgende DHM-Auswertungsroutinen benötigt:

- Expositionsbestimmung als Grundlage für die nachfolgende Kaskadierung,
- Ermittlung der Hangneigung zur Berechnung des S-Faktors,
- Raster- oder Flächenkaskadierung zur Bestimmung der Hanglänge,
- Ermittlung der Länge einer Kaskade zur Berechnung des L-Faktors.

Neben wechselnden Reliefbedingungen innerhalb eines Erosionshanges kann auch die Erodierbarkeit des Bodens (K-Faktor) oder die Bodennutzung (C-Faktor) wechseln. Hinsichtlich K und C heterogene Hänge können mit der folgenden Gleichung berechnet werden (AUERSWALD et al. 1988). Die C- und K-Werte werden an das DHM angehängt und können nun zusammen mit den Reliefdaten eingelesen und verrechnet werden.

$$\text{KLSC} = \sum_{i=1}^n (S_i * K_i * C_i * \frac{l_i^{1+m}}{22.1^m} - S_i * K_i * C_i * \frac{l_{i-1}^{1+m}}{22.1^m}) / l$$

- mit: K_i, C_i = K- bzw. C-Faktor des i-ten Teilstücks
 l_i = Hanglänge (m) bis zur Unterkante des i-ten Teilstücks
 S_i = Hangneigungsfaktor des i-ten Teilstücks
 m = Hanglängenexponent des Gesamthanges

Aufgrund des empirischen Charakters des USLE-Modells war für den Einsatz in Deutschland eine Anpassung an deutsche Verhältnisse notwendig (SCHWERTMANN et al. 1987). In der entwickelten **Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG)** wurden die regional variablen Eingangsparameter unter deutschen Boden-, Klima-, und Anbaubedingungen bestimmt.

Die Berücksichtigung linienhafter Abflußbarrieren der Landschaft in der Höhenraster-basierten Modellierung ermöglicht eine genauere Berechnung der effektiven Hanglänge und eine Abschätzung der potentiellen Sedimentation (MEYER et al. 1998). Knicks, Hecken, Straßen oder Gewässer reduzieren die erosiven Hanglängen in der Landschaft, wenn sie durch ihre Art und Lage das hangabwärts fließende Wasser abbremsen oder ableiten und dadurch eine Sedimentation bewirken (SCHWERTMANN et al. 1987).

Die ABAG läßt zwar keine Abschätzung der Sedimentation zu, aber es gibt durchaus Versuche, dieses Manko zu beseitigen. HENSEL & BORK (1988) schätzten die Akkumulation mit Hilfe der Differenzenbildung der einzelnen Hangsegmente. Weiterhin arbeiteten AUERSWALD (1989) und NEUFANG et al. (1989) mit dem Sedimenteintragsverhältnis SDR, wodurch der Sedimenteintrag in ein Gewässer in Abhängigkeit von seiner Einzugsgebietsgröße abgeschätzt werden kann, um zu Prognosekarten der Gewässerverschmutzung zu gelangen.

Der vorliegende Ansatz zeichnet sich dadurch aus, daß der "potentielle Sedimenteintrag" berechnet wird, indem bilanziert wird, wieviel Bodenabtrag auf dem Hang bis zu einer Erosionsbarriere, z.B. einem Vorfluter, zu verzeichnen ist.

Die technische Realisierung der Berücksichtigung von linienhaften Strukturelementen erfolgt durch die Verknüpfung bzw. Zusammenführung von Vektor- und Rasterinformationen in dem Programmpaket DILAMO. Hierfür werden die Rasterdaten (Höhendaten) mit den vorliegenden Vektordaten (Boden-, Topographie- und Nutzungsinformationen) mit Hilfe eines GIS verschnitten. Dadurch erhält jeder Punkt des DHM die Information, in welchem Polygon er liegt. Wird nun bei der Rasterkaskadierung festgestellt, daß sich die Polygonnummer innerhalb eines Hanges verändert, wird überprüft, ob die Trennlinie (Arc) eine Abflußbarriere oder einen Vorfluter darstellt. Liegt eine Abflußbarriere vor, erfolgt eine separate Erosionsberechnung für zwei Teilhänge (oberhalb und unterhalb der Barriere). Rasterflächen, die an einen Vorfluter grenzen, erhalten eine besondere Codierung, so daß bei der Auswertung dieser Sachverhalt Berücksichtigung finden kann.

Mit Hilfe des Programms TOPNEW wird anschließend der Bodenabtrag auf der Grundlage der für komplexe Hänge modifizierten Bodenabtragsgleichung (AUERSWALD et al. 1988) pixelweise berechnet. Entlang eines Hanges werden die jeweiligen Abtragswerte zur Sedimentfracht summiert. Sobald ein Erosionshang an einer Abflußbarriere endet, wird angenommen, daß das Bodenmaterial vollständig sedimentiert. Endet der Hang an einem Vorfluter wird die abgetragene Bodenmenge als Sedimenteintrag dem entsprechenden Gewässerabschnitt zugeordnet. Entlang eines Vorfluterstranges werden alle potentiellen Bodeneinträge summiert und können anschließend zu einer Gewässerbelastungskarte verarbeitet werden.

Die möglichen Ausgabeparameter von TOPNEW sind:

- Abflußrichtung

- maximales Gefälle (in %/100)
- Anzahl der in upstream-Richtung zugeordneten Rasterflächen
- Relieffunktion (Hang, hydrologische Senke oder Ebene)
- Zugeordnete Einzugsgebietsnummer
- mittlere jährliche Erosionsfracht (t/ha*a)
- Sedimentationspotential (t/ha*a)

Aus den Modellergebnissen können einige wichtige Erkenntnisse für Planungsfragen abgeleitet werden:

Welche Flächen und Teilflächen sind durch das Relief, die Bodeneigenschaften oder die Nutzung besonders erosionsgefährdet? Für diese Standorte können alternative Nutzungen (Grünlandnutzung statt Acker, kein Anbau von Hackfrüchten) empfohlen werden. Weiterhin können Vorschläge zur effektiven Hangverkürzung durch Wallanlage oder Empfehlungen zur Anlage von Gewässerrandstreifen gemacht werden. Im Verlauf von Flurbereinigungsverfahren können solche Aspekte sinnvoll genutzt werden.

Ausführliche Beschreibungen der Modellalgorithmen sind in MEYER (1996), NACHBAR (1997) und REICHE (1996) zu finden. Die Modellanwendung und deren Ergebnisse werden in den Kapiteln 4.1.1 und 4.3.1 beschrieben.

2.1.3 TOPTRA

Mit dem Programm TOPTRA gelingt eine polygonbezogene Analyse und Beschreibung der hydrologischen Situation des Untersuchungsgebietes. Dabei werden Informationen zur Geometrie bzw. Topologie (GIS) und zum Gewässernetz (GIS) zusammen mit den Resultaten der Relieffanalyse (TOPNEW-Ergebnis) und Angaben zur gesättigten Wasserleitfähigkeit sowie zur Grundwasserneubildungsrate verrechnet (REICHE et al. 1999). Die Angaben zur gesättigten Wasserleitfähigkeit und zur Grundwasserneubildungsrate sind als gebietseinheitliche Größen einzugeben oder alternativ dazu regional differenziert zu berücksichtigen.

TOPTRA schätzt den **Flurabstand** und die **mittlere Grundwasserhöhe üNN** ab. Als variable Größen gehen Höhe üNN des Polygonschwerpunktes, Höhe üNN des zugeordneten Vorfluters und Entfernung zum Vorfluter ein. Weiterhin erfolgt eine **Abgrenzung von Grundwassereinzugsgebieten**. Darüber hinaus werden den Gebietsvorflutern und Gewässerrändern Höhen zugeordnet. Auch die Barriereeigenschaft von linienhaften Landschaftselementen wird durch eine Kaskadierung der Einzelflächen untersucht. Jedem Polygon kann nach dem Prinzip des minimalen Fließwiderstandes ein Vorfluter zugeordnet werden.

Mit dem durch TOPTRA abgeschätzten Grundwasserstand kann auch eine bessere bodentypologische Abgrenzung im Programm BOSSA-SH erfolgen.

2.1.4 TOPNET

Mit Hilfe des Programms TOPNET können auch die topographischen Einzugsgebiete von Oberflächengewässern und Vorflutern zugeordnet werden.

Dieses Verfahren ist in DIBBERN et al. (1998) und REICHE et al. (1999) ausführlich beschrieben. Da es in dieser Modellstudie nicht zum Einsatz kommt, wurde auf eine detaillierte Beschreibung verzichtet.

2.1.5 WASMOD

Mit der Entwicklung des Simulationsmodells WASMOD an der Universität Kiel wurde ein Instrument geschaffen, das sich für Anwendungen in der Planungspraxis besonders eignet. Aufbauend auf einem eindimensionalen Modellansatz zur Berechnung der Bodenpassage von Umweltchemikalien (FRÄNZLE et al. 1987), wurde in der über 10jährigen Weiterentwicklung das modulare Modell an das Geographische Informationssystem ARC/INFO gekoppelt und erheblich erweitert. Inzwischen ermöglicht WASMOD die Berechnung gebietsübergreifender Wasser-, Energie- und Stoffbilanzen bei parzellenscharfer räumlicher Differenzierung (REICHE 1991, 1994, 1996). Während der sukzessiven Weiterentwicklung des Modellsystems wurde ständig besonderes Augenmerk darauf gelenkt, daß der flächenhafte Einsatz durch die Beschränkung auf wenige, allgemein verfügbare Eingangsparameter ermöglicht ist.

Die Liste der notwendigen **Eingabewerte** umfaßt:

- Bodendaten (abgeleitet aus der Bodenschätzung; für alle landwirtschaftlich genutzten Flächen verfügbar)
- Klimadaten (Meßwerte der nächstgelegenen meteorologischen Station)
- Topographische Daten (DHM oder Höhenlinienkarte, Gewässernetz, abflußhemmende linienhafte Elemente)
- Flächennutzung (Kartierung, Luftbild- oder Satellitenbildauswertung)
- Düngemittelinput (Betriebsbefragung)

In WASMOD werden die vier Ökosystemkompartimente Pflanze, Boden, Grundwasser und Vorfluter abgebildet. Die im Modell berücksichtigten Prozesse sind unterschiedlichen, hierarchisch angeordneten Raumeinheiten zuzuordnen. Die Transport- und Transformationsvorgänge finden in der Vegetationsschicht, auf der Bodenoberfläche, in der durchwurzelten Zone sowie in der gesättigten und ungesättigten Zone statt. Dabei werden die Transportprozesse „quasi-dreidimensional“ berechnet, indem vertikale und horizontale Vorgänge nacheinander simuliert werden (REICHE 1996). Lateraler Transport findet an der Oberfläche, im Grundwasserleiter oder als Interflow statt.

Die Tabelle 1 zeigt in einer Übersicht die im Modell abgebildeten Mechanismen und die Einsatzmöglichkeiten von WASMOD. Anschließend erfolgt eine kurze Beschreibung der Module in Anlehnung an REICHE (1991, 1994, 1996).

Tabelle 1: Liste der berücksichtigten Einzelprozesse (REICHE 1996)

A	als Standortmodell
1.	Simulation der Bodenwasserdynamik (inkl. Interzeption, Evapotranspiration, Infiltration)
2.	Simulation des Drän-Abflusses
3.	Simplifizierte Simulation des Grundwasserabflusses und des Grundwasserflurabstandes
4.	Simulation des vertikalen Transportes gelöster Stoffe in Böden (inkl. Aufnahme durch Pflanzenwurzeln)
5.	Simulation der Ad- und Desorptionsdynamik von Stoffen in Böden
6.	Berechnung des vertikalen Bodenwärmetransports
7.	Simulation der Kohlenstoff-Umsetzungsprozesse im Boden (Humifizierung, Mineralisation inkl. Quantifizierung der CO ₂ -Freisetzung)
8.	Berechnung der mikrobiell gesteuerten Stickstoffumsetzungsprozesse im Boden und an der Bodenoberfläche (N-Ammonifizierung, N-Nitrifizierung, N-Denitrifikation, N-Immobilisierung)
9.	Berechnung der gasförmigen NH ₄ -N-Verluste
10.	Berechnung des lateralen Transportes gelöster Stoffe durch die gesättigte Zone
11.	Berechnung des Transportes gelöster Stoffe mit dem Dränwasser
12.	Abschätzung langfristiger Veränderungen der Wasserleitfähigkeit und des Wasserhaltevermögens in Abhängigkeit von der Humusdynamik
13.	Quantifizierung der N- und C-Akkumulation unterschiedlicher Pflanzenkompartimente
B	als Gebietsmodell auf der Grundlage der Standortmodellierung
1.	Simulation des Oberflächenabflusses vom Hang bis in den Vorfluter bzw. in abflußlose Senken
2.	Berechnung von flächenbezogenen Wasser- und Stickstoffbilanzen mit hierarchisiertem Flächenbezug von der 'kleinsten Geometrie' (definiert durch einheitliche Vegetation, Relief- und Bodenparameterisierung) über Einzelschläge, Teileinzugsgebiete bis zum Gesamteinzugsgebiet.
3.	Berechnung von Abflußmengen und Stickstofffrachten als Eintrag in Gewässer und Gewässerteilabschnitte in unterschiedlicher zeitlicher Auflösung

Die Berechnung des **Wasserhaushalts** erfolgt durch die Teilmodelle Bodenwasserdynamik, Evapotranspiration, Interzeption und Oberflächenabfluß.

Die vertikale Bodenwasserbewegung läßt sich durch die von der Kontinuitätsgleichung und dem DARCY-Gesetz abgeleitete allgemeine Bewegungsgleichung des Bodenwassers beschreiben (RICHARDS-Gleichung):

$$\frac{\delta\theta}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z} \left[k(\theta) \left(\delta \frac{\Psi}{\delta z} - 1 \right) \right]$$

mit:	θ	Wassergehalt
	t	Zeit
	k	Durchlässigkeitsbeiwert
	Ψ	Matrixpotential
	z	vertikale Kompartimentmächtigkeit

Die Änderung des Bodenwassergehalts pro Zeiteinheit hängt von den Veränderungen des Gradienten des Matrixpotentials entlang der vertikalen Raumachse z ab, welche die Fließrichtung darstellt. Sie wird wesentlich durch die Größe des Durchlässigkeitsbeiwertes k bestimmt. Die Kompartimentierung der Bodensäule erfolgt in beliebig viele Schichten festgelegter Mächtigkeit. Die Bodenwasserbewegung zwischen den Kompartimenten kann ein iterativ ablaufendes Rechenmodell beschreiben.

Die Anbindung der Wasserbewegung in der Bodensäule an die Grundwasserdynamik erfolgt durch die Berechnung des Potentialgradienten zwischen dem Matrixpotential in dem untersten Bodenkompartment und dem sich unter stationären Bedingungen einstellenden Matrixpotential. Die Flußrate in das unterste Kompartiment, also in den Grundwasserkörper, kann mit der folgenden Grundwasserneubildungsgleichung berechnet werden:

$$SRU_n = \frac{ku_n}{m_n - m_{(n+1)}} \times \left[\frac{\Psi_n}{z_n + 1 - z_n} + \frac{3}{2} \right]$$

mit:	SRU	Sickerrate in das Grundwasser
	ku	Durchlässigkeitsbeiwert (ungesättigt)
	Ψ	Matrixpotential
	m	Ortskoordinate der Kompartimentmitte
	z	Ortskoordinate der oberen Kompartimentgrenze

Die Grundlage zur Berechnung des Grundwasser- und Dränabflusses bildet die nachfolgende Gleichung. Der Abfluß wird stark vereinfacht in Abhängigkeit vom Gefälle zwischen dem zu betrachtenden Punkt und dem Vorfluter berechnet. Als Steuergröße dient die Durchlässigkeit des Grundwasserleiters bzw. des Bodenhorizontes (k-Wert). Für grundwassernahe Standorte wird mit einer modifizierten Gleichung gerechnet:

$$\frac{\Delta GW}{\Delta t} = \frac{SRU_n}{FKW_n} - kf_n \frac{h}{l}$$

mit:	GW	Grundwasserhöhe
	t	Zeit
	SRU	Sickerrate in das Grundwasser
	FKW	Porenvolumen

k_f	Durchlässigkeitsbeiwert
h	Höhe über dem Vorfluter
l	Entfernung zum Vorfluter

Die oberen Randbedingungen der Bodenwasserdynamik werden neben dem Niederschlag durch die Interzeption, die Evapotranspiration und durch temporär auftretendes Oberflächenwasser bestimmt. Die Interzeption wird nach dem empirisch ermittelten Regressionsansatz von HOYNINGEN-HUENE (1983) geschätzt:

$$N_i = -0.42 + 0.245N_o + 0.2LAI + 0.0271N_oLAI - 0.0111N_o^2 - 0.0109LAI^2$$

mit:	N_i	Interzeptionsverlust
	N_o	Freilandniederschlag
	LAI	Blattflächenindex

Die Berechnung zur aktuellen Evapotranspiration (BRAUN 1975) basiert auf der potentiellen Evapotranspiration nach HAUDE (1954). Danach wird die Differenz aus potentieller Evapotranspiration und Interzeption mit einem phänologischen Korrekturfaktor (ERNSTBERGER 1987) multipliziert. In Abhängigkeit von der Durchwurzelungstiefe und dem Matrixpotential wird die aktuelle Evapotranspiration wie folgt berechnet:

$$ET_a = (ET_p - N_i) * VF * e^{\psi/4000}$$

mit:	ET_a	aktuelle Evapotranspiration
	ET_p	potentielle Evapotranspiration
	N_i	Interzeption
	VF	Vegetationsfaktor
	ψ	Matrixpotential

Nicht in den Bodenkörper infiltrierte Niederschläge führen zur Entstehung von Oberflächenwasser. Übersteigt diese Wassermenge eine von der jeweiligen Vegetation abhängige Höhe, wird bei entsprechendem Gefälle (>2%) Oberflächenabfluß simuliert.

Die Modellierung des **Stofftransports** erfolgt als enge Koppelung der Kohlenstoff- und der Stickstoffdynamik. In Anlehnung an HANSEN et al. (1990) sind die Module zur Berechnung der N-Mineralisation und Immobilisierung an das Modul zur Berechnung der Umsetzung der organischen Substanz im Boden gekoppelt. Die organische Substanz wird dabei nach JENKINSON et al. (1987) in drei Hauptpools unterteilt:

- im Boden längerfristig lagernde organische Substanz (SOM)
- mikrobielle Biomasse (BOM)
- zugefügte, frische Substanz (AOM).

Der SOM- und der AOM-Pool werden in jeweils zwei Teilpools differenziert, die schnell und langsam zersetzbare Fraktionen repräsentieren und deren Mischungsverhältnis die Dekompositionsrate determiniert. Die mikrobielle Biomasse (BOM) wird ebenfalls in zwei Teilpools unterteilt, die Populationen von Mikroorganismen abbilden sollen, die an schwer bzw. leichter zersetzbare Stoffe angepaßt sind. Die Dekompositionsraten werden als Kinetik erster Ordnung beschrieben:

$$\zeta = K_x C_x$$

mit: ζ_x = Dekompositionsrate des Pools x ($\text{kg C m}^{-3} \text{s}^{-1}$)
 C_x = C – Konzentration im Boden des Pool x (kg C m^{-3})
 k_x = Dekompositions-Koeffizient für Pool x (s^{-1})

Der Koeffizient K wird während der Simulation in Abhängigkeit der Variablen Bodenwassergehalt, Temperatur, Acidität und Tongehalt modifiziert. Die mikrobielle Biomasse wird durch Koeffizienten gesteuert, die die Sterberate und die Populationserhaltung abbilden.

Unter Zugrundelegung fester C/N-Verhältnisse läßt sich die Stickstoffmineralisation aus der C-Dynamik abschätzen. In analoger Weise kann auch eine N-Immobilisierung simuliert werden.

Nitrifikation, Denitrifikation und Ammoniak-Verdunstung werden mit den folgenden Gleichungen in Anlehnung an HOFFMANN (1988) berechnet.

$$Nitr_{i,t} = K_{nitr} \frac{NH_{4,i,t} 40}{NH_{4,i,t} + 90} NH_4$$

mit: Nitr = Nitrifikationsrate
 K = Faktor
 NH_4 = Ammoniumgehalt
 i, t = Orts- bzw. Zeitkoordinate

$$DNR_{i,t} = 0.0006 NO_{3,i,t} \left(\frac{C_{org,i,t}}{2} 0.0031 + 24.5 \right) \left[1 - \frac{PV_i - W_{i,t}}{PV_i - FK_i} 0.1 \exp(0.046 Bt_{i,t}) \right]$$

mit: DNR = Denitrifikationsrate
 NO_3 = Nitratgehalt
 C_{org} = organischer Kohlenstoffgehalt
 PV = Porenvolumen
 WG = Wassergehalt
 FK = Feldkapazität
 Bt = Bodentemperatur

Die Ammoniakverdunstung wird differenziert nach Gülletyp abgeschätzt. Dabei werden Schweine-, Rinder- und Mischgülle unterschieden:

$$SG : NH_{3vol} = 0.1EP \times GNH_4 \exp(-0.4LAI)$$

$$RG : NH_{3vol} = (0.33 + 0.077EP) \times GNH_4 \exp(-0.4LAI)$$

$$MG : NH_{3vol} = (0.165 + 0.0885 \times EP) \times GNH_4 \times \exp(-0.4LAI)$$

mit: SG = Schweinegülle

RG = Rindergülle

MG = Mischgülle

LAI = Blattflächenindex

EP = potentielle Evapotranspiration

GNH₄ = Ammoniumanteil der Gülle

Zur Beschreibung des Transports von Stoffen in der Bodenlösung werden Konvektion, molekulare Diffusion und hydrodynamische Dispersion berücksichtigt. Diese Mechanismen können durch die folgende partielle Differentialgleichung beschrieben werden:

$$\frac{\delta \theta c}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z} \left(\theta D \frac{\delta c}{\delta z} \right) - \frac{\delta q c}{\delta z}$$

mit: θ = Wassergehalt

c = Konzentration in der Lösung

D = scheinbarer Diffusionskoeffizient

q = vertikaler Wasserfluß

z = Kompartimentmächtigkeit

t = Zeit

Im Gegensatz zur hydrodynamischen Dispersion und Konvektion, die an Wasserbewegungen im Boden gebunden ist, findet die molekulare Diffusion allein aus dem thermischen Antrieb des Konzentrationsausgleichs statt.

De- und Adsorptionsprozesse können durch entsprechende Isothermen abgebildet werden. Wichtig für diese Austauschvorgänge ist, daß das Bodenwasser in eine mobile und eine immobile Fraktion differenziert wird.

Viele Vorgänge im Boden laufen in Abhängigkeit von der Bodentemperatur schneller oder langsamer ab. Dies wird durch die Integration eines Bodentemperatur-Moduls in das Modellsystem entsprechend berücksichtigt.

Die Abbildung 4 zeigt schematisch die Prozesse der Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik, die in WASMOD berücksichtigt werden.

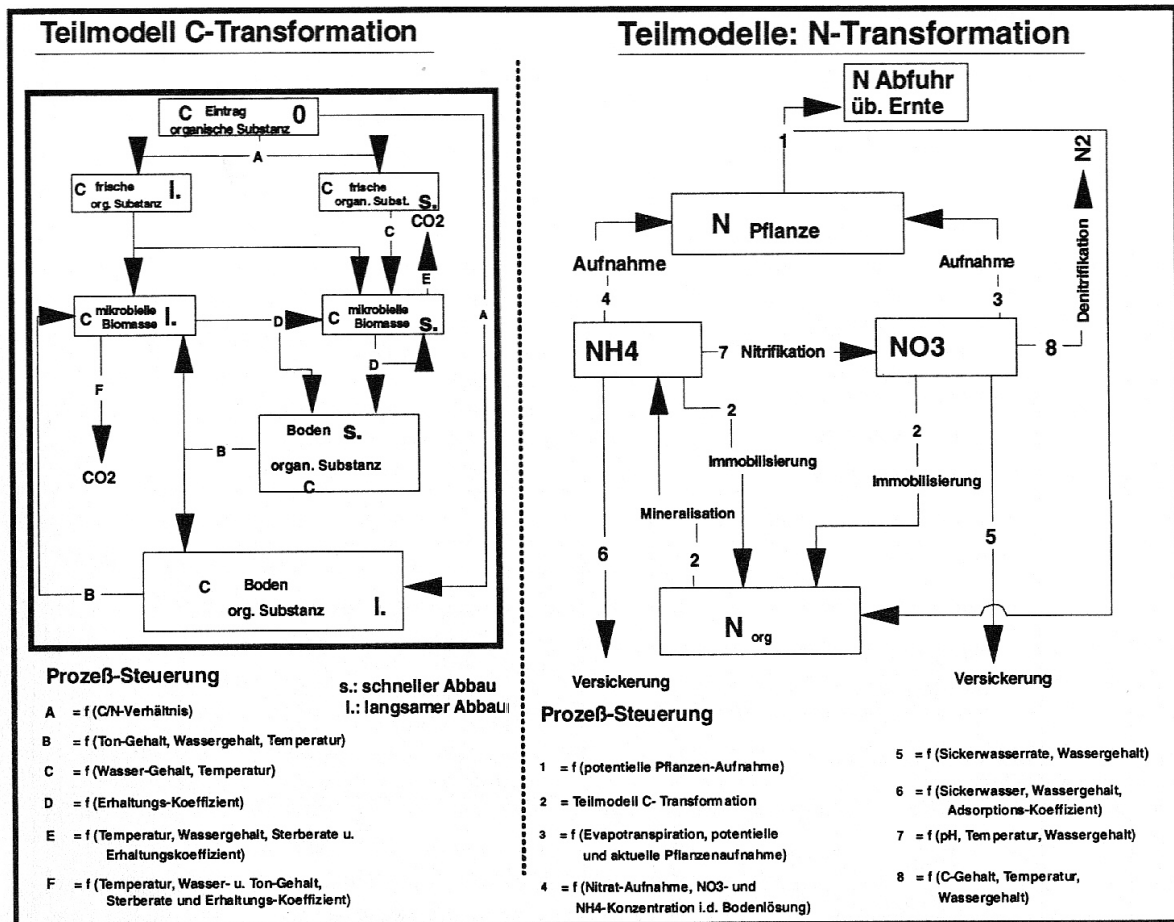


Abbildung 4: Modellierte Teilprozesse zum Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt (aus: REICHE 1996)

Zur Validierung des Modells wurden während der gesamten Entwicklungszeit Abgleiche zwischen Modell- und Meßwerten vorgenommen. Die Arbeiten von FRÄNZLE et al. (1987), GÖBEL (1997), KESSLER (1998), KETELSEN et al. (1999), KENKEL (1999), REICHE (1991, 1994), REICHE et al. (1995), SCHIMMING et al. (1995), TREPPEL (1999) und WEISS (2000) zeigen, daß das Modellsystem WASMOD valide Ergebnisse liefert. Dies ist die Voraussetzung, um Szenarien rechnen zu können.

Nach der erfolgreichen Validierung ist das deterministische Modellsystem innerhalb der Systemgrenzen auch in Form von Szenariorechnungen einsetzbar und sollte realistische Ergebnisse liefern. Allerdings stellt sich hier die Frage nach den Systemgrenzen des Modellsystems. Das Modellsystem WASMOD hat neben dem deterministischen Teil auch empirische Elemente. Dominiert im Rahmen einer Modellanwendung die empirische Komponente, muß das Modell an diese Situation neu angepaßt werden. Dieser Fall ist beispielsweise im ökologischen Landbau gegeben, in dem, im Gegensatz zur konventionellen Landwirtschaft, die Stickstofffixierung eine entscheidende Rolle spielt und nicht deterministisch im Modell berücksichtigt ist. Um das Modell dennoch anwenden zu können, ist eine Anpassung der entsprechenden Modellkompo-

nente notwendig. In dieser Studie wird eine Hilfslösung zur Abbildung der symbiontischen N-Fixierung in das Modell implementiert (siehe Kapitel 4.1.2).

Modellergebnisse, die für die Beantwortung von Fragen im Planungsverfahren herangezogen werden könnten sind die Formulierung von Nutzungsaufgaben für empfindliche Standorte, Identifizierung und Ausweisung von Flächen, die für Extensivierungsmaßnahmen in Frage kommen, Testung möglicher Auswirkungen bei einer Nutzungsänderung durch Szenario-Simulation.

GÖBEL (1997) weist darauf hin, daß WASMOD z.T. deutlich die Evapotranspiration überschätzt, was sich durch ein stärkeres Absacken der Saugspannungen im Boden gegenüber Meßwerten bemerkbar macht. Bei der Simulation des Stoffhaushalts stellte GÖBEL (1997) fest, daß der Stoffaustrag durch das Modell überschätzt wird. Dies führt er auf die Nichtberücksichtigung von Makroporen und präferentiellen Fließrichtungen zurück. Zusammenfassend bewertet GÖBEL (1997) die Modellierung des Wasserhaushalts als „gute Übereinstimmung“. GÖBEL glaubt, daß das Modellsystem in Zukunft ohne Kalibrierung für Einzugsgebiete anwendbar sei. Bei der Stoffhaushaltssimulation wurde lediglich für die Gesamtfracht eine befriedigende Übereinstimmung erzielt.

TREPEL (1999) kommt ebenfalls zu dem Schluß, daß WASMOD die Größenordnung der Wasserhaushalts- und Stickstoffprozesse gut abbildet. Die zeitliche Dynamik wird noch in bezug auf die Bodenfeuchte gut beschrieben, während die Dynamik im Stickstoffhaushalt nur befriedigend dargestellt wird. Abschließend bewertet TREPEL (1999), daß WASMOD zur Simulation der Wasser- und Stickstoffdynamik auf Standortebene und höheren Raumskalen geeignet ist.

Auch KESSLER (1998) hat in dem Osterau-Einzugsgebiet, einem Teileinzugsgebiet der Stör in Schleswig-Holstein, eine gute Übereinstimmung des modellierten und gemessenen Abflusses dieser Landschaft ermittelt.

2.2 Szenariotechnik

2.2.1 Einleitung

Die Beschäftigung mit Fragen der Zukunft ist eine schwierige, spekulative und umstrittene Aufgabe (GAUSEMEIER et al. 1996). Die Zukunftsforschung beschäftigt sich vorwiegend mit der Frage: *Wie wird die Zukunft aussehen?* Eine Verknüpfung zur Leitbilddiskussion ist schnell gelungen, da es in Leitbildern um die Frage geht: *Wie sollte die Zukunft aussehen?* Auch die Begriffe Planung und Szenario sind verwandt. In der Planung geht es schließlich darum, die Zukunft zu gestalten. Ein Szenario beschreibt eine mögliche Zukunft.

In der **Unternehmensplanung** hat sich das Arbeiten mit Szenarien bereits etabliert (25% aller deutschen Großunternehmen sind „Szenario-Anwender“ (MEYER-SCHÖNHERR 1992).

Szenarien oder Szenario-Technik (ST) werden in der strategischen Unternehmensplanung eingesetzt.

2.2.2 Begriffsbestimmung Szenario, Szenario-Technik

Seinen Ursprung findet der Begriff "Szenario" in der Theaterwissenschaft, wo er heute die Zusammenfassung von Szenenfolgen eines Theaterstücks nebst Bühnenbild und Kulisse beschreibt. Der Begriff "Szenario" in der Zukunftsforschung stammt aus den Studien KAHNs, der in den 50er Jahren militärstrategische Studien im Auftrag des US-Verteidigungsministeriums betrieb. Ende der 60er Jahre erlebte die Szenario-Technik erstmals internationale Aufmerksamkeit. Zu den bekanntesten Studien zählen die des "Club of Rome", die mit ihren Zukunftsvisionen weltweites Aufsehen erregten (MEYER-SCHÖNHERR 1992).

Mit den Ölkrisen in den 70er Jahren erkannten viele Unternehmen, daß die Periode mit einer hohen Vorhersehbarkeit von Veränderungen beendet war, weshalb der Szenario-Ansatz mit der Szenario-Technik an Bedeutung gewann. In der Szenariotechnik wird durch die Erstellung *verschiedener Zukünfte* der Vorstellung Rechnung getragen, daß die Zukunft eigentlich nicht vorhersehbar ist. Das „Denken in Szenarien“ fußt auf der Vorstellung der multiplen Zukunft und des vernetzten Denkens (GAUSEMEIER et al. 1996).

Die Abbildung 5 zeigt ein Denkmodell zu Szenarien. Es wird veranschaulicht, daß die Unsicherheit der Vorhersage der zukünftigen Entwicklung mit der Langfristigkeit der Betrachtung zunimmt. Die äußersten zu erwartenden Entwicklungen können durch Extremszenarien beschrieben werden.

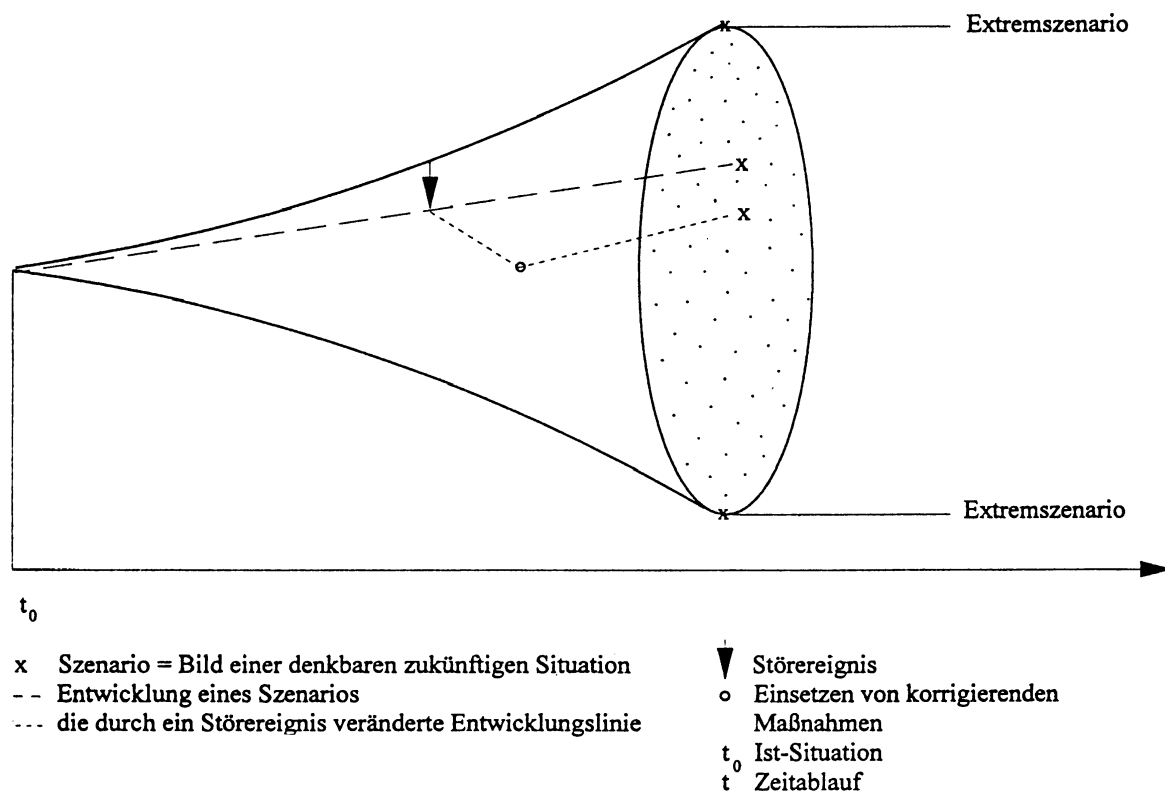


Abbildung 5: Denkmodell zur Darstellung von Szenarien (verändert nach GESCHKA & REIBNITZ 1982 aus: BORK et al. 1995)

Ein Szenario ist keine Vorhersage oder Prognose im herkömmlichen Sinn, sondern ist die Beschreibung einer möglichen zukünftigen Entwicklung. Szenarien verfolgen keine prognostische, sondern eine systemanalytische Zielsetzung. Dabei werden modellexogene Variablen verändert und die daraus resultierenden Auswirkungen untersucht. Somit kann die Szenariotechnik einen Beitrag zur Reduktion der Ungewißheit zukünftiger Entwicklungen leisten und die Transparenz von Diskussionen und Entscheidungsprozessen erhöhen (GREINER 1992).

In jedem Fall sind Szenarien keine Prognosen für die Zukunft, sondern konsistente Annahmen dessen, was sein könnte. Ein Szenario beschreibt nicht, was passieren wird, sondern was passieren kann. Sie belegen, welche Faktoren in welcher Weise in Wechselwirkung mit anderen Faktoren stehen, und in welcher Weise sie das Gesamtbild bestimmen. Szenarien führen den Planer zum Durchdenken von Alternativen (BATELLE-INSTITUT FRANKFURT o.J.) in einer zunehmend komplexen und dynamischen Umwelt.

Die alleinige Anwendung der klassischen Prognosetechnik erweist sich als unzureichend. Es gibt Autoren, die Prognosen als Planungsinstrument schlechthin ablehnen (DRUCKER 1977 zitiert in MEYER-SCHÖNHERR 1992). GÖTZE (1993) spricht sich gegen eine enge Auslegung des Prognosebegriffs aus und ordnet die Szenario-Technik zu den intuitiven Prognoseverfahren.

Die Gegenwart ist geprägt durch die heute bestehenden Normen, Strukturen, Verflechtungen, usw.. Blickt man in die Zukunft, so wird man mehr oder minder starke Veränderungen dieser Einflußfaktoren unterstellen müssen. Dabei gibt es mehr als nur eine Möglichkeit, wie sich die Zukunft entwickeln kann. Statt alle denkbaren Entwicklungen zu erarbeiten und durchzuspielen, hat es sich bewährt, zwei oder drei Zukünfte zu beschreiben (BATELLE-INSTITUT FRANKFURT o.J.).

Szenarien sind keine statischen Beschreibungen eines zukünftigen Zustandes, sondern dynamische Ableitungen alternativer möglicher Zukunftsbilder und der Entwicklung dorthin. Sie werden durch ein fest definiertes Bündel bestimmter Annahmen präzisiert. Ein Szenario ist ein mögliches Zukunftsbild eines umfassenden Systems (MEYER-SCHÖNHERR 1992).

Szenarien sollen grundsätzlich hypothetischer Natur sein und mögliche zukünftige Zustände sowie Entwicklungen auf dem Weg dorthin darstellen. Die von ihnen getroffenen Aussagen sind prinzipiell mit denen von Prognosen vergleichbar, beziehen sich jedoch nicht auf einzelne Faktoren oder Kennzahlen, sondern auf die Betrachtung umfassender Systeme. Ein Szenario erhält dadurch Modelleigenschaften. Trotz ihres hypothetischen Charakters muß die inhaltliche Plausibilität eines Szenarios gewährleistet sein. Ein zusätzliches Merkmal eines Szenarios ist die logische Konsistenz. Dies gilt auch für die inhaltliche Transparenz, die ein weiteres wichtiges Merkmal darstellt. Alternative Szenarien sollen sich in Form und Umfang ähneln, um Vergleiche untereinander zu ermöglichen. Sie unterscheiden sich letztlich durch unterschiedliche Prämissenbündel (MEYER-SCHÖNHERR 1992). Das Ergebnis der Szenarioentwicklung soll ein prägnantes, aussagekräftiges und verständliches Zukunftsbild sein (GAUSEMEIER et al. 1996).

Die Güte von Szenarien ergibt sich aus den in ihnen enthaltenen Informationen. Andere Gütekriterien können Glaubwürdigkeit, Plausibilität, Konsistenz, interne Stabilität, Vollständigkeit, Detailliertheit, Nachvollziehbarkeit und Verständlichkeit sein. Darüber hinaus sind die Erfassung des Systemzusammenhangs, die Relevanz und Nützlichkeit für den Anwender und die Abdeckung möglicher zukünftiger Systemzustände als Gütekriterien geeignet (GÖTZE 1993).

Es lassen sich verschiedene Szenariotypen unterscheiden, die im folgenden kurz beschrieben werden, wobei zu beachten ist, daß es durchaus alle denkbaren Mischformen geben kann. Die Szenariotypologie stammt von DUCOT & LUBBEN (1980) und wird von verschiedenen Autoren aufgegriffen (GAUSEMEIER et al. 1996, GÖTZE 1993).

Extrem Szenarien: sie enthalten zwei oder drei extreme Zukünfte, die man als Randpunkte möglicher Entwicklungen verstehen kann. Die „wirkliche“ Zukunft wird sich zwischen diesen Randpunkten abspielen (MEYER-SCHÖNHERR 1992). Durch diese Zukunftsbilder sollen in überzeichneter bzw. dramatisierter Form potentielle Entwicklungen dargestellt werden (GAUSEMEIER et al. 1996). Sie beschreiben das „window of opportunity“. Szenarien mit realistischer inhaltlicher Ausrichtung werden als **Trendszenarien** bezeichnet.

Als weiteres **Unterscheidungskriterium** nennen GAUSEMEIER et al. (1996) und MEYER-SCHÖNHERR (1992) die *Zeit*: Ein Szenario kann sich allein auf die Darstellung eines festen Zeitpunktes (**Punktszenario, Situationsszenario**) oder darüber hinaus auf die Beschreibung von Entwicklungen über einen Zeitraum beziehen (**Pfadszenario, Prozeßszenario**).

In bezug auf den Ausgangspunkt der Szenario-Erstellung können **explorative** und **antizipative Szenarien** unterschieden werden (GAUSEMEIER et al. 1996, GÖTZE 1993). Von explorativen Szenarien wird gesprochen, wenn ausgehend vom Ist-Zustand in die Zukunft gerichtete Entwicklungsmöglichkeiten aufgezeigt werden. In antizipativen Szenarien wird der zukünftige Zustand vorweggenommen und rückwärtsgewandt nach den Entwicklungsverläufen gefragt. Diese Form der Szenario-Entwicklung ist allerdings sehr selten.

GAUSEMEIER et al. (1996) unterscheiden die Szenarien hinsichtlich ihrer Zielgerichtetheit in **deskriptive** und **normative (präskriptive) Szenarien**. Szenarien, die unabhängig von der Zielvorstellung des Anwenders entwickelt werden bezeichnet man als deskriptiv, während in normative Szenarien die Ziele des Anwenders einfließen. Sie basieren auf einem bereits als Ausdruck bestimmter Absichten bzw. Ziele formulierten Zukunftsbildes (z.B. EU-Abgasnorm für PKW).

Weitere Differenzierungen sind möglich: GAUSEMEIER et al. (1996) trennen die Szenarien in Projektionen und Vorhersagen, je nachdem ob die Eintrittswahrscheinlichkeiten angegeben werden oder nicht. In Abhängigkeit vom Zeithorizont können auch kurzfristige und langfristige Szenarien unterschieden werden. Bei einem Zeithorizont von über 5 Jahren wird von langfristigen Szenarien gesprochen.

2.2.3 Methodische Ansätze der Szenario-Erstellung

Das Vorgehen der Szenario-Erstellung wird als Szenario-Technik (ST) bezeichnet. Synonyme dafür sind Szenario-Methode oder Szenario-Analyse (GÖTZE 1993). Im Gegensatz zum Begriff Szenario gibt es keine einheitliche Definition des Begriffs der Szenario-Technik. Unter diesem Begriff werden die verschiedenen Methoden der Erstellung alternativer Zukunftsbilder subsumiert (MEYER-SCHÖNHERR 1992). Bei der Szenario-Technik handelt es sich nicht um ein einheitliches oder allgemeingültiges Verfahren, sondern es existieren viele verschiedene Ansätze, die sich in vielerlei Hinsicht unterscheiden (GÖTZE 1993). Aus dieser Vielfalt arbeitet GÖTZE (1993) gemeinsame Merkmale aller Verfahren heraus:

- Auseinandersetzung mit dem Ist-Zustand (Systemanalyse)
- Treffen plausibler Annahmen für Faktoren mit unsicherer zukünftiger Entwicklung
- Entwurf mehrerer möglicher und konsistenter Zukunftsbilder und ihrer Entwicklungspfade
- Verarbeitung qualitativer und quantitativer Daten
- Beinhaltung von Analyse-, Prognose- und Syntheseelementen

- Systematisches und nachvollziehbares Vorgehen

In der Szenario-Technik kann zwischen **harten** und **weichen** Methoden differenziert werden (ZENTNER 1975 zitiert in MEYER-SCHÖNHERR 1992):

Als **harte** Methoden lassen sich solche Ansätze charakterisieren, die Szenarien allein durch die Verwendung quantitativer Daten unter Einsatz von (Computer)Modellen erstellen (quantitative Szenarien). Die diesen Szenarien zugrundeliegenden Prämissen bilden dabei die Eingabeparameter der Modelle. Die eigentliche Generierung der Szenarien erfolgt mit Hilfe des Computers in Form von Modellrechnungen. **Weiche** Methoden der Szenario-Erstellung basieren auf „gesundem Menschenverstand“ und setzen quantitative Modelle (wenn überhaupt) nur partiell als Hilfsmittel zur Informationsverarbeitung ein. Weiche Methoden kann man unterscheiden in: „intuitive, nicht formalisierte“ und „systematische, formalisierte“. Diese Einteilung wird von GÖTZE (1993) kritisiert, weil auch intuitive Methoden den Einsatz von Datenverarbeitungsmethoden erfordern.

Ein wesentliches Merkmal der Szenario-Technik (ST) ist die Langfristigkeit oder Zukunftsorientierung ihrer Betrachtung. Dagegen wird den Prognoseinstrumenten normalerweise die Prämisse der Zeitstabilität zugrundegelegt, d.h. die gegenwärtigen Ursachensysteme sind auch in der prognostizierten Zukunft gültig (**deduktiv** abgeleitete Vorhersagen) (MEYER-SCHÖNHERR 1992). Demgegenüber wird in Szenarien mit **induktiv** begründeten Vorhersagen gearbeitet. Das bedeutet, daß sich der Einfluß der Gegenwart im Verlauf der Zeit abschwächt und von geringer Relevanz ist.

Häufig wird mit Szenarien gearbeitet, ohne die ST einzusetzen (GÖTZE 1993, GAUSEMEIER et al. 1996). Dies gilt auch für die natur- und agrarwissenschaftlichen Arbeiten mit Szenarien. Eine explizite Erwähnung der ST als methodisches Instrument findet sich in der ausgewerteten Literatur nur in der Arbeit von BORK et al. (1995).

2.2.4 Anwendung der Szenario-Technik

Um die Transparenz der Szenarientwicklung und dieser Arbeit insgesamt zu gewährleisten, wird versucht, die Szenario-Entwicklung in ein klassisches Schema der ST einzupassen. Zu diesem Zweck wird der Ansatz des BATELLE-INSTITUTS FRANKFURT (o.J.) zunächst erläutert und anschließend angewandt. Das Verfahren wird in der Anwendung teilweise aus inhaltlichen und arbeitstechnischen Gründen modifiziert. Szenarien können auch problemlos ohne den Einsatz einer ST erstellt werden. Ein Szenario muß nicht mit Hilfe einer ST entwickelt worden sein. Allerdings ist dies im Sinne einer größtmöglichen Systematik, Transparenz und Vergleichbarkeit anzustreben. Dies gilt insbesondere, wenn zu einem späteren Zeitpunkt andere Szenarien oder von anderen Bearbeitern Vergleichsszenarien entworfen werden.

Die Szenario-Methode des Batelle-Instituts Frankfurt

Charakteristisch für den Batelle-Ansatz ist die explizite Berücksichtigung externer Störereignisse sowie die konsequente Erarbeitung von Pfadszenarien. MEYER-SCHÖNHERR (1992) zählt dieses Verfahren zu den Ansätzen der „Modellgestützten Logik“. Der Ansatz wurde speziell für die Unternehmensplanung konzipiert. Er sieht den Einsatz von mathematischen Algorithmen wie der Cross-Impact-Analyse oder der Konsistenzmatrix-Analyse vor. Allerdings werden in dieser Arbeit andere mathematische Verfahren zur Szenarioausgestaltung eingesetzt (GIS-gestützte, regelbasierte Umsetzung). Das Verfahren des Batelle-Instituts umfaßt die folgenden acht Schritte.

1. Untersuchungsfeld definieren

Zunächst muß geklärt werden, was Gegenstand der Untersuchung ist und was nicht. Für die Aufgabenstellung werden alle relevanten Daten gesammelt, analysiert und bewertet.

2. Umfeld strukturieren: Identifikation und Strukturierung der wichtigsten Einflußbereiche (Einfluß-Analyse)

Faktoren, die den Untersuchungsgegenstand beeinflussen sammeln, strukturieren und bündeln. Diese Faktoren so charakterisieren, daß sich Entwicklungsrichtungen ableiten lassen; sogenannte **Deskriptoren** bilden. Die Entwicklung der Deskriptoren kann qualitativ oder quantitativ beschrieben werden. Um Aussagen über die Entwicklung zu treffen, muß ein umfassendes Verständnis des Systems und der Interaktionen aufgebaut werden. Es bietet sich grundsätzlich die Arbeit in einem Team an.

3. Entwicklungsrichtungen projizieren

Für alle relevanten Deskriptoren den Ist-Zustand ermitteln. Davon ausgehend für jeden Deskriptor Annahmen über seine zukünftige Entwicklung treffen (und optional mit Eintrittswahrscheinlichkeit belegen).

4. Konsistente Annahmenbündel bilden

Aus den Deskriptorausprägungen konsistente und widerspruchsfreie Annahmenbündel bilden. Für Extremszenarien Annahmenbündel auswählen, die möglichst weit auseinander liegen; für Trendszenarien Annahmensätze verwenden, bei denen Konsistenz und Wahrscheinlichkeit (Häufigkeit des Auftretens) hohe Werte erreichen.

Eine Matrix bilden und analysieren, welche Annahmen sich eventuell verstärken. Mit Hilfe eines PC-Programms eine Konsistenzanalyse durchführen. Auswahl von 2 oder 3 Szenariensträngen, die eingehend untersucht werden sollen.

5. Szenarien ausarbeiten

In diesem Schritt sind anschauliche Zukunftsbilder zu gestalten. Es wird in einem Text verdeutlicht, wie sich die jeweilige Zukunft aus der Gegenwart im Verlauf der Zeit entwickelt hat.

Es werden alle Annahmen und Deskriptoren einbezogen. Das Gesamtbild ist stimmig, konsistent und enthält keine Brüche.

6. Stör-Ereignisse prüfen

Es ist zu prüfen, wie stabil oder labil die Entwicklungsverläufe gegenüber überraschenden Ereignissen sind. Stör-Ereignisse werden in die Szenarien eingeführt, und ihre Auswirkungen auf die Szenarien überprüft

7. Konsequenzen für das Untersuchungsfeld ableiten

An dieser Stelle werden die sich aus dem Zukunftsbild ergebenden Konsequenzen untersucht.

8. Strategische Empfehlungen ausarbeiten

Dieser Schritt wird nur bei Bedarf durchgeführt. Welche Maßnahmen oder Empfehlungen aus den Szenarien abgeleitet werden, bleibt den Anwendern überlassen.

Anwendung der Methode

1. Definition und Strukturierung des Untersuchungsgegenstandes

In diesem Punkt muß der Schwerpunkt der Untersuchung und die damit verbundene Fragestellung präzise formuliert werden (MEYER-SCHÖNHERR 1992). Gegenstand dieser Untersuchung ist die Funktionsfähigkeit der Landschaft in dem Einzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette. Dieses Gebiet ist stark durch die landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Entsprechend wird der Naturhaushalt durch die Inanspruchnahme der Landwirtschaft bzw. die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung beeinflusst. Die ökologischen Funktionen der Landschaft werden anhand von Indikatoren beschrieben. Die Fragestellung lautet: *WELCHE AUSWIRKUNGEN HAT EINE VERÄNDERTE LANDNUTZUNG AUF DAS ÖKOLOGISCHE WIRKUNGSGEFÜGE IN EINEM EINZUGSGEBIET?*

2. Identifikation wichtiger entscheidungsrelevanter Faktoren (Umfeldkräfte)

Das Ökosystem ist sehr komplex und wird durch viele Prozesse beeinflusst. Neben emergenten Ökosystemeigenschaften und einer natürlichen Wandlung nimmt auch der Mensch vielfältigen Einfluß auf das Wirkungsgefüge. Das Eingreifen geschieht durch Planung teilweise gezielt, aber auch unkontrolliert oder unbeabsichtigt. Einige Einflußfaktoren, die Veränderungen herbeiführen sind politische, gesetzliche oder ökonomische Rahmenbedingungen. Aber auch technischer Fortschritt verändert die Landschaft. Soziale und gesellschaftliche Umwälzungen führen ebenfalls zu einem Wandel des Ökosystems.

Im konkreten Fall wird die Leistungsfähigkeit in erster Linie durch die Agrarstruktur determiniert, die ihrerseits wiederum durch die oben genannten globalen und regionalen Umfeldkräfte beeinflusst wird.

3. Beschreibung der Ausgangssituation und der Trends mit Hilfe von Deskriptoren

Es können nicht alle relevanten Faktoren untersucht werden. Deshalb werden die wichtigsten und aussagekräftigsten ausgewählt. Die Ausgangssituation der Agrarstruktur wird anhand dieser Deskriptoren beschrieben. Als Deskriptoren dienen: Waldanteil, Siedlungs- und Wasserflächen, Bewirtschaftung von Grünland- und Ackerflächen, Fruchtfolgen, Düngung, Viehbestand und Randstrukturen. Diese Deskriptoren sollen den Zustand hinreichend charakterisieren, um durch Indikatoren den Zustand der Umwelt ermitteln zu können. Für jeden Deskriptor wird der Entwicklungstrend in den Szenarien abgeschätzt. Die größten Unsicherheiten sollen explizit erwähnt werden.

4. Konsistente Annahmenbündel bilden

Für jeden Deskriptor wird in bezug auf den Entwicklungstrend ein konsistentes Annahmenbündel erarbeitet. Die Annahmen begründen den Trend in ausführlicher und logischer Form. Die Annahmen werden in dem Szenario-Team² erarbeitet. Diese Arbeit erfolgt intuitiv und nach „gesundem Menschenverstand“, wenn keine Literaturergebnisse vorliegen und kein Expertenwissen verfügbar ist.

5. Ausgestaltung der Szenarien

Dieser Punkt beinhaltet in dieser Studie die Umsetzung der Trends und Annahmen auf konkrete Flächen. Dies erfolgt durch eine regelbasierte, computergestützte Umsetzung. Dadurch wird das Verfahren der Szenarioumsetzung transparent und reproduzierbar.

6. Stör-Ereignisse prüfen

Dieser Punkt konnte in dieser Arbeit aus zeitlichen Gründen nicht bearbeitet werden.

7. Konsequenzen für das Untersuchungsfeld ableiten, Analyse der Auswirkungen

Die Analyse der Auswirkungen auf die Landschaft erfolgt mit dem Modellpaket DILAMO. Eine Untersuchung und Abschätzung der Folgen kann hiermit umfassend gelingen. Die Veränderungen werden in bezug auf die Stoff-, Wasser- und Energieflüsse ermittelt.

8. Strategische Empfehlungen ausarbeiten

Optimierungsvorschläge zum Landschaftsmanagement.

2.2.5 Automatisierte, reproduzierbare Szenarientwicklung

Die flächenscharfe standortbezogene Berechnung der Wasser- und Stoffbilanzen eines Gebietes erfordert auch eine flächenscharfe Umsetzung der Szenarioannahmen. Dieser Schritt der Kon-

² Das Szenario-Team am Ökologie-Zentrum bestand aus Grajetzki, B., Haffmans, S., Reck, H., Schleuß, U., Scholle, D. & Zölitz-Möller, R. Ihnen allen sei an dieser Stelle für die konstruktive Zusammenarbeit gedankt.

ketisierung soll in dieser Arbeit reproduzierbar und möglichst automatisiert durchgeführt werden.

Ausgangspunkt der Szenarioentwicklung sind die Grobformulierungen der Rahmenbedingungen (Agrarindustrie/kleinstrukturierte Landwirtschaft). Im Verlauf der Szenarioentwicklung werden Deskriptoren ausgewählt und Annahmenbündel gebildet. Die flächengenaue Konkretisierung der Szenarioannahmen erfolgt regelbasiert unter Verwendung der vorhandenen Daten und Karten in einem GIS. Diese Operationalisierung führt zu einem nachvollziehbaren System der Szenarioentwicklung.

„Eine Regel ist eine konditionelle Aussage, die aus einem Bedingungsteil und einem Aktionsteil besteht“ (HEINRICH & AHRENS 1999). Wird die Bedingung erfüllt, kann es zur Ausführung der Aktion kommen, was zu einer Systemveränderung führt (Wenn-dann-Schema).

Zur Szenarioformulierung werden, sofern notwendig, für jeden Deskriptor eine oder mehrere Regeln abgeleitet, die zur Konkretisierung des Annahmenbündels notwendig sind. An einem Beispiel soll dies veranschaulicht werden:

Der Waldanteil soll im Szenario A von 6 auf 12% Flächenanteil steigen. Diese Aussage wird durch Kriterien, Ausschluß- und Gültigkeitskriterien präzisiert: Es sollen bzw. können keine Siedlungen, Gewässer, Niedermoore und Wälder aufgeforstet werden. Vielmehr sollen die Standorte in Nachbarschaft zu bestehenden Wäldern liegen und geringe Bodenzahlen aufweisen. Das Kriterium Bodenzahl wird variabel gehalten, damit es an die Anforderungen (6% Flächenzuwachs) angepaßt werden kann. Im GIS werden nun zunächst alle Standorte selektiert, für die die Kriterien gültig sind. Die Regel könnte wie folgt aussehen:

Wenn der Standort kein Wald, Niedermoor, Gewässer und keine Siedlung ist *und* eine Nachbarfläche von bestehendem Wald ist *und* die Bodenzahl kleiner 40 ist, **dann** wird dieser Standort (und alle anderen Standorte, für die die Kriterien der Regel gültig sind) aufgeforstet.

In dieser Regel werden verschiedene GIS- und Datenbank-Informationen zusammen verarbeitet (Ist-Flächennutzung, Bodengüte, Nachbarschaftsanalyse).

Die Reihenfolge der Bearbeitung der Deskriptoren hat natürlich Auswirkungen auf die nachfolgenden Operationen und das Gesamtergebnis. Werden Ackerflächen zunächst aufgeforstet, so können sie nicht mehr als Ackerflächen in anderen Maßnahmen und Regelwerken Berücksichtigung finden. Bei beiden Szenarien wurde mit dem Wald begonnen. Die hier vorgenommenen Veränderungen haben dann ihrerseits Auswirkungen auf die anderen Flächen. Um eine Nachvollziehbarkeit zu gewähren, muß also eine Reihenfolge der Regelbearbeitung festgelegt werden (Bestimmung der Priorität).

Dieses Verfahren erfordert eine genaue Dokumentation der Arbeitsschritte und der Regelformulierung, weil es ansonsten unübersichtlich und nicht mehr nachvollziehbar wird. Aus diesem Grund ist im Rahmen des Themenbereichs „Umweltinformationssystem“ ein GIS-gestütztes System zur automatisierten, regelbasierten Szenarienerstellung entwickelt worden (AHRENS 1998). Dieses Programm (ArcView-Extension) wurde bei nachfolgenden Szenarioentwicklungen bereits eingesetzt (BEHNKEN 1999). In der vorliegenden Arbeit konnte dieses Tool nicht mehr angewandt werden. Das konkrete Vorgehen ist im Kapitel 3 beschrieben.

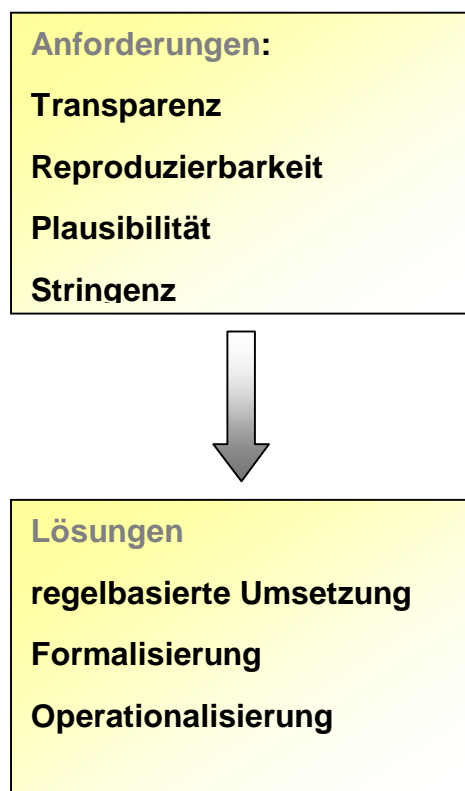


Abbildung 6: Anforderungen und Ziele der Szenarioentwicklung

Eine vollständige Automatisierung ist nicht immer möglich gewesen. Für einige Arbeiten konnte keine regelbasierte Formulierung durchgeführt werden. In wenigen Fällen war keine genaue Festlegung der Kriterien möglich, weil beispielsweise noch kein hinreichend differenziertes Expertenwissen vorlag.

2.3 Ableitung der Basisdaten (Ist-Zustand)

Die Gebietsabgrenzung für die Ermittlung der Basisdaten ergibt sich aus der Grenze des Einzugsgebietes, wie es im gewässerkundlichen Verzeichnis eingetragen ist, und aus den Kartengrenzen der DGK5-Blattschnitte. Die Abgrenzung spiegelt eher eine datentechnisch-historische Entwicklung wider als eine wissenschaftlich begründete Grenzziehung. Das Gebiet umfaßt 70,5 km² und liegt innerhalb von 24 DGK5-Kartenblättern. Wie bereits im Kapitel 2.1.5 geschildert,

werden für die Modellanwendungen Daten zur Bodenausstattung, zur Nutzung, zum Klima, zur Bewirtschaftung und zum Relief benötigt.

2.3.1 Digitales Geländemodell

Die für die Modellierung benötigten Reliefdaten konnten vom Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein für das Untersuchungsgebiet (mit Ausnahme des Gebietes der DGK5 Höllenhorst) in Form eines digitalen Datensatzes bezogen werden. Dieses Digitale Geländemodell liegt in dem größten Bearbeitungsmaßstab, in der 12,5m-Auflösung vor. In bezug auf die Genauigkeit gilt die Fehlervorschrift für den DGK5-Erlass mit einem mittleren tolerierbaren Fehler von +/- 0.4 m als Richtlinie. Auf Ackerflächen ist die Genauigkeit mit einem Fehler von +/- 0.3 m höher.

Die Höhendaten fließen als Eingangsdaten der DILAMO-Module TOPNEW und TOPTRA in die relief- und topographieabhängigen Berechnungen ein. Die Reliefdaten werden indirekt, über die Ergebnisdateien von TOPTRA und TOPNEW auch in BOSSA-SH & SURREAL sowie in WASMOD berücksichtigt.

Durch die Anwendung des Programms TOPNEW findet eine Definition von erosionsrelevanten Hängen und hydrologischen Senken statt. TOPNEW ermittelt die Richtung des maximalen Gefälles als Grundlage für eine anschließende Kaskadierung, die Hangneigung und die Abgrenzung topographischer (Teil-)Einzugsgebiete. TOPTRA nutzt das Digitale Geländemodell zur Analyse der hydrologischen Situation des Untersuchungsgebiets. Dabei werden u.a. Grundwassereinzugsgebiete definiert und abgegrenzt. Die Abbildung 7 zeigt die Einteilung des Untersuchungsgebietes in insgesamt 16 verschiedene Einzugsgebiete. Die Abgrenzung der Einzugsgebiete des Bornhöveder Sees, Belauer Sees, Stolper Sees, Schmalensees und des Schiensees deckt sich recht gut mit der von KLUGE & JELINEK (1999) vorgenommenen Einzugsgebietsabgrenzung, die auf Berechnungen mit dem zweidimensionalen, horizontal ebenen, kommerziellen Grundwassermodell TWODAN beruht, die zur Analyse und Ableitung von Einzugsgebieten eine mittlere Grundwasserneubildungsrate von 380 mm/a annahmen.

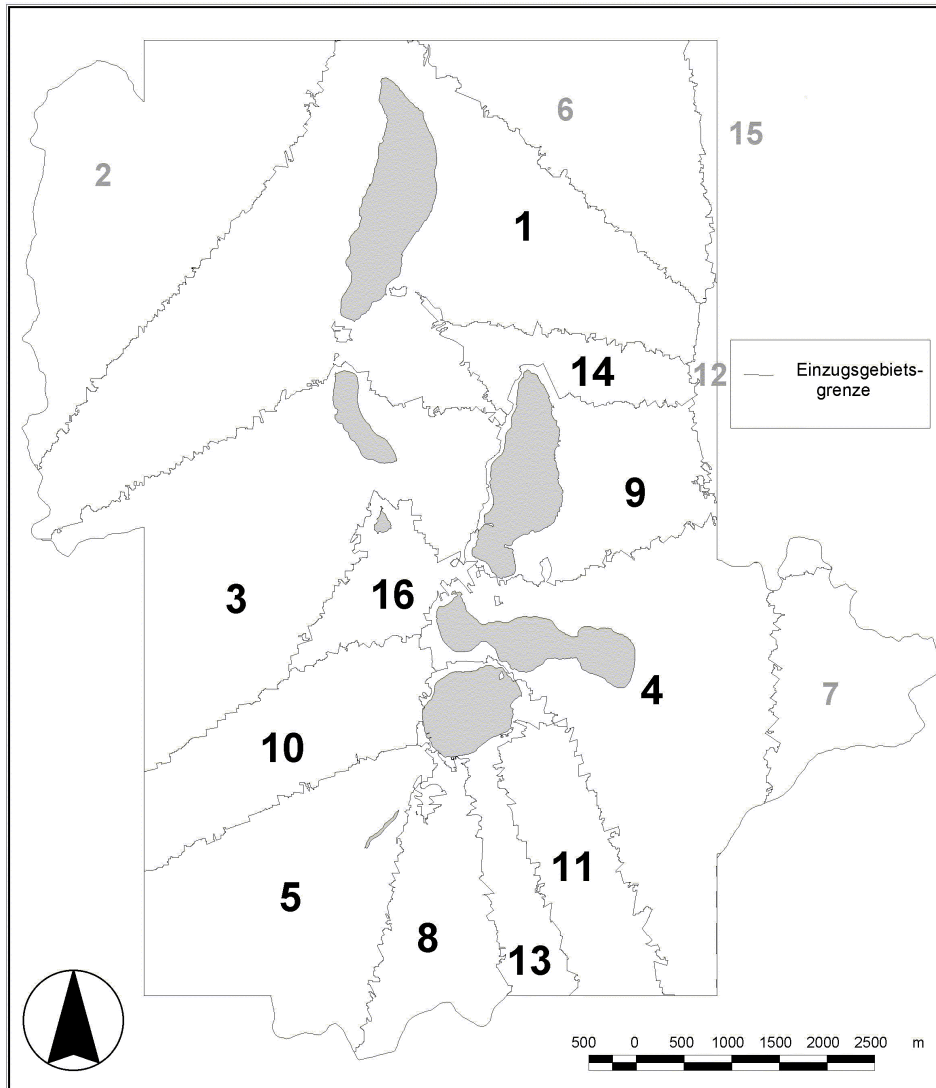


Abbildung 7: Abgrenzung von Einzugsgebieten im Bereich der Bornhöveder Seenkette (schwarze Ziffern: Einzugsgebiete des Gesamteinzugsgebiets der Bornhöveder Seenkette, die mit WASMOD bearbeitet wurden, graue Ziffern: Randeinzugsgebiete)

Teilweise lassen sich die Einzugsgebiete zu größeren Einheiten zusammenfassen. So bilden die Bereiche 5, 8, 11, 13 das Einzugsgebiet des Bornhöveder Sees und die Bereiche 3, 10 und 16 das Einzugsgebiet des Schierensees. Der Stolper See wird durch die Gebiete 1 und 14 beschrieben (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Flächengröße und Bezeichnung der definierten Einzugsgebiete

EZG-Nr.	Größe (ha)	Gewässer	WASMOD-Modellierung
1	1313	Stolper See	✓
2	733	Holzsee	-
3	810	Schierensee	✓

4	796	Schmalensee	✓
5	568	Bornhöveder See	✓
6	423	Kronsee	-
7	252	Stocksee	-
8	269	Bornhöveder See	✓
9	280	Belauer See	✓
10	349	Schierensee	✓
11	253	Bornhöveder See	✓
12	59	Gr. Plöner See	-
13	166	Bornhöveder See	✓
14	152	Alte Schwentine (Stolper See)	✓
15	40	Gr. Plöner See	-
16	148	Fuhlensee (Schierensee)	✓

2.3.2 Bodendaten

Detaillierte, flächenscharfe und flächendeckende Bodendaten liegen für das Untersuchungsgebiet nur als Bodenschätzungsdaten für die landwirtschaftlich genutzte Fläche vor. Die Erfassung dieser Datenquelle für das über 70 km² große Gebiet, der Zustand und die Bearbeitung der Daten der Bodenschätzung ist bereits in MEYER (1996) dokumentiert: Im Rahmen der Ökosystemforschung wurden die Informationen aus den Katasterämtern und Finanzämtern zusammengetragen, in eine Datenbank eingegeben, mit dem Programm REIBOTRA (Vorgänger von BOSSA-SH) bearbeitet und in ein GIS überführt und dort verknüpft. Die Anwendung der Programme BOSSA-SH und SURREAL hat weiterhin dazu geführt, daß auch Informationen über nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen verfügbar gemacht wurden, und daß eine funktionsbezogene Bewertung der Böden durchgeführt wurde. Außerdem ist durch die Kopplung mit dem DGM eine bodentypologisch differenzierte Einteilung der abgeleiteten Bodendaten möglich (Differenzierung von Gley-Pseudogley und Erkennung von Kolluvien). Die Ergebnisse dieser Auswertungen beschreibt REICHE (2000).

2.3.3 Nutzungsdaten, Viehbestand, Düngung

Die Kenntnis der Flächennutzung, der Fruchtfolge und der Bearbeitungs- und Düngepraxis ist eine wesentliche Grundlage für eine realistische und flächendeckende Modellierung. Die Erhebung dieser Datengrundlage ist sehr aufwendig. Für das Einzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette wurde 1988 eine umfassende **Betriebsbefragung** durchgeführt, die u.a. Erkenntnisse über Fruchtfolgen, Düngepraktiken, Betriebsausstattungen und Viehbestände ergab (REICHE 1991). Ein lückenloses Bild konnte diese Befragung allerdings nicht liefern, da nur 60% der Betriebe daran teilnahmen. Als Grundlage zur Ableitung der Nutzungsdaten in dem Arbeitsge-

biet wurden vier verschiedene **Satellitenbilder** ausgewertet: drei LANDSAT-Szenen vom 07.07.1987, 25.05.1989 und vom 13.04.1991 sowie ein SPOT-Bild vom 02.07.1994 (dokumentiert in MEYER 1996, SCHMIDT 1991, VIEGAS 1995). Die Klassifikationen der Satellitenbilder konnte anhand der jährlich durchgeführten **Nutzungskartierung** im Einzugsgebiet des Belauer Sees überprüft werden. Die Ableitung der Flächennutzung für das Gesamtgebiet führte zu einer Differenzierung der Hauptnutzungsarten (Wald, Grünland, Acker, Siedlung, Wasserflächen).

Diese Klassifikationsergebnisse wurden von MEYER (1996) zusammengeführt und zur Ableitung einer Fruchtfolge auf den Ackerflächen weiterbearbeitet. Problematisch bei der Ableitung von Fruchtfolgen für das Untersuchungsgebiet ist, daß die ausgewerteten Satellitenszenen nicht aus aufeinanderfolgenden Jahren stammen. Dadurch ist unsicher, wie die Nutzung in den fehlenden Jahren ausgesehen hat. Aus dem Zeitraum von 1987 bis 1994 sind die Nutzungen nur aus vier Jahre bekannt.

Diese Daten werden in der dBASE-Datenbank zusammengeführt. Unter Berücksichtigung praxisüblicher Fruchtfolgen (Befragungsergebnisse) werden aus den kartierten Nutzungen Fruchtfolgen bestimmt und klassifiziert. Für den Bereich der vier genannten DGK5-Blätter kann der Fruchtfolgetyp der Kartierung übernommen werden. Für die übrigen Flächen ermittelt ein von REICHE (ÖKOLOGIE-ZENTRUM KIEL, ZALF MÜNCHENBERG) entwickeltes dBASE-Programm über einen Ähnlichkeitsalgorithmus diejenige Fruchtfolge, die auf dieser Fläche mit den Satellitennutzungen die größte Übereinstimmung aufweist.

Grundannahme für die späteren Modellrechnungen ist, daß die Fruchtfolgen auch über einen längeren Zeitraum eingehalten werden.

Da die Fruchtfolgen in erster Linie auf den Betriebsbefragungen von 1988 basieren, mußten sie an aktuelle Tendenzen der Landbewirtschaftung, die sich aus agrarpolitischen Maßnahmen der 90er Jahre ergaben (**konjunkturelle Flächenstillegungsprogramme** und **5-jährige Flächenstillegung**), angepaßt werden. Daten zur konjunkturellen Flächenstillegung von Ackerflächen können den jährlich erscheinenden Agrarberichten der Landesregierung entnommen werden. Weiterführende Daten zur Differenzierung der Brachen in Rotationsbrache, 5-jährige Dauerbrache oder Anbau nachwachsender Rohstoffe wurden kreisbezogen vom MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE RÄUME zur Auswertung bereitgestellt. Damit konnte das Verhältnis der verschiedenen Stillegungsformen zueinander sowie die regionale Verteilung bestimmt werden. Die Übertragung der Ergebnisse in den digitalen Nutzungsdatensatz erfolgte in Form von Regeln und Zufallszuweisungen im Anschluß. Durch dieses Vorgehen entsteht ein plausibles Bild von der Flächennutzung, allerdings keine wirklichkeitsgetreues. Deshalb wird von einem **Ist-Szenario** gesprochen.

Die Intensität der **Grünlandnutzung** konnte aus dem zugrundeliegenden Datenmaterial (Satellitenbilddatenauswertung) nicht differenziert werden. Um trotzdem mit abgestuften Nutzungsintensitäten in der Stoffflußmodellierung arbeiten zu können, wird für die Unterscheidung von intensivem und extensivem Grünland der berechnete mittlere Grundwasserstand als Unterscheidungsmerkmal herangezogen. Bei einem Grundwasserstand, der unter 80 cm liegt, wird von einer extensiven Grünlandnutzung ausgegangen (SCHOLLE 1997). Die extensive Nutzung wird in Abhängigkeit vom Grundwasser in Grünlandbrachen und Extensivgrünland weiter differenziert. Das Intensivgrünland wird in Wiesen, Mähweiden und Weiden unterschieden. Aus der Grünlandnutzungsrelation des Datensatzes für das EZG Belauer See ergab sich folgendes Bild: Das Flächenverhältnis von Mähnutzung zu Mischnutzung zu Weidenutzung ist mit 1 : 3 : 4 zu beziffern. Dieses Verhältnis wurde auf das Gesamtgebiet projiziert und zufällig den vorhandenen Grünlandflächen verteilt.

Als Vergleichswert kann die Differenzierung des Grünlands in Schleswig-Holstein herangezogen werden (MUNF 1996):

53% Weiden, 23% Wiesen, 22% Mähweide, 2% Streuwiesen

Für alle Ackerfrüchte wird im Modell mit zwei Düngungsvarianten (ausschließlich mineralische Düngung, Variante 1/mit Wirtschaftsdünger, Variante 2) gerechnet. Der **Düngemittleinsatz** der Landwirtschaft konnte mit der Fragebogenerhebung ermittelt werden. Dabei ist auch das Verhältnis der reinen Marktfruchtbetriebe zu denen mit Viehhaltung festgestellt worden. Ebenfalls wurde in der Fragebogenerhebung der Viehbestand und somit die Düngereinheiten und der Anfall von Wirtschaftsdünger abgefragt. Für jede Nutzungsform wurde dann aus den Fragebogenergebnissen diejenige Düngervariante herausgesucht, die am repräsentativsten ist (Auswahl aus REICHE 1991, siehe Tabelle 3). Diese Düngervarianten wurden dann auf das Gesamtgebiet extrapoliert.

Tabelle 3: Nutzungsvarianten, Düngung und Flächenanteil der Kulturen im Ausgangszustand (NWR = Anbau erfolgt als nachwachsender Rohstoff, N_{Gesamt} = gesamte Stickstoffmenge, N_{org} = Stickstoff aus Wirtschaftsdünger)

Code	Beschreibung	Düngung (kg N/ha)	Fläche (ha)
211110	Grünland, Mäh	280 N_{Gesamt} , davon 88 N_{org}	184
211210	Grünland, Misch	260 N_{Gesamt}	547
211310	Grünland, Weide	188 N_{Gesamt}	728
211220	Extensiv-Grünland, allg.	80 N_{Gesamt}	72
211410	Grünland Dauerbrache	keine Düngung	88
211510	Grünland Brache	keine Düngung	65

	Ackerflächen		
212201	Ackergras Variante 1	264 N _{Gesamt}	51
212202	Ackergras Variante 2	396 N _{Gesamt} , 148 N _{org}	133
213101	Weizen Variante 1	213 N _{Gesamt}	301
213103	Weizen Variante 2	260 N _{Gesamt} , 90 N _{org}	374
213212	Wintergerste Variante 1	193 N _{Gesamt}	242
213214	Wintergerste Variante 2	282 N _{Gesamt} , 112 N _{org}	390
213303	Roggen Variante 2	211 N _{Gesamt} , 81 N _{org}	131
213304	Roggen Variante 1	129 N _{Gesamt}	223
213401	Hafer Variante 1	72 N _{Gesamt}	118
213402	Hafer Variante 2	215 N _{Gesamt} , 145 N _{org}	275
213501	Raps Variante 1	195 N _{Gesamt}	131
213502	Raps Variante 2	254 N _{Gesamt} , 78 N _{org}	447
213602	Mais	304 N _{Gesamt} , 206 N _{org}	534
213731	Zuckerrüben	305 N _{Gesamt} , 183 N _{org}	85
216100	Dauerbrache Acker	keine Düngung	
216200	Rotationsbrache	keine Düngung	
216300	Rotationsbrache NWR	siehe Raps: 195 N _{Gesamt}	
216400	Einfache Brache	keine Düngung	
216500	Einfache Brache NWR	siehe Raps: 195 N _{Gesamt}	

Ist-Viehbestand im Untersuchungsgebiet

Aus den Gemeindestatistiken konnten die Daten der Viehzählung von 1990 und 1992 (STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN 1991, 1993) herangezogen werden:

Für die Gemeinden Belau, Ruhwinkel, Bornhöved und Schmalensee, deren Flächen zum Großteil im Untersuchungsgebiet liegen, wurde ein Viehbestand von 3900 Rindern (1990: 4200 Rinder) und ca. 9000 Schweinen (1990: 10000 Schweine) ermittelt. Diese vier Gemeinden decken allerdings nur 75% der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes ab. Deshalb wird dieser Bestand um 20% erhöht, um auf das Gesamtgebiet hochzurechnen. Dadurch ergibt sich ein Gesamtviehbestand von ca. 5000 Rindern und ca. 12000 Schweinen. Für die Anzahl der Rinder zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen Bestand und dem durch die Nutzungsableitung ermittelten rechnerischen Futterangebot. Aktuelle Viehzahlen aus dem Jahr 1996

weisen in den 4 Gemeinden einen Rinderbestand von 4500 Tieren und einen Schweinebestand von 9000 Tieren aus (STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN 1997).

2.3.4 Klimadaten

Die Verfügbarkeit langjähriger und zeitlich hochaufgelöster Klimadaten ist eine entscheidende Voraussetzung für ökologische Szenariorechnungen (WENKEL 1995). Für die Szenariorechnungen im Untersuchungsgebiet der Bornhöveder Seenkette wurden die Klimadaten der Meßstation Hamburg-Fuhlsbüttel und die Meßdaten der Station Ruhwinkel verwendet. Die „Mischung“ beider Datenquellen ist unvermeidbar, weil Daten der Meßstation Ruhwinkel, die sich direkt im Untersuchungsgebiet befindet, erst ab 1988 verfügbar sind. Der Datensatz der Klimastation Hamburg-Fuhlsbüttel wurde bereits im Rahmen der Global Change-Studie am Ökologie-Zentrum aufbereitet. Er zeichnet sich durch Vollständigkeit über 30 Jahre aus und enthält die Strahlungsbilanz, die für die Verdunstungsberechnung nach TURC-WENDLING mit dem Modell WASMOD benötigt wird (in dieser Studie wurde die Verdunstung nach HAUDE gerechnet, aber um spätere Vergleichsrechnungen zu ermöglichen, wurde auf den Hamburger Datensatz zurückgegriffen). Der Klimadatensatz liefert auf Tagesbasis die Temperatur (Minimum, Maximum), die Niederschlagssumme und die um 14:00 Uhr gemessene Luftfeuchtigkeit. Die Klimadateien enthalten Datensätze vom 01.10. bis zum 30.09. des darauffolgenden Jahres. Diese Einteilung erfolgt aus modelltechnischen Gründen und ist als Kompromiß zwischen Wirtschaftsjahr und klimatologischem Jahr zu verstehen. Die Tabelle 4 charakterisiert den gesamten Datensatz anhand einiger Parameter. Im Jahr 1995/96 wurde der niedrigste Niederschlag gemessen, den höchsten Wert erreicht das Jahr 1979/80. Bemerkenswert ist, daß in dem Trockenjahr 1995/96 die meisten Starkregenereignisse mit Niederschlägen von mehr als 10 mm/d beobachtet wurden. Im Mittel des Simulationszeitraums fallen 770 mm Niederschläge und an 19 Tagen werden Niederschläge mit mehr als 10 mm/d registriert. Das Winterhalbjahr ist mit 369 mm Niederschlag etwas weniger ergiebig als das Sommerhalbjahr (401 mm).

Tabelle 4: Übersicht über die verwendeten Klimadaten bzw. -dateien (Starkregen = Anzahl der Starkregenereignisse > 10mm/d, WHJ = Niederschlagssumme im Winterhalbjahr, SHJ = Niederschlagssumme im Sommerhalbjahr)

DBF-Datei	Jahr	Σ NDS	Starkregen	WHJ (1.10 – 31.03.)	SHJ (1.04.- 31.09.)	Meßstation
Klima1	1960/61	845	17	403	444	HH
Klima2	1961/62	586	11	170	416	HH
Klima3	1962/63	669	13	293	377	HH
Klima4	1963/64	750	21	258	493	HH
Klima5	1964/65	890	22	436	454	HH
Klima6	1965/66	826	19	462	364	HH
Klima7	1966/67	826	21	378	448	HH
Klima8	1967/68	692	19	298	394	HH

Klima9	1968/69	766	18	309	458	HH
Klima10	1969/70	664	14	361	304	HH
Klima11	1970/71	695	17	234	461	HH
Klima12	1971/72	614	16	220	394	HH
Klima13	1972/73	856	25	444	411	HH
Klima14	1973/74	792	17	470	322	HH
Klima15	1974/75	544	15	321	223	HH
Klima16	1975/76	696	17	323	373	HH
Klima17	1976/77	834	23	405	428	HH
Klima18	1977/78	688	12	302	387	HH
Klima19	1978/79	942	23	317	626	HH
Klima20	1979/80	954	28	543	411	HH
Klima21	1980/81	734	19	389	345	HH
Klima22	1981/82	772	22	483	289	HH
Klima23	1982/83	806	19	440	366	HH
Klima24	1983/84	772	21	341	431	HH
Klima25	1984/85	707	15	383	324	HH
Klima26	1985/86	911	24	403	508	HH
Klima27	1986/87	847	19	499	348	HH
Klima28	1987/88	715	16	325	390	HH
Klima29	1988/89	854	21	354	499	Ruhwinkel
Klima30	1989/90	884	25	387	498	Ruhwinkel
Klima31	1990/91	787	19	358	430	Ruhwinkel
Klima32	1991/92	723	22	421	303	Ruhwinkel
Klima33	1992/93	882	26	425	457	Ruhwinkel
Klima34	1993/94	938	29	472	467	Ruhwinkel
Klima35	1994/95	865	25	542	323	Ruhwinkel
Klima36	1995/96	375	30	116	264	Ruhwinkel
Ø	1960-1996	770	20	369	401	

2.4 Bewertung

Eine Aufgabe dieser Arbeit soll es sein, eine integrative Bewertung des Umweltzustands der Landschaft anhand ihrer Funktionalität im Sinne einer Bewahrung oder Verbesserung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts durchzuführen. Dazu werden Leitbilder übernommen und Funktionsindikatoren ausgewählt, die eine komplexe Bewertung ermöglichen. Zunächst werden einige wichtige Grundlagen für die Bewertung besprochen. Anschließend wird im Kapitel 2.4.5 das Konzept der Ökosystemintegrität erläutert. Dieses Konzept wird operationalisiert und in dieser Arbeit an Landnutzungsszenarien getestet (Kapitel 5.4.2). Damit soll eine theoretisch basierte, an Leitbildern orientierte und ganzheitliche Umweltbewertung der Einzugsgebiete der Bornhöveder Seenkette erfolgen.

2.4.1 Bewertung und ökologische Planung

Die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege sind im § 1, Absatz 1 des Bundesnaturschutzgesetzes fixiert. Demnach ist die Natur und Landschaft so zu pflegen und zu schützen, daß

- "1. die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes,
2. die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter,
3. die Pflanzen und Tierwelt sowie
4. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft nachhaltig gesichert sind."

Die Landschaftsplanung ist laut Bundesnaturschutzgesetz die Fachplanung für den Naturschutz und die Landschaftspflege (§§ 5 und 6). Der im Naturschutzgesetz genannten Zielsetzung und dem Anspruch wird sie allerdings nach Ansicht vieler Experten nicht gerecht (BUCHWALD & ENGELHARDT 1996, HEIDT & PLACHTER 1996, NACHBAR 1997). Auch MARZELLI (1994) sieht Defizite in der ökologischen Planung. Die mangelnde Umsetzung führt er u.a. auf die sektorale Ausrichtung des abiotischen Ressourcenschutzes, das Fehlen einer zielbezogenen Planung sowie einer übergreifenden raumbezogenen Bewertung zurück. Außerdem fehlen nach Ansicht des Autors systematische, auf die Gesamtfläche bezogene Naturschutzkonzepte für den biotischen Ressourcenschutz. HEIDT & PLACHTER (1996) kritisieren, daß in den Bundesländern keine Landschaftsrahmenplanung mehr stattfindet. WIEGLEB (1997) ist der Meinung, daß ein Naturschutz ohne Zielorientierung nicht erfolgreich sein kann. Der Naturschutz hat seiner Meinung nach ein schlechtes Image, weil sich in Gutachten häufig die Wertvorstellungen des Bearbeiters widerspiegeln.

Die Landschaftsplanung muß in Zukunft das Naturraumpotential auf der gesamten Fläche erfassen und bewerten, um planerische Aussagen treffen zu können (BUCHWALD & ENGELHARDT 1996). Dieses Ziel verfolgt das Landschaftsprogramm Schleswig-Holstein mit seiner ökologischen Raumgliederung (Funktionsräume für den Naturschutz) auf 100% der Landesfläche (MUNF 1997).

2.4.2 Einführung und Begriffsdefinition

Bewerten heißt, eine Beziehung zwischen einem wertenden Subjekt und einem gewerteten Objekt, dem Wertträger (BECHMANN 1977), herzustellen. Eine Bewertung impliziert immer einen Vergleich (HEIDT & PLACHTER 1996). Dabei wird die Merkmalsausprägung eines Gegenstands mit einem wie auch immer gearteten Maßstab verglichen und dadurch bewertet (SCHRÖDER 1996). Bewertungen sind Soll-Ist-Vergleiche, in denen der aktuelle Zustand mit einem Zielzustand verglichen wird (WIEGLEB 1994).

Das Bewertungsobjekt "Landschaft" ist dabei das komplexeste, das wir kennen (HEIDT & PLACHTER 1996). Dieser Umstand schließt einfache Bewertungsmethoden ebenso aus, wie die Beschreibung der Umweltqualität der Landschaft durch einen Gesamtindikator (FÜRST et al. 1992, RSU 1994). Die Bewertung der Landschaft ist ein Teil der Landschaftsdiagnose (GRABAUM 1996). Der Wert einer Landschaft ergibt sich aus den Leistungen, die sie vollbringt. Im wesentlichen sind dies Produktionsleistungen, Regulationsleistungen, Trägerleistungen und Informationsleistungen (BUCHWALD & ENGELHARDT 1996). Diese Leistungsfähigkeit kann durch Potentiale und Funktionen beschrieben werden (DE GROOT 1992, GRABAUM 1996, MARKS et al. 1992) bzw. sind Synonyme davon. Man spricht in diesem Zusammenhang vom Naturraumpotential (BUCHWALD & ENGELHARDT 1996, HAASE 1978, zitiert in MARKS et al. 1992).

MARKS et al. (1992) bewerten die Landschaft durch Potentiale und Funktionen. Dabei werden die landschaftshaushaltlichen Funktionen in

- Erosionswiderstandsfunktion,
- Filter-, Puffer-, Transformatorfunktion
- Grundwasserschutzfunktion
- Grundwasserneubildungsfunktion,
- Abflußregulationsfunktion,
- Immissionsschutzfunktion,
- Klimamelioration und bioklimatische Funktion,
- Ökotoptbildungs- und Naturschutzfunktion und
- Erholungsfunktion differenziert.

Das landschaftshaushaltliche Potential bewerten MARKS et al. (1992) durch die Einzelpotentiale

- Grundwasserdargebotspotential,
- biotisches Ertragspotential und
- landeskundliches Potential.

Eine Klassifikation von Umweltfunktionen führte DE GROOT (1992) durch. Er beschrieb die Naturfunktionen der Landschaft als:

- Regulationsfunktion
- Trägerfunktion
- Produktionsfunktion
- Informationsfunktion

Ein frühes Beispiel der Landschaftsbewertung zeigt sich in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts mit der Reichsbodenschätzung (MARKS et al. 1992), in der die landwirtschaftliche Eig-

nung des Bodens bewertet wurde (Produktionsleistung, Produktionsfunktion). Heute wird von der Gesellschaft auch die ökologische, ästhetische und außerlandwirtschaftliche Funktionalität beachtet und für wertvoll erachtet (WERNER 1995). Diese bringen dem Menschen zwar keinen unmittelbaren ökonomischen Nutzen, sind aber für die menschliche Existenz unerlässlich (GRABAUM 1996). In bezug auf den Boden sind dies z.B. die Leistungen des Bodens zum Grundwasserschutz (Grundwasserschutzfunktion nach MARKS et al. 1992). Der Nutzen kann dabei als die Eigenschaft eines Gutes oder einer Dienstleistung definiert werden, die menschliche Bedürfnisse befriedigt (LESER et al. 1993). Naturschutzfachliche Bewertungen finden erst seit Ende der 70er Jahre statt (WIEGLEB 1997).

Die Grundlage jeder Bewertung ist ein Wertesystem und ein Wertmaßstab, deren Pole mit Wertausdrücken wie beispielsweise *gut* oder *schlecht* belegt sein können (STRÖBL 1999). Weiterhin können Wertungen im Sinne von *besser* oder *schlechter* zwischen mehreren Alternativen gemacht werden. Das Bewertungsergebnis (z.B. in der UVP) leitet sich häufig aus dem persönlichen Wertesystem des Gutachters ab (HEIDT & PLACHTER 1996). JESSEL (1996) verdeutlicht dies am Beispiel von vier Wissenschaftlern, die unabhängig voneinander eine intensiv bewirtschaftete Wiese bewerten und zu vier verschiedenen Handlungsvorschlägen zur Zustandsverbesserung kommen, weil jeder Experte eine andere Zielvorstellung hat. Dies resultiert aus dem Umstand, daß für die Ausprägung von Naturzuständen nur wenige verankerte Wertmaßstäbe vorhanden sind (MARZELLI 1994) und es kaum formalisierte Bewertungsverfahren gibt. Existiert noch kein Wertesystem für das zu bewertende Objekt, so ist eines zu entwickeln oder abzuleiten. In diesem Punkt besteht die Gefahr des „naturalistischen Fehlschlusses“, weil der bewertende Naturschützer nicht aus dem Sein einer Landschaft auf das Sollen schließen darf (JESSEL 1996, MARZELLI 1994). Die Ökologie kann als erkenntnisorientierte Wissenschaft strenggenommen nur sagen, wie geschützt werden soll; was geschützt werden soll ist eine gesellschaftliche Aufgabe (MARZELLI 1994). Gerade in Planungsprozessen findet man eine enge Verzahnung von Wissen und Werten, weshalb JESSEL (1996) in diesem Kontext sogar von einem "Bewertungsdilemma" spricht. Eine Verbesserung dieser Situation könnte durch die Formulierung von Leitbildern eintreten.

Der Zielzustand eines Wertesystems kann als Leitbild definiert werden. Nur durch die Formulierung von Zielen ist es möglich, zielorientierte Entwicklungen zu fordern und zu fördern (WIEGLEB 1994). Aus der Abweichung zwischen dem Status quo zum Leitbild wird ein Handlungsbedarf festgelegt. Der Vorteil zur Bewertung ohne Leitbild liegt darin, daß das Leitbild eine Synopse und ein Abgleich gesellschaftlicher Wertvorstellungen ist (HEIDT & PLACHTER 1996).

Leitbilder sind bewußt allgemein formulierte, langfristige Zielvorstellungen (Orientoren) oder Entwicklungsziele mit normativem Charakter. Sie stellen ein übergeordnetes Normen- und Wertesystem dar. Vom Leitbild werden Leitlinien, Umweltqualitätsziele (UQZ) und Um-

weltqualitätsstandards (UQS) abgeleitet (SANDHÖVEL 1995, FÜRST et al. 1992). Diese Begriffe stehen in einem hierarchischen Verhältnis zueinander, wobei Leitbilder die oberste Stufe darstellen.

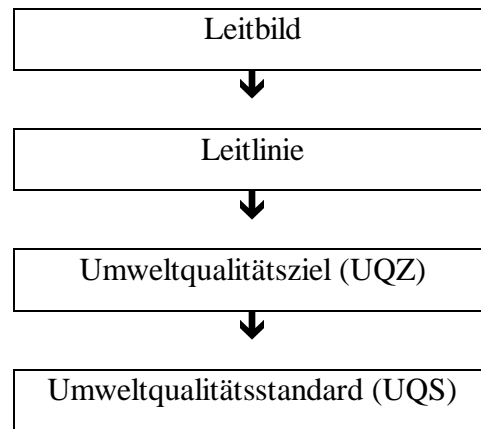


Abbildung 8: Verhältnis von Leitbild, Leitlinie, Umweltqualitätszielen und Umweltqualitätsstandards (nach FÜRST et al. 1992)

Das zentrale Leitbild in der internationalen und nationalen Umweltpolitik ist die Vorstellung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Allgemein anerkannte Ziele im Naturschutz sind Ökosystemschutz, Arten- und Ressourcenschutz, Verminderung der landwirtschaftlichen Intensität und Verringerung der Stoffeinträge (SCHIMANSKI 1997). Der Begriff Leitbild wird auf verschiedenen räumlichen Skalen verwendet. So wird einerseits von Leitbildern im Zusammenhang einer globalen umweltpolitischen Zielsetzung gesprochen (dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung), andererseits spricht man auch auf regionaler Ebene von Leitbildern (z.B. Leitbild für den Planungsraum XY). Aus definitorischer Sicht stellt dies kein Problem dar, wenn der Begriff *Leitbild* als der gesellschaftliche angestrebte Zustand der abiotischen, biotischen und ästhetischen Ressource eines bestimmten Raumes, unter Berücksichtigung der sozio-ökonomischen Bedingungen beschrieben wird (MARZELLI 1994). Unter den zu berücksichtigenden sozio-ökonomischen Zwängen verstehen FINCK et al. (1993) die Beachtung der örtlichen Besiedlungsstruktur, der Betriebsstruktur, der Bevölkerungsakzeptanz und der ökonomischen und politischen Machbarkeit.

Leitbilder sollten individuell für den jeweiligen Raumausschnitt formuliert werden (FINCK et al. 1993, WIEGLEB 1994), um die spezifischen Standortverhältnisse und die individuelle kulturhistorische Entwicklung zu berücksichtigen (FELDMANN et al. 1997, KÖPPEL 1996). Diese Leitbilder werden dann landschaftliche oder regionale Leitbilder genannt.

Leitbilder unterliegen außerdem einer zeitlichen Variabilität, da sich die gesellschaftlichen oder politischen Ziele verschieben. Die Ziele, die für eine Landschaft anzustreben sind, werden im Idealfall in einen politisch-rechtlichen Rahmen, ein Planwerk, eingebettet. Dadurch entsteht die Normierung, die als ein Kriterium für Leitbilder genannt wird (FINCK et al. 1993). Die Verankerung des Leitbildkonzepts in die Planungshierarchie ermöglicht eine aktive Einflußnahme auf

Handlungsalternativen (FINCK et al. 1993). Das Leitbildkonzept hat die Aufgabe, legitime Bewertungsmaßstäbe zu schaffen. In Bewertungsverfahren der Umweltplanung kann mit der Leitbildmethode festgestellt werden, ob eine geplante Maßnahme leitbildkonform ist oder nicht. Diese Transparenz der Planungsentscheidungen verbessert das negative Erscheinungsbild von Umweltplanungen (FINCK et al. 1997). Für die konkrete Anwendbarkeit des Leitbildkonzepts ist eine regional individuelle Präzisierung auf dem Niveau der UQZ und UQS notwendig. JESSEL (1996) fordert die Landschaftsplanung als Fachplanung für die Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege auf, eine Zielvorstellungshierarchie als Rückgrat des Planungsprozesses zu entwickeln, die nach Planungsebenen differenziert, umsetzbare Leitbilder und Umweltqualitätsstandards definiert. Am Beispiel der Bornhöveder Seenkette wurde von BEHNKEN (1999) untersucht, ob eine solche Regionalisierung aus den Planwerken der räumlichen Gesamtplanung und Landschaftsplanung bereits abgeleitet werden kann. Als grundsätzliches Problem erweist sich dabei die zeitliche Komponente, die eine Präzisierung über dieses Instrument in Anspruch nimmt. Zum einen müssen Teile des Leitbildkonzepts **innerhalb** der Planungsebenen entwickelt und fortgeschrieben werden, zum anderen müssen Inhalte **zwischen** den Planungsebenen weitergereicht, konkretisiert und umgesetzt werden. Das Ergebnis der Arbeit zeigt, daß die Landschaftsplanung den Anforderungen eines Leitbildkonzepts zur Zeit kaum entspricht.

Leitlinien konkretisieren als Handlungsgrundsätze Leitbilder, sind begrifflich aber nur schwer von Leitbildern zu unterscheiden (KIEMSTEDT 1992, PETERS 1994).

Umweltqualitätsziele (UQZ) werden von FÜRST et al. (1992) als bestimmte, sachlich, räumlich und ggf. zeitlich definierte Qualität von Ressourcen, Potentialen oder Funktionen definiert, die in konkreten Situationen erhalten oder entwickelt werden sollen. Auch UQZ können nicht direkt eingesetzt werden, sondern müssen weiter präzisiert und konkretisiert werden. Dies geschieht durch die Übernahme oder Ableitung von Umweltqualitätsstandards (UQS), sofern sie abgeleitet oder übernommen werden können.

Umweltqualitätsstandards (UQS) sind quantifizierbare Bewertungsmaßstäbe zur Bestimmung von Belastung oder angestrebter Qualität, indem sie für einen Parameter bzw. Indikator Ausprägung, Meßverfahren und Rahmenbedingungen festlegen (FÜRST et al. 1992). Sie sind der letzte Operationalisierungsschritt im Leitbildkonzept. FÜRST et al. (1992) definieren Umweltqualitätsstandards als "konkrete Bewertungsmaßstäbe zur Bestimmung von Schutzwürdigkeit, Belastung und angestrebter Qualität, indem sie für einen bestimmten Parameter bzw. Indikator Ausprägung, Meßverfahren und Rahmenbedingungen festlegen". Beispiele wären die zahlenmäßig fixierten Grenz- und Richtwerte, wie die der TA Luft, der Trinkwasserverordnung, der Düngemittelverordnung oder die verschiedenen DIN-Normen.

Im Gegensatz zu dieser 4-stufigen Hierarchie schlagen HEIDT & PLACHTER (1996) eine 2-stufige Zielhierarchie vor. Dabei werden aus den Leitbildern nur noch aussagekräftige Qualitätsziele für Schutzgüter oder Funktionalitäten abgeleitet.

In die Leitbildentwicklung fließen aktuelle Faktoren, historische Zustände und naturwissenschaftliche, ethische, ästhetische, räumliche und besonders gesellschaftliche Rahmenbedingungen ein (FÜRST 1990, WIEGLEB 1994). Im Verlauf der Leitbildentwicklung sollten die unterschiedlich vorherrschenden Zielvorstellungen, die Zielkonflikte, offengelegt werden (MARZELLI 1994). Dieser Vorgang erhöht die Transparenz des Verfahrens und dadurch auch die breite Akzeptanz. Das Ergebnis ist immer eine Kompromißlösung. Als Zeithorizont zur Verwirklichung der festgelegten Leitbilder geben FINCK et al. (1993) mehrere Jahre bis Jahrzehnte an. HEIDT & PLACHTER (1996) bemerken, daß ein Leitbild, das einen **Zustand** beschreibt, der Landschaft nicht gerecht werden kann, weil sie sich in permanenter **Entwicklung** befindet. Deshalb schlagen sie ein flexibles Leitbild vor, das anstelle eines Zielzustands Toleranzbereiche für Zustände, Entwicklungen und Nutzungen definiert. Auch wird mit dem flexiblen Leitbild keine Flächenschärfe angestrebt.

2.4.3 Bewertungsverfahren

Vor einer Bewertung des Umweltzustandes wird dieser bestimmt. Die Ermittlung der Ausprägung verschiedener Zustandsvariablen ist eine typische naturwissenschaftlich-ökologische Aufgabe, die mit Messen, Kartieren, Berechnen, usw. durchgeführt werden kann. Im Anschluß daran kann dann eine Bewertung erfolgen.

Durch die Anwendung eines Bewertungsverfahrens wird die Bewertung formal und inhaltlich strukturiert und Nachvollziehbarkeit gewährleistet (WIEGLEB 1997).

HÜBLER (1989) differenziert zwischen verbal-argumentativen Bewertungen und formalisierten Bewertungsverfahren.

Bewertungsverfahren sind z.B. die *Ökologische Risikoanalyse*, die *Nutzwertanalyse*, das *Delphi-Verfahren*, das *Szenario-Verfahren*, *Graphische Verfahren*, *Rangordnungstabellen (Grundlage der ökologischen Risikoanalyse)*, *Mathematische Verfahren*, *Trendberechnungen und Simulationsmodelle* (SCHIMANSKI 1997). Historisch ist eine Abfolge von der Nutzwertanalyse zu sektoralen Bewertungsmodellen und schließlich zu multivariaten Bewertungen zu erkennen (MARKS et al. 1992).

Alle Bewertungsverfahren enthalten folgende Elemente (WIEGLEB 1997):

- Bewertungsziel
- räumlicher Bezug
- Auswahl eines geeigneten Verfahrens
- Anweisung zur Gewinnung der Datenbasis

- Wichtung und Verknüpfung der Daten
- Interpretation.

Bewertungsverfahren in der Umweltplanung sollten sich durch

- maximale Transparenz und Nachvollziehbarkeit
- größtmögliche Einfachheit
- Plausibilität
- der Situation angepaßte Operationalisierung bzw. Regionalisierung und
- Planungsbezogenheit und Zweckbestimmung

auszeichnen (JESSEL 1996).

Eine Strukturierung oder Kategorisierung der Bewertungsverfahren ist aufgrund der Vielfalt und Vielzahl nicht möglich (WIEGLEB 1997).

2.4.4 Indikatoren - Definition, Funktion und Anforderungen

Ein Indikator ist ein Umstand oder ein Merkmal, das als (beweiskräftiges) Anzeichen oder als Hinweis auf etwas anderes (ein Indikandum) dient (WISSENSCHAFTLICHER RAT DER DUDENREDAKTION 1990). Der Begriff Indikation leitet sich aus dem lateinischen *indicare* (anzeigen) ab.

Ein Indikator erfüllt den Zweck, daß die Information über das hinausgeht, was direkt aus dem Meßwert abgelesen werden kann (BUND & MISEREOR 1996). Ein Indikator besitzt demnach neben einem analytischen Wert auch noch einen synoptischen. Dieser synoptische Zusammenhang muß natürlich für jeden Indikator bekannt sein (MÜLLER 1998).

Indikatoren können einen Parameter beinhalten oder sind das Integral aus mehreren Parametern. Die Parameter können gemessen, berechnet, beobachtet oder abgeleitet sein.

Verwendung von Umweltindikatoren

Die Erfassung aller Umweltvariablen in einem System ist unmöglich (RIECKEN 1992). Deshalb sollen mit **Indikatoren** solche Werte erfaßt werden, die quasi als **Zeiger für einen Wertekomplex** eine repräsentative Aussage treffen. Indikatoren dienen als Hilfsmittel zur Beschreibung des Umweltzustandes, der Diagnose und Prognose von Umweltbelastungen, der Formulierung von Umweltqualitätszielen, der Erfolgskontrolle von Umweltschutzmaßnahmen, der Erleichterung der umweltpolitischen Willensbildung und zur Umweltaufklärung (OLSSON et al. 1993).

Umweltindikatoren beschreiben den Ist-Zustand einer Landschaft oder eines Ökosystems und ermöglichen dadurch eine Ermittlung der Abweichung vom Zielzustand oder den Vergleich mit anderen Systemen. Sie sollen ein möglichst repräsentatives Bild der Umweltsituation wieder-

geben (WIGGERING et al. 1995). Dies gilt insbesondere für dynamische Prozesse und komplexe Wechselwirkungen in Landschaften, die nur schwer meßbar und dadurch bewertbar sind. Hier sind eindeutig die Vorteile der Ökosystemforschung für die Ableitung von geeigneten **Indikatorkonzepten** zu sehen, weil die Erforschung komplexer Wirkungsmechanismen in Ökosystemen im Vordergrund steht.

Wie bereits erwähnt, ist die Beschreibung des Umweltzustands einer Landschaft nicht durch einen Gesamtindikator möglich, sondern kann nur durch mehrere Indikatoren (Indikatorensystem, Indikatorenset) gelingen, durch die eine repräsentative Abbildung der Landschaft erzielt werden kann (FÜRST et al. 1992). Dazu muß die Komplexität der Umwelt durch eine modellhafte Abbildung reduziert werden, um handhabbar zu sein (FÜRST et al. 1992).

In diesem Zusammenhang muß auf den Raum-, Zeit und Sachbezug geachtet werden. So zeigt z.B. der Indikator SO₂-Belastung im Wohnbereich andere Zusammenhänge an, als der Indikator SO₂-Belastung im Agrarbereich (PIETSCH 1983). PIETSCH generiert je nach Akzeptorbereich unterschiedliche Indikatorensätze für die Bereiche Wohnsiedlung, Naturhaushalt, Agrarbereich, Wald, Biotopschutz und Wasserwirtschaft, die sich z.T. erheblich unterscheiden. In der Umweltbeobachtung und -bewertung erfüllen Indikatoren folgende Funktionen (MÜLLER 1998):

- die Erfassung von Niveau und Tendenz der Umweltsituation und der maßgeblichen Umweltbelastungen;
- die Bewertung der Belastung und ihrer Folgen;
- Zielpräzisierung allgemeiner Leitbilder;
- Prioritätensetzung in der Umweltpolitik;
- die Operationalisierung zentraler Umweltziele und die Bestimmung des Zielerreichungsgrades sowie für die Grundlegung einer Evaluation;
- den internationalen Vergleich von Umweltbelastungen und die Erfüllung internationaler Berichtspflichten;
- die Ökologisierung sektoraler Politikfelder;
- und die Aufklärung im Rahmen der Umweltberichterstattung.

Anforderungen an Umweltindikatoren

Dabei werden zahlreiche **Anforderungen** an geeignete Indikatoren gestellt (STATISTISCHES BUNDESAMT 1995 zitiert in MÜLLER 1998): *Politische Relevanz, hochaggregierte Aussagen, normative Indikation, Unabhängigkeit, Leitbildorientierung, räumliche Vergleichbarkeit, zeitliche Vergleichbarkeit, Integrationsfähigkeit, Erhebbarkeit, Quantifizierbarkeit, Verifizierbarkeit, Reproduzierbarkeit, Validität, Repräsentativität, Sensitivität, Aggregierbarkeit, methodische Transparenz und eindeutige Wirkungszuordnung.*

Wichtig ist, daß ein Planungsbezug der Umweltindikatoren besteht, d.h., daß Indikatorenkonzepte nicht an Planungsebenen und Entscheidungsstrukturen vorbeientwickelt werden (PIETSCH 1983). Ein Problem bei der Auswahl geeigneter Indikatoren ist, daß sie möglichst nicht miteinander vernetzt sein sollten, d.h. sich gegenseitig beeinflussen, weil dann Redundanzen entstehen.

Für aggregierte Indikatoren sollte gelten, daß eine Zerlegung in die Einzelparameter bzw. Indikatoren jederzeit möglich ist.

Indikatoren und Leitbilder

Um Leitbilder umsetzen zu können, bedarf es einer Konkretisierung über Umweltqualitätsziele zu Umweltqualitätsstandards, die als Referenz für Umweltindikatoren dienen. Über Umweltindikatoren wird die Abweichung zwischen dem durch Umweltqualitätsstandards definierten Soll-Zustand und dem Ist-Zustand ermittelt (RSU 1994). Dabei helfen Leitbilder als Relevanzkriterien bei der Auswahl von Indikatoren (MÜLLER 1998). Der RSU (1996) sieht in der Verfügbarkeit von geeigneten Indikatoren die Voraussetzung zur Umsetzung des Leitbildes einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung.

Der RSU (1994) fordert ein Indikatorensystem, um im Hinblick auf das Leitbild der dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung den Umweltzustand zu beschreiben. Diese Umweltindikatoren sollen aufzeigen, "durch welche Beeinträchtigungen die Fließgleichgewichte von Ökosystemen oder Gleichgewichte eines Ökosystemgefüges derart gestört werden, daß die nachhaltige Wirksamkeit der natürlichen Strukturen, Funktionen und Prozesse der Ökosysteme und damit die Kompensation anthropogener Störungen nicht mehr gewährleistet ist" (RSU 1994). Im Indikatorenprojekt des Statistischen Bundesamtes im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR) orientiert sich die Indikation an der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen, um Aussagen über die Umweltqualität im Rahmen einer Umweltbeobachtung treffen zu können (RSU 1996). Die Ergebnisse sollen für eine Formulierung der Umweltpolitik zur nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung genutzt werden (STATISTISCHES BUNDESAMT 1995 zitiert in MÜLLER 1998).

Landschaftindikatoren

Die Landschaft oder das Ökosystem als Landschaftsausschnitt sind multifunktional, da sie verschiedene Funktionen erfüllen. Die Nutzung der Landschaft ist ebenso multifunktional (MEYER 1997). Eine Landschaftsanalyse und -bewertung muß dies entsprechend berücksichtigen.

Für eine integrierte Indikation bedeutet dies, daß für alle Umweltmedien Indikatoren ausgewählt werden müssen. Diese Forderung ist allerdings sehr stark durch die Datenverfügbarkeit eingeschränkt.

BORK et al. (1995) wählen im Rahmen einer Szenariostudie für Nordostdeutschland folgende Landschaftsindikatoren aus:

- Klimatische Wasserbilanz
- Stickstoff
- Kohlenstoff
- Bodenerosion
- Energie
- Naturräumliche Vielfalt
- Vielfalt der Flächennutzung
- Naturnähe der Flächennutzung und
- Arbeitskräfte in der Landwirtschaft.

Mit Hilfe dieser Indikatoren wurde eine komplexe Analyse des Landschaftszustandes vorgenommen. Es wird allerdings von BORK et al. (1995) betont, daß diese Indikatorenauswahl nur einen Ausschnitt aus einer Landschaftsindikation darstellt und daß erheblicher Forschungsbedarf in Fragen der Indikatorenableitung besteht.

2.4.5 Die Leitlinie der Ökosystemintegrität als Grundlage für die Ableitung von Funktionalitätsindikatoren

Als Leitlinie für die Bewertung und die Indikatorenauswahl in dieser Arbeit soll die „*Ökosystemintegrität*“ dienen. Dies ist der Kern der ökologischen Betrachtung des Leitbildes „Nachhaltige Entwicklung“ (siehe Abbildung 9). Dieses Konzept stellt die Entwicklung und die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen in den Vordergrund und berücksichtigt dabei wichtige Ökosystemtheorien, thermodynamische Grundlagen und das Konzept der Ecological Health. Das Schutzgut stellt der Naturhaushalt als funktionelle Einheit dar. Integere Ökosysteme sind demnach auch nachhaltige Systeme (MÜLLER 1998).

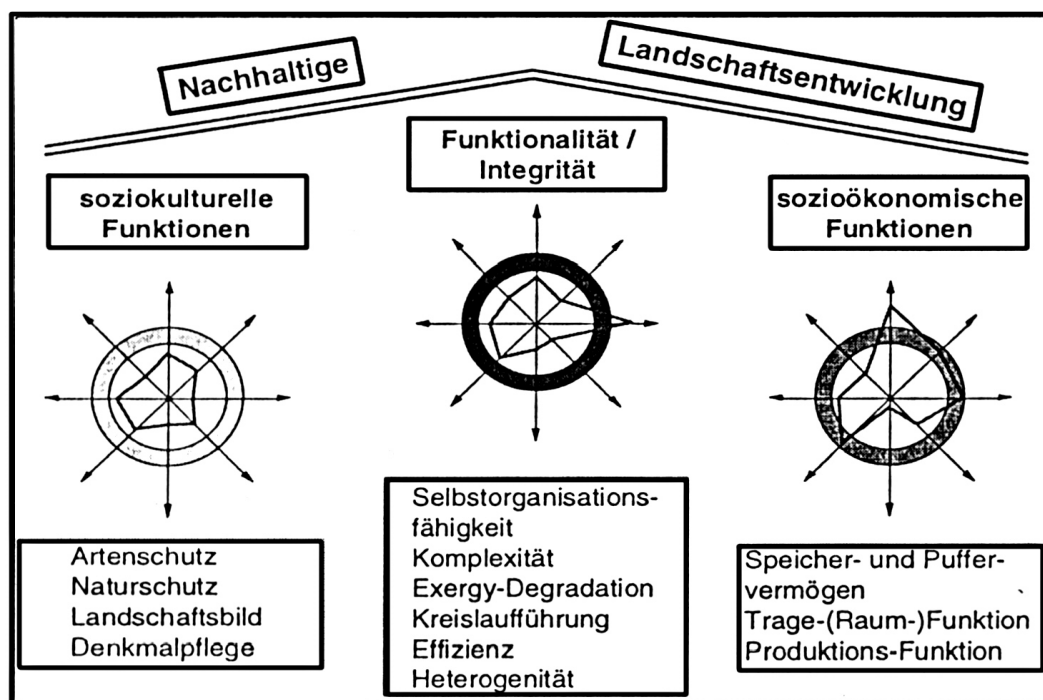


Abbildung 9: Unter dem Dach der Nachhaltigen Landschaftsentwicklung gibt es verschiedene Sichtweisen über die Funktion von Ökosystemen und Ökosystemverbänden. Die Funktionalität bzw. Integrität bildet hierbei den Kern der ökologischen Betrachtungen, wohingegen die soziokulturellen und sozioökonomischen Funktionen die Schnittstellen zu den anderen Teilbereichen des Leitbildes Nachhaltige Entwicklung darstellen (aus: BAUMANN & MÜLLER 1999).

Die derzeitige Definition lautet (MÜLLER 1998): „Ein Ökosystem ist integer und kann nachhaltig bestehen, wenn es in der Lage ist, seine Organisation und seinen Fließgleichgewichtszustand gegenüber kleinen Störungen zu erhalten und wenn es über eine hohe Anpassungs- und Entwicklungskapazität verfügt, so daß es sich langfristig selbstorganisiert fortentwickeln kann. Integrität ist ein ganzheitlicher Begriff, für dessen Quantifizierung ganzheitliche prozeß- bzw. funktionsbezogene Indikatoren erforderlich sind.“

Zur Operationalisierung dieser Leitlinie werden **Funktionalitätsindikatoren** benötigt. MÜLLER (1998) betont, „daß die Entwicklung aggregierter Funktionalitätsindikatoren noch am Anfang steht und weitere Fortschritte bei der Definition, Berechnung und Aggregation, aber auch bei der Datenerhebung notwendig sind.“

Funktionalitätsindikatoren müssen Umweltbelastungen und deren Wirkung sowie die Entwicklung von Ökosystemzuständen in ihrer zeitlichen und räumlichen Dynamik abbilden. Sie sollten medienübergreifende, integrative Aussagen über die Wirkungsgefüge zulassen (MÜLLER 1998). Eine mediale oder sektorale Betrachtung reicht nicht aus. Entscheidend ist es, die Wechselwirkungen zwischen und innerhalb der Sektoren abzubilden. MÜLLER (1998) hat im Rahmen einer Studie versucht, Indikatoren zur ganzheitlichen Charakterisierung von Ökosy-

stemzuständen abzuleiten. Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich, soweit nicht anders aufgeführt, auf die genannte Studie.

Um die Integrität von ökologischen Systemen zu indizieren, müssen Informationen zu den Parametergruppen

- *Raumstruktur,*
- *Wasserhaushalt,*
- *Energiehaushalt,*
- *Stoffhaushalt* und
- *Biozönose* vorliegen.

Mit der **Raumstruktur** werden die ökologischen Grundeigenschaften des Ökosystems erfaßt.

Der **Wasserhaushalt** ist eine zentrale Betrachtungsebene, weil Wasser das wichtigste Transportmittel für Stoffe ist und als Umwelt- und Milieufaktor auch die Lebensbedingungen von Organismen steuert.

Der **Energiehaushalt** ist eine wichtige Größe für viele ökologische Prozesse, die physikalisch-chemische Veränderungen bewirken.

Als zentrale Flußgröße muß der **Stoffhaushalt** besonders beachtet werden. Viele ökologische Belastungen gehen von Störungen des Stoffhaushalts aus.

Die **Biozönose** steuert die Wasser-, Stoff- und Energieflüsse und dient als Regulator. Sie ist auch für die Aufrechterhaltung wichtiger Gradienten und Potentiale verantwortlich.

Bestimmte **Ökosystemeigenschaften** werden im Verlauf der Ökosystementwicklung optimiert und kennzeichnen die Entwicklungsfähigkeit und Selbstorganisationsfähigkeit intakter, nachhaltiger Ökosysteme. Sie müssen für die Indikation der Funktionalität untersucht werden (basierend auf den Goal Functions von SCHNEIDER & KAY 1994, erweitert von MÜLLER 1998):

- *Nutzung der Strahlungsenergie,*
- *Stoff- und Energieflußdichten,*
- *Kreislaufführungen,*
- *Speicherkapazitäten,*
- *Stoffverluste,*
- *Respirations- und Transpirationsverluste,*
- *Diversität* sowie
- *Hierarchisierung und Organisation*

Die Annahme hierfür ist, daß im Verlauf der nachhaltigen Ökosystementwicklung die Nutzung der Strahlungsenergie in Produktionsprozessen zunimmt, die Stoff- und Energieflußdichten im System zunehmen, Kreislaufführungen von Stoffen und Energie zunehmen, die Speicherkapazitäten für Stoffe und Energie zunehmen, die Stoffverluste abnehmen, die Respirations- und Transpirationsverluste ansteigen, die Diversität und der Organisationsgrad der Systeme steigen und die Hierarchisierung und damit die Signalfilterung steigt.

Nach der Ableitung einer Leitlinie für die Bewertung des Umweltzustands müssen nun konkrete Indikatoren abgeleitet werden, mit denen eine Beschreibung der Ökosystemfunktionalität möglich ist. Einerseits soll natürlich ein umfassendes Bild des Akzeptors entworfen werden, andererseits ist eine Reduzierung der Betrachtungsgrößen auch aus Gründen der Datenverfügbarkeit unumgänglich.

DILAMO hält einen umfangreichen Indikatorensatz zur Beschreibung und Bewertung der Ökosystemfunktionalität bereit. Mögliche Variablen wären:

- Gesamtverdunstung
- Wasservorrat oberhalb Vorfluterniveau
- N-Eintrag
- N-Austrag
- N-Entzug durch Pflanzen
- Mineralisationsrate
- C-Vorrat im Boden
- N-Vorrat im Boden
- C-Vorrat in mehrjährigen Pflanzen
- N-Vorrat in mehrjährigen Pflanzen
- Summe aus C- und N-Pools
- Wasserabfluß (vorfluterbezogen)
- N-Fracht (vorfluterbezogen)
- jährliche Veränderung der N-Pools (Pflanzen, Boden)
- jährliche Veränderung der C-Pools (Pflanzen, Boden)
- Bodenabtrag durch Wassererosion

2.4.6 Auswahl von Funktionalitätsindikatoren

Unter Berücksichtigung der Verfügbarkeit aus den vorliegenden Modellergebnissen werden folgende Funktionalitätsindikatoren ausgewählt, um die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme bzw. Einzugsgebiete als Integral über viele Einzelökosysteme darzustellen:

- Evapotranspiration

-
- Abflußminderung
 - Wasservorrat
 - Kohlenstoffvorrat
 - Biomasseproduktion
 - N-Zyklus A (N-Rückführung)
 - N-Zyklus B (N-Mineralisation)
 - N-Verlustminderung
 - Erosionsminderung
 - Nutzungsvielfalt

Dadurch werden die Parametergruppen *Wasserhaushalt*, *Energiehaushalt* und *Stoffhaushalt* abgedeckt und bewertet (siehe Kapitel 2.4.5). An der strukturellen Grundausrüstung des Raumes ändert sich in den Szenarien wenig, weshalb auf eine Bewertung verzichtet wird. Für eine Bewertung der Biozönose stehen in dieser Arbeit nicht ausreichend Daten zur Verfügung. Eine Bewertung der Nutzungsvielfalt über den SHANNON-Index als Indikator für die biozönotischen Aspekte ist aufgrund der geringen bzw. unsicheren Aussagekraft zweifelhaft und wird nicht in die Gesamtbewertung aufgenommen (siehe Kapitel 5.3.6).

Die aktuelle **Evapotranspiration** und die **Abflußminderung** sind Indikatoren für die Nutzung der Strahlungsenergie und der Respirations- und Transpirationsverluste. Je höher die Evapotranspiration, desto höher die Nutzung der Strahlungsenergie zur Exergiemaximierung und desto höher die Abflußminderung. Der Indikator Abflußminderung ist bei einem Vergleich verschiedener Gebiete wichtig für die Beurteilung der potentiellen Nährstoffverluste. Beide Indikatoren werden von WASMOD berechnet.

Die Indikatoren **Wasservorrat** und **Kohlenstoffvorrat** kennzeichnen und charakterisieren die Speicherkapazität von Einzugsgebieten. Steigt die Kapazität in den Szenarien ist dies als Systemverbesserung zu bewerten. Diese Indikatoren werden von WASMOD berechnet und ausgegeben.

Die **Biomasseproduktion** pro Jahr bzw. die Nettoprimärproduktion wird ebenfalls von dem Modell WASMOD berechnet und ausgegeben. Dieser Wert kann als Indikator für die Nutzung der Strahlungsenergie für Produktionszwecke gelten. Eine Erhöhung dieses Indikatorwertes zeigt eine Verbesserung der Energiespeicherung und der Stoff- und Energieflußdichten an.

Die Cycling-Indizes **N-Zyklus A** und **N-Zyklus B** charakterisieren die Optimierung der Kreislaufführungen und lassen eine entsprechende Bewertung zu. Der N-Zyklus A beschreibt die N-Rückführung des Einzugsgebietes in Relation zum N-Import. Je höher die N-Rückführung durch Erntereste und Wirtschaftsdünger im Verhältnis zum N-Import ist, desto positiver die Bewertung des Indikators N-Zyklus A. Der Index N-Zyklus B ergibt sich aus dem Verhältnis der Stickstoffmineralisation zum Stickstoffimport in das System. Dieser Index steigt mit zu-

nehmender Mineralisationsleistung an, die allerdings in Relation zum N-Import gesetzt wird, um die Stickstoffdüngung zu berücksichtigen. Beide Indikatoren sollten zusammen betrachtet werden, da nur dann eine Verbesserung des Systemzustandes eintritt, wenn beide Werte steigen. Wenn nur der Mineralisationszyklus steigt, ohne daß gleichzeitig eine hohe N-Rückführung existiert, führt dies zu einem unerwünschten Abbau des N_{org} -Pools. Wird nur eine hohe N-Rückführung festgestellt, ohne daß es zu einer Mineralisation kommt, deutet dies auf einen Aufbau des N_{org} -Pools hin, der durch Bodenversauerung verursacht ist. Die zur Berechnung notwendigen Daten, stellt das System WASMOD zur Verfügung.

Indikatoren für Stoffverluste sind die **N-Verlustminderung** und die **Erosionsminderung**. Beide Indikatoren führen zu einer besseren Bewertung des Einzugsgebietes, wenn die Ausprägung steigt, bzw. die Bodenabträge und die N-Verluste zurückgehen. Beide Indikatoren können aus den Ergebnissen von DILAMO abgeleitet werden: Stickstoffverluste (Summe aus Sickerverlust, Volatilation und Denitrifikation) werden von WASMOD berechnet und die Bodenabträge durch Erosion wird mit dem Modell TOPNEW unter Verwendung der USLE abgeschätzt.

Die Forderung nach Unabhängigkeit der Indikatoren kann nicht erfüllt werden. Die Wechselwirkungen in Ökosystemen sind zu komplex, um eine Unabhängigkeitsforderung zu erfüllen.

Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasser setzt zumindest zeitweise eine Grundwasserneubildung bzw. Sickerrate voraus. Die Bodenabträge durch Wasser sind unabhängig von den anderen Indikatoren erhoben worden. Die Transpiration und der Gebietsabfluß beeinflussen sich direkt. Steigen die Transpirationsverluste, nimmt normalerweise der Gebietsabfluß ab. Die Wasserspeicherung wird durch die Flächennutzung und die Höhe der Interzeptions- und Transpirationsverluste beeinflusst. Eine Erhöhung der Kohlenstoffvorräte impliziert auch eine Festlegung von Stickstoff, wodurch die Stickstoffverluste zurückgehen können.

Die Indikatoren werden als Achsen in einem Polardiagramm abgetragen. Die absoluten Werte der Indikatoren werden umgerechnet: Die Ausprägung im Ist-Szenario wird als 100% definiert und die Indikatorausprägung in den Szenarien als Relativwert zu diesen 100% dargestellt. Dadurch ist eine einheitliche Bewertung der Achsen gegeben. Werte über 100% kennzeichnen eine Verbesserung des Ökosystems in bezug auf den betreffenden Indikator, ein Wert unter 100% zeigt eine Verschlechterung an.

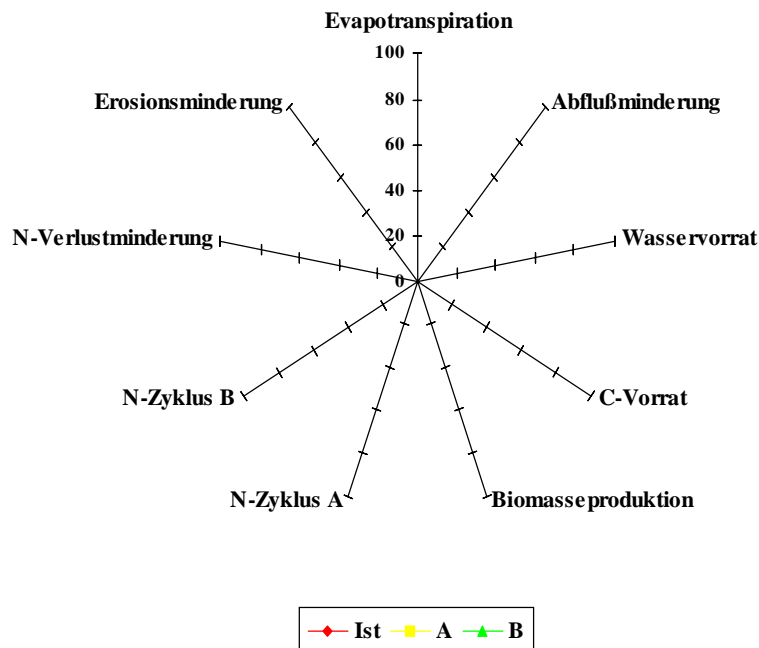


Abbildung 10: Darstellungsbeispiel einer ganzheitlichen Bewertung der Ökosystemintegrität

Die bewertende Gesamtdarstellung der Szenarioergebnisse erfolgt im Kapitel 5.4.

2.4.7 Einzugsgebiete als Bewertungseinheiten

Im Rahmen einer flächenbezogenen Modellanwendung und Bewertung stellt sich die Frage nach sinnvollen Bezugsräumen. Die Betrachtungsebene der Ökosystemintegrität sollte eine funktionale Raumeinheit sein. Dies sind ökologisch bedeutungsvolle und durch einen Transportvorgang voneinander abgrenzbare Gebietseinheiten, in denen eine Bilanzierung sinnvoll ist, d.h. interpretierbare Ergebnisse liefert (KERNER 1998). Einzugsgebiete erfüllen diese Anforderungen.

Das Modellpaket DILAMO bietet die Möglichkeit, computer- bzw. modellgestützt Analysen auf der Basis von Gewässereinzugsgebieten zu betreiben. Die Modelle TOPNEW und TOPNET grenzen reliefabhängig Oberflächeneinzugsgebiete in unterschiedlicher räumlicher Auflösung ab. TOPTRA grenzt die Grundwassereinzugsgebiete ab. Das dynamische Simulationsmodell WASMOD berechnet für die auf diese Art abgegrenzten funktionalen Raumeinheiten die Stofffrachten und Abflußmengen.

Die Bilanzierung von Stofffrachten und Abflußmengen in Gewässereinzugsgebieten ist eine wichtige Input-Größe in angrenzende Binnen- oder Küstengewässer (REICHE 1999, unveröffentlicht). Das Einzugsgebiet bildet das Integral über viele darin stattfindende ökologische Prozesse.

3 Definition und Umsetzung von Planungsszenarien

3.1 Einleitung

In Planungsszenarien, welche die Ist-Situation und zwei deutlich voneinander zu unterscheidende Varianten simulieren, sollen die stofflichen Auswirkungen der (im wesentlichen landwirtschaftlichen) Nutzung im Bornhöveder Gebiet beschrieben und bewertet werden. Innerhalb der Szenarien soll so weit wie möglich mit verfügbaren Modellen und Daten gearbeitet werden. Für den stark landwirtschaftlich geprägten Raum der Bornhöveder Seenkette werden zwei durch unterschiedliche Landnutzungsstrategien geprägte Szenarien (A + B) entwickelt.

Tabelle 5: Überblick über die Planungsszenarien für den Bereich der Bornhöveder Seenkette

Szenario	Randbedingung
Ist-Situation	derzeitige Biotop- und Nutzungsstruktur
Szenario A	"Agrarindustrie" mit neuartiger Intensivlandwirtschaft
Szenario B	"kleinstrukturierte Landwirtschaft" mit ökologischem Landbau

Mit den Szenarien kann die Polarisierung der Landwirtschaft gut beschrieben werden: auf der einen Seite die Tendenz zur Intensivierung der Landwirtschaft mit verkürzten Fruchtfolgen im Szenario A, auf der anderen Seite die Entwicklung mit kompletter Umstellung auf ökologischen Landbau.

Der Ist-Zustand als Ausgangspunkt für die Szenarienentwicklung und als Vergleichsszenario für die Bewertung wurde bereits im Kapitel 2 beschrieben.

Für die Formulierung von Rohszenarien werden für beide Planungsszenarien (A: Agrarindustrie, B: kleinstrukturierte Landwirtschaft) Entwicklungstrends auf Parameterbasis beschrieben. Die Auswahl dieser Parameter und die Festlegung der Trends erfolgte im Rahmen eines Workshops durch Expertenwissen. Dabei wurde anhand von Parametern (Waldfläche, Fruchtfolge, Düngung, Schlaggröße) die Festlegung der Szenariotrends (Zunahme/Abnahme, teilweise bereits Quantifizierung) vorgenommen.

Eine weitere Konkretisierung (Quantifizierung) und Ausarbeitung der Szenarien erfolgte in einer kleineren Arbeitsgruppe. Die Ergebnisse dieser Expertenrunden³ werden im folgenden beschrieben. Die Annahmenbündel entstanden unter Verwendung von Expertenwissen, gesundem Menschenverstand und Literatur.

³ Das Szenario-Team am Ökologie-Zentrum bestand aus Grajetzki, B., Haffmans, S., Reck, H., Schleuß, U., Scholle, D. & Zölitz-Möller, R.

3.2 Literaturüberblick

Ein vollständiger Literaturüberblick kann an dieser Stelle nicht gegeben werden, da sich sehr viele Wissenschaftler unterschiedlicher Disziplinen mit Szenarien beschäftigt haben. Hauptverbreitungsgebiet der Szenarien-anwendung sind die Wirtschaftswissenschaften. Szenarioanalysen in der Ökologie sind seltener. Häufig wird nur der Begriff Szenario verwendet, ohne daß es zur Anwendung der Szenario-Technik und somit zur systematischen Ausgestaltung von Szenarien kommt. Im folgenden werden Arbeiten ausgewählt und vorgestellt, die methodisch oder inhaltlich für die vorliegende Arbeit von Interesse sind.

Mit den Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen für die Landwirtschaft in Nordostdeutschland auf die Landschaft beschäftigten sich BORK et al. (1995) in einer umfangreichen Studie. Unter der Anwendung der Szenario-Technik werden zwei Szenarienstränge abgeleitet. Im Szenario I wird eine hohe Anpassungsfähigkeit der landwirtschaftlichen Betriebe an die EU-Agrarreform angenommen, im Szenario II eine geringe Anpassungsfähigkeit. Innerhalb dieser beiden Szenarien wird durch jeweils zwei Szenariopfade eine unterschiedliche Behandlung der aus der Nutzung fallenden Flächen postuliert. Im Pfad a werden diese Flächen vorrangig aufgeforstet, im Pfad b werden sie vorrangig offen gehalten. Die Auswirkungen der Szenarien auf die Landschaft wird anhand von Landschaftsindikatoren (sechs abiotische Indikatoren sowie je ein komplexer biotischer und sozioökonomischer Landschaftsindikator) durch eine ökonomisch-ökologische Modellierung untersucht und anschließend bewertet. Der Unterschied zur vorliegenden Arbeit liegt in erster Linie im Arbeitsmaßstab und im Umfang der Modellierung. BORK et al. (1995) bearbeiteten eine Fläche von 9294 km². Als kleinste Flächeneinheit werden die Gemeindeflächen herangezogen.

VATN et al. (1996) untersuchten die Effekte veränderter ökonomischer und politischer Randbedingungen auf das Erosionsgeschehen und die Nährstoffverluste in zwei Einzugsgebieten in Norwegen. Die Berechnung der Bodenerosion erfolgte mit den Modellen EUROSEM und GRIDSEM. Zur ökonomischen Modellierung wurde ECMOD eingesetzt. Die Programme SOIL und SOILN-NO kamen bei der Abschätzung des Bodenwasserhaushalts und des N-Kreislaufs zum Einsatz. Die Szenarien wurden entwickelt, um die verschiedenen Möglichkeiten der politischen Einflußnahme zu charakterisieren. So wurden in 20 Varianten die Auswirkungen einer N-Steuer, einer Pflicht zur saisonal angepaßten Düngung, des Zwischenfruchtanbaus und eines Preisrückgangs für die Produkte in Szenarien simuliert.

HEINL et al. (1996) realisieren in einem 5500 km² großen Untersuchungsgebiet ein nachhaltiges Landschaftsszenario. Die Autoren definieren Konfliktbereiche in der Landschaft und entwerfen ein Szenario, das in bezug auf die Konfliktfelder nachhaltig ist. Als vorrangig zu lösende Problembereiche werden die Nutzung endlicher Energieträger, Stickstoffverlagerungen, Bodenerosion sowie Arten- und Biotopschwund genannt. Eine nachhaltige Landwirtschaft wird als vielfältige, weitgehend flächendeckend und leistungsstarke Landwirtschaft beschrie-

ben, die in der Lage ist, die Bevölkerung zu ernähren. Die Veränderungen der Bewirtschaftung in dem Szenario sind gravierend: Der Konfliktbereich Energie wird durch Substitution von Diesel durch Rapsöl und durch Anbau schnellwachsender Hölzer und Miscanthus zur thermischen Energiegewinnung entschärft. Die Stickstoffverlagerung wird durch den Anbau von Leguminosen und durch eine Reduzierung der N-Düngung erreicht. Weitere Veränderungen sind der Verzicht auf Pflanzenschutzmittel, die Einstellung der Schweinemast und des Silomaisanbaus, die Extensivierung der Grünlandnutzung, die Umwidmung erosionsgefährdeter Flächen in Grünland, die Ausweisung von 4% der Fläche als Vorrangflächen für den Arten- und Biotopschutz. Im Szenario nachhaltige Landwirtschaft werden nur noch 40% der Energien im Vergleich zum Ausgangszustand eingesetzt. Die Getreideerträge gehen um 40% zurück und die Viehhaltung und die Fleischerzeugung sind sogar um 60% reduziert.

In einer umfassenden Szenario-Studie für Mecklenburg-Vorpommern entwickelten HOLST et al. (1994) zwei interessante Szenarien für das Jahr 2010 (Szenario 1: Aufschwung um jeden Preis, Szenario 2: Umweltschonende, ausgewogene Entwicklung). In dieser Studie wurden die Bereiche Siedlungsstruktur, Industrie, Gewerbe, Dienstleistung, Tourismus, Landwirtschaft/Forstwirtschaft/Fischerei und Verkehrsinfrastruktur untersucht.

In bezug auf die Landwirtschaft erwarten die Autoren im Szenario I eine Anpassung der Landwirtschaft an die Marktwirtschaft der EU, in der nur kapitalkräftige Betriebe überleben und kleinere Betriebe aufgeben müssen. Es findet eine regionale Konzentration der Agrarproduktion auf guten Böden und eine massive Flächenstillegung sandiger Böden wegen fehlender Effizienz statt. Zur Entwicklung des Energie- und Industriepflanzenbaus wird verstärkt der Anbau von Kartoffeln und Gerste zur Alkoholproduktion betrieben. Insgesamt kommt es zur Polarisierung zwischen stillgelegten und höchst intensiv genutzten Flächen mit Nutzungskonflikten der Landwirtschaft auf der einen Seite und dem Tourismus und der Wasserwirtschaft auf der anderen Seite.

Im Szenario II "Umweltschonende, ausgewogene Entwicklung" werden die folgenden Auswirkungen für den Agrarsektor angenommen: Ein langwieriger Umstrukturierungs- und Anpassungsprozeß hat zu einer Überführung der übergroßen Produktionseinheiten in leistungsfähige Betriebstypen geführt. Die landwirtschaftlichen Betriebe haben dabei auch eine Entwicklung zu Dienstleistungsbetrieben (Landschaftspflege und Tourismus) durchlaufen. Die Aufhebung von Landwirtschaftsklauseln im Landesnaturschutzgesetz und die Einführung einer Stickstoffgabe haben zu einer Verbesserung des Verhältnisses zwischen Landwirtschaft und Umwelt und zur Verkleinerung der Schläge geführt. Dies hat auch eine Förderung des Tourismus bewirkt. Im Zuge durchgeführter Flurneuordnungsmaßnahmen sind beste Böden als landwirtschaftliche Vorrangflächen der Nahrungsmittelproduktion gesichert worden (keine Siedlungs- und Verkehrsflächen). Die Extensivierung der Landwirtschaft hat eine Erweiterung der Fruchtfolgen, eine Anpassung der Fruchtfolge an die Standorte (keine Hackfrüchte auf erosionsgefährdeten

Standorten), eine Bereitstellung von Flächen für das Biotopverbundsystem, eine verstärkte mechanische Bodenbearbeitung und weniger Einsatz von Mineraldünger und Pestiziden zur Folge.

Szenarien, die die Effekte einer Einführung des ökologischen Landbaus analysieren, wurden mehrfach agrarökonomisch untersucht.

BRAUN (1995) beschreibt die Auswirkungen einer flächendeckenden Umstellung der Landwirtschaft auf ökologischen Landbau für das Bundesland Baden-Württemberg. Dabei wurden vom Autor folgende Annahmen getroffen:

- Alle Betriebe müssen nach den Rahmenrichtlinien der AGÖL⁴ (1991) wirtschaften.
- Staatliche Transferzahlungen werden in gleicher Höhe gezahlt.
- Betriebe sind von der Flächenstilllegungspflicht befreit.
- Es besteht die Möglichkeit, Ackerfläche in Grünland umzuwandeln.
- Marktfrucht- und Veredlungsbetriebe können die Mutterkuhhaltung zur Verwertung des Ackerfutters in die Produktion aufnehmen.

BRAUN entwickelte drei Szenarien. Im ersten Szenario werden die Auswirkungen bei gleichbleibenden Preisen untersucht, im zweiten steigen die Preise z.T. deutlich an. In einem dritten Szenario wird in zwei Varianten die Auswirkung einer freiwilligen Umstellung untersucht.

Abschließend urteilt BRAUN, daß die Förderung des ökologischen Landbaus eine Alternative zur *Agrarreform*, die Umweltentlastungen durch Flächenstilllegung und Preissenkung erreichen möchte, sein kann. Die Umweltentlastung wird durch eine Hoftorbilanz quantifiziert. Als Höchstwert wird eine Reduzierung um 52% (Szenario 1) erreicht.

Die Auswirkungen einer Umstellung werden durch die Betriebsstruktur und das natürliche Ertragspotential determiniert. Kleine, vielseitige Betriebe mit ausreichender Arbeitskräftekapazität und Rindviehhaltung in kleineren Beständen wären von einer Umstellung weniger betroffen als große, spezialisierte Betriebe mit knapper Arbeitskräftekapazität und großen Geflügel- oder Schweinebeständen.

Positive Effekte einer Umstellung auf die Gesellschaft:

- Geringere Umweltbelastung (alle Umweltmedien)
- Gesundere Ernährung der Bevölkerung
- Positiver Einfluß auf die Artenvielfalt
- Verringerung der Überproduktion (aber Unterversorgung ist negativ zu bewerten!)
- Mehr Arbeitsplätze in der Landwirtschaft

⁴ AGÖL = Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Landbau

Mögliche **negative Effekte** einer Umstellung sind ökonomischer Natur: Es können volkswirtschaftliche Kosten entstehen.

- durch den erhöhten Einsatz des Produktionsfaktors Arbeit,
- durch die Verschlechterung der „economies of scale“,
- durch die Stilllegung von Kapitalanlagen und
- durch die geringere Auslastung bestehender Kapazitäten in den vor- und nachgelagerten Bereichen der Landwirtschaft.

Insgesamt werden die entstehenden Kosten von BRAUN als gering eingeschätzt.

Die Umstellung der gesamten Bundesrepublik Deutschland auf ökologischen Landbau untersuchten BECHMANN et al. (1993). Die Ertragsersparungen werden aus Statistiken entnommen. Rinderbestände werden pauschal reduziert, der Schweinebestand richtet sich nach dem Restfutter der Futterbilanz. Die Autoren erwarten, daß der Nahrungsmittelbedarf gedeckt werden kann. Die Preise für landwirtschaftliche Produkte bleiben stabil, weil in diesem Szenario die Einkommensausfälle durch eine Umverteilung der öffentlichen Mittel ausgeglichen werden. Diese Arbeit wird von BRAUN (1995) kritisiert, weil die betrieblichen Probleme einer Umstellung nicht berücksichtigt werden; Umstellungswirkungen auf einzelbetrieblicher und regionaler Ebene werden nicht erwähnt, obwohl intensive und sehr spezialisierte Betriebe Umstellungsprobleme bekommen würden.

Tabelle 6: Modellergebnisse der Studie von BECHMANN et al. (1993)

	Konventionell 1991	Ökologisch 1992	Veränderung
Ackerfrüchte	1000 t	1000 t	%
Getreide/Körnermais	37136	23544	-36,6
Weizen	15033	9123	-39,3
Raps	2150	190	-91,2
Kartoffeln	13451	7361	-45,3
Zuckerrüben	30599	3075	-90,0
Futtermüben	6618	20393	+208,1
Silomais	55226	4993	-91,0
sonst. Ackerfrüchte	7458	15956	+113,9
Hülsenfrüchte	232	1476	+536,2
Freilandgemüse	2077	2532	+21,9
Dauergrünland (Heuwert)	33737	39873	+18,2

Futterraufkommen	1000 t GE	1000 t GE	
Rauh- und Saftfutter	42072	34246	-18,6
Kraftfutter/Getreide	43078	24107	-44,0
Importfuttermittel ¹⁾	13592	5507	-59,5
Tierbestand	1000 Stück	1000 Stück	
Pferde	495	495	0,0
Schafe/Ziegen	3240	3240	0,0
Geflügel	106351	85309	-19,8
Rinder	19488	17000	-12,8
Schweine	34499	16461	-52,3

1) Getreide aus der EG

LANGLEY et al. (1983) untersuchten die Umstellung der gesamten USA auf ökologischen Landbau. Sie kommen zu dem Ergebnis, daß die Inlandsnachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten befriedigt werden kann. Die Produkte werden dabei teurer und die Einkommen der Landwirte steigen. In Jahren mit geringeren Ernteerträgen können allerdings Engpässe der Versorgung entstehen.

HORLITZ & TAMPE (1998) entwickelten zwei Naturschutzszenarien, die in einem fiktiven Raum von 10000 ha Größe angesiedelt sind. Bei der Ableitung konkreter Nutzungen für das Untersuchungsgebiet spielen Leitbilder im Naturschutz die entscheidende Rolle (Leitbilder Kulturlandschaft und Wildnis, HORLITZ 1998). Die Szenarien werden im Hinblick auf die Umsetzungskosten der Maßnahmen verglichen. Es findet keine Bewertung der Maßnahmen aus ökologischer Sicht - biotisch oder abiotisch – statt. Allerdings werden die Szenarien auch flächenscharf in einem GIS ausgearbeitet. Es wird jedoch nicht beschrieben, nach welchen Kriterien oder Regeln die Flächenumwidmung vollzogen wird.

Landnutzungsszenarien und ihre Auswirkungen auf das Grundwasser hat WEINGARTEN (1996) in zwei Varianten untersucht. Im Szenario I wird räumlich differenzierter Grundwasserschutz mit Bewirtschaftungsauflagen und regionsspezifische Ausgleichszahlungen für Wasserschutzgebiete betrieben, während im Szenario II einheitliche Maßnahmen zum flächendeckenden Grundwasserschutz zum Einsatz kommen (N-Abgabe, Grünlandumbruchverbot).

MEYER & GRABAUM (1996) berechneten 20 verschiedene Szenarien zur Bodenerosion in einem fast 5000 ha großen Gebiet, um die Auswirkungen einer Veränderung des Klimas, der Landnutzung, der Fruchtfolgen, der Hanglängen und bodenschützender Anbautechniken auf den Bodenabtrag quantitativ abzuschätzen. MEYER (1997) optimiert zusätzlich die Landnutzung in diesem Gebiet im Hinblick auf vier Zielfunktionen (Minimierung der Bodenerosion,

Erhöhung des Retentionsvermögens, Sicherung der Produktionsfunktion und Sicherung der Grundwasserneubildung).

Den Einfluß verschiedener Umweltpolitiksszenarien auf betriebswirtschaftliche Erfolgsgrößen hat CHRISTEN (1997) durch den Einsatz ökonomischer Optimierungssoftware untersucht. Die Szenarien unterscheiden sich in der Art der umweltpolitischen Einflußnahme (z.B. Begrenzung der N-Düngung, N-Preiserhöhung, Reduzierung der Flächenstilllegungsquote). Die ökologischen Auswirkungen werden in Form von Kennzahlen quantifiziert (N-Salden, CO₂-Emissionen, Pestizideinsatz). GREINER (1992) berechnete eine Reihe von Szenarien für Modellbetriebe des Kraichgaus. Dabei untersuchte sie die Konsequenzen einer Produktpreissenkung, einer Stickstoffsteuer, einer Flächenstilllegung und einer Auflage zur ganzjährigen Bodenbedeckung von mindestens 75% mit einem kombinierten ökologisch-ökonomischen Modellansatz (CREAMS als ökologische Modellkomponente). Ein Szenariovergleich wurde mit der Nutzwertanalyse durchgeführt.

Mit dem Modellpaket DILAMO wurden auch bereits erste Erfahrungen im Rahmen von Szenarioanwendungen gesammelt. REICHE hat bereits 1991 die Auswirkungen einer Extensivierung im Einzugsgebiet der Schmalenseefelder Au mit dem Modellsystem WASMOD berechnet. Die betrieblichen Kosten dieses Nutzungsszenarios wurden anschließend bewertet (FRÄNZLE et al. 1991). MEYER et al. (1998) berechneten die Bodenabträge durch Wassererosion mit dem ABAG-basierten Programm TOPNEW für das Einzugsgebiet der Farver Au in drei Nutzungsvarianten (Fruchtfolgen mit Hackfrüchten, Fruchtfolgen ohne Hackfrüchte, Schwarzbrache). In schleswig-holsteinischen Niederungsgebieten hat TREPEL (1999) das Modellsystem DILAMO angewendet. Neben der aktuellen Situation wurden im Eidertal eine nasse und eine naturnahe Variante modelliert und im Bereich der Pohnsdorfer Stauung ein intensiv genutztes und ein naturnahes Szenario gerechnet, um für die Planung die Sensibilität der Gebiete auf Nutzungs- und Grundwasserstandsänderungen zu überprüfen.

3.3 Vereinbarungen für beide Szenarien

Die Ausgestaltung der **EU-Agrarpolitik** ist in ihrer Ausprägung nur schwer vorhersagbar (BORK et al. 1995). Diese Überlegung ist auch die Grundlage für die hier formulierten und untersuchten Szenarien. Um die möglichen Konsequenzen einer veränderten Agrarpolitik abzuschätzen, werden zwei sehr unterschiedliche Szenarien ausgearbeitet, die den Rahmen möglicher Veränderungen auf möglichst realistische Weise abgrenzen sollen.

Viele Experten rechnen mit einer globalen Erwärmung und **Klimaveränderung**. Die zeitliche Dimension des Eintritts dieser Veränderungen sind allerdings ebenso unsicher wie die konkrete Veränderung (BORK et al. 1995). Deshalb werden in dieser Untersuchung für das Klima keine Szenarioüberlegungen angestellt und für die nächsten Dekaden stabiles und unverändertes Klima angenommen. Die möglichen Auswirkungen eines globalen Klimawandels auf die Bornhö-

veder Seenkette wurden bereits in einer Studie am PROJEKTZENTRUM FÜR ÖKOSYSTEMFORSCHUNG untersucht (LEITUNGSGREMIUM 1995). In den Szenariorechnung in dieser Arbeit ist jeweils mit einem Klimadatensatz von 1960-1996 gearbeitet worden (siehe Kap. 2.3.4).

Technische Verbesserungen oder Fortschritte in der Pflanzen- oder Tierzucht, die zu höheren Erträgen, geringeren Düngemengen o.ä. führen könnten, werden ebenfalls nicht berücksichtigt. Die Bebauung des Untersuchungsgebiets und die Verteilung von Fließ- und Stillgewässern blieben unverändert. In den Szenarien wird somit der Ist-Zustand übernommen.

Die im Rahmen der genehmigten **Auskiesung** in der Gemeinde Belau zu erwartenden Veränderungen sind berücksichtigt worden. In einem ersten Schritt sind an den GIS-Geometrien der Szenarien entsprechend dem Planfeststellungsverfahren Veränderungen vorzunehmen. Die Auskiesung betrifft eine Fläche von **31 ha**. Auf dieser Fläche werden die ursprünglichen Nutzungen (Ackerflächen) durch die Nutzung "Auskiesungsfläche" ersetzt. Darüber hinaus werden über 900 m Knicklänge entfernt. Die Ausgleichsmaßnahmen für die Auskiesung wurden für beide Szenarien berücksichtigt. Die entsprechenden Maßnahmen konnten dem landschaftspflegerischen Begleitplan (Stand vom 07.08.1997) entnommen und in das GIS eingebaut werden. Insgesamt wurden 1250 m Knick digitalisiert. Andere Maßnahmen betreffen nicht das Untersuchungsgebiet.

Für Teile des Untersuchungsgebiets ist nicht bekannt, welche Flächen zu welchem Betrieb gehören. Um ein einheitliches Vorgehen zu gewährleisten, wurden die **Besitzverhältnisse** völlig außer acht gelassen. Das Gesamtgebiet wird quasi wie ein einziger großer Betrieb behandelt. DIBBERN (2000) korrigiert diesen Datenmangel im Gebiet der Bornhöveder Seenkette, indem sie Szenariobetriebe für das Gesamtgebiet festlegt. Das Verhältnis der einzelnen Betriebsformen (Marktfrucht, Futterbau, Veredelung und Gemischt) wird ebenso wie die durchschnittlichen Betriebsgrößen und die Betriebsanzahl der amtlichen Statistik entnommen. Die Flächenzuordnung zu den Betrieben erfolgt mit einem GIS-gestützten Computerprogramm, das zufällig jedem Betrieb eine Kernfläche zuordnet. Ausgehend von dieser „Initialfläche“ werden diesem Betrieb solange benachbarte Flächen zugeordnet, bis er die Soll-Größe (statistische Durchschnittsgröße) erreicht hat.

Die **Viehhaltung** wird nur durch Schweine- und Rinderbestände definiert. Andere Tierhaltungen werden ausgeklammert. Eine weitere Differenzierung, z.B. in Milchkühe, Kälber, usw., wird nicht vorgenommen. Diese Bestände gehen undifferenziert in Form von Großvieheinheiten in die Berechnungen ein.

Die Annahmen für die **Düngung** beziehen sich nur auf Stickstoff. Szenarioabschätzungen für P oder K werden nicht getroffen, weil für diese Nährstoffe zur Zeit keine adäquate Modellierung möglich ist und sie somit nicht im Mittelpunkt der Untersuchung stehen. Dies gilt in gleicher

Weise für die Applikation von Pflanzenschutzmitteln. In Ermangelung einer geeigneten Methodik zur Folgeabschätzung werden auch in diesem Punkt keine Annahmen getroffen.

Im nächsten Kapitel werden die Szenarien ausformuliert. Für die Deskriptoren Wald/Aufforstung, Ackerflächen, Grünland, Viehhaltung, Düngung und Randstrukturen werden die Szenarioannahmen, die konkrete Ausformulierung und das Ergebnis beschrieben. Die Umsetzung erfolgt in Form von Regeln und wird durch GIS- und Datenbankabfragen automatisiert und reproduzierbar durchgeführt (vgl. Kap 2.2.5).

3.4 Planungsszenario A – Agrarindustrie

Die FAO (1989) hat in einer Studie ein Bild einer Intensivlandwirtschaft entworfen, das als bildlicher Umriß auch diesem Planungsszenario vorangestellt wird.

Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion in dem Szenario „Agrarindustrie“ führt zu größeren und intensiveren Produktionseinheiten. Die Tendenz zur Aufgabe kleinerer, un spezialisierter Betriebe wird unverändert andauern. Die Entwicklung zu einer intensiven Landwirtschaft resultiert in einer Steigerung der Produktivität pro Flächeneinheit. Diese Fortschritte erlauben es, unproduktive Standorte aus der Nutzung zu nehmen und dadurch die landwirtschaftliche Nutzfläche insgesamt zu verkleinern. Die Spezialisierung der landwirtschaftlichen Betriebe in Veredlungs- und Marktfruchtbetriebe führt zu hohen Güllemengen auf der einen Seite der Produktionseinheiten und zu Mangel an Wirtschaftsdünger, der durch intensive Mineraldüngung ausgeglichen wird, auf der anderen Seite. Intensive Anbauverfahren wie Monokulturen bieten günstige Bedingungen zur Vermehrung von Schädlingen, denen mit erhöhtem Einsatz von Bioziden begegnet wird.

3.4.1 Wald/Aufforstungen

Einleitung:

Aufforstungen spielen in den politischen Überlegungen und Anstrengungen in Schleswig-Holstein eine große Rolle. Langfristig soll der geringe Waldanteil auf zunächst 12% erhöht werden (mit 9,2% hat Schleswig-Holstein den geringsten Waldanteil eines Flächenbundeslandes in Deutschland) (MUNF 1996, 1997). Auch die EU versucht, die Aufforstung landwirtschaftlicher Nutzflächen zu fördern (CHRISTEN 1997).

Bei der Erstaufforstung landwirtschaftlicher Nutzflächen spielen landschaftsökologische Überlegungen ebenso eine Rolle wie die Verbesserung der Ertragslage von Landwirten (VOLZ 1991).

Szenarioannahmen:

Die Annahme, daß sich der Waldanteil im Szenario A auf 12% erhöht, stützt sich auf das Bestreben der Landesregierung, den Waldanteil langfristig auf diesen Anteil zu steigern (MUNF

1996). Unter der Voraussetzung, daß entsprechende finanzielle Anreize bestehen, ist denkbar, daß ökonomisch uninteressantere landwirtschaftliche Nutzflächen aufgeforstet werden. Dies wird durch die ökonomischen Rahmenbedingungen, die eine hohe Effizienz der Produktion erfordern, verstärkt. Um zu verhindern, daß viele Kleingehölze entstehen, besteht die Auflage, nur Flächen aufzuforsten, die in Nachbarschaft zu bestehendem Wald liegen (Nachbarschaftskriterium).

Da es sich bei der Aufforstung um einen langfristigen Prozeß handelt, werden in einem zweiten Schritt auch Nachbarschaftsflächen bei entsprechender Eignung aufgeforstet, deren Nachbarschaftskriterium erst nach der ersten Aufforstungsphase erfüllt wird. Es werden Flächen aufgeforstet, die für die landwirtschaftliche Produktion uninteressant werden, d.h. Flächen mit geringer Bodenzahl oder kleiner Flächengrößen. Es werden nur ganze Schläge aufgeforstet, obwohl das Kriterium Bodenzahl für Teilflächen abrufbar ist. Um zu verhindern, daß sich Kleinflächen bilden, wird die Bodenzahl für den Schlag flächengewichtet gemittelt. Waldneuanlagen werden mit Buchenwald (Moränengebiete) bzw. Eichen-Birkenwäldern (sandigere Substrate) aufgeforstet.

Aus Naturschutzgründen werden Moorstandorte nicht aufgeforstet. Der Staat (oder die EU) als Geldgeber wird keine Prämien für Aufforstung auf Niedermoorstandorten zahlen.

Umsetzung:

Wie bereits mehrfach erwähnt, erfolgt die konkrete und flächenscharfe Umsetzung der Annahmen und Überlegungen GIS- und Datenbank-gestützt. Die in den Regeln verarbeiteten Grenzen für Bodenzahlen und Flächengrößen sind willkürlich gewählt.

Die Nachbarschaft von in Frage kommenden Flächen zu Wäldern kann durch eine Nachbarschaftsanalyse im GIS ermittelt und visualisiert werden. Diese Flächen werden durch Anwendung zusätzlicher Regeln weiter selektiert. Dadurch, daß nur landwirtschaftlich genutzte Flächen aufgeforstet werden sollen, bleiben Wälder, Siedlungen und Wasserflächen in den Regeln unberücksichtigt. Auch Moorstandorte werden nicht zur Aufforstung ausgewiesen.

Für die verbliebenen Selektionsflächen wurde die folgende **Regel** angewandt:

Wenn *mittlere Bodenzahl des Schlags* < 40 oder *Bodenzahl* < 50 bei einer *Schlaggröße* $< 1ha$ **dann** erfolgt eine Aufforstung.

Festzuhalten ist, daß die Bodenzahlgrenze 40 willkürlich ist und daß Knicks nach der Flächenumwidmung eventuell direkt an Wald grenzen könnten. Ein weiteres Problem ist, daß sich das Kriterium Bodenzahl an den Grenzen der Bodenkarte und nicht an den Schlaggrenzen orientiert. Dadurch entstehen viele Teilflächen. Dieses wird umgangen, indem nur ganze Schläge aufgeforstet werden.

Flächen bzw. Schläge, die in ihrer Merkmalsausprägung alle Kriterien und Regeln erfüllen, wurden als "neue" Waldflächen codiert. Dieses Verfahren wurde zweimal durchlaufen. Danach ist der Waldanteil von 12% an der Gesamtfläche erreicht worden.

Ergebnis:

Neue Waldfläche Szenario A:	375 ha
Neue Gesamtwaldfläche:	838 ha (11,9%)

3.4.2 Ackerflächen

Szenarioannahmen:

Die landwirtschaftliche Produktion wird intensiviert, um noch effektiver zu wirtschaften. Kleine Betriebe werden aufgegeben, und nur große spezialisierte, kapitalkräftige Betriebe überleben. Durch die bestehenden agrarökonomischen Bedingungen entsteht für die Landwirtschaft der Zwang zu vereinfachten Fruchtfolgen mit starker Ausrichtung auf Markt- und Futterfrüchte. Dadurch weiten sich hochgedüngte Monokulturen von Mais und Weizen aus. Der Anteil von Zuckerrüben an der Ackerfläche bleibt als ein Ergebnis der bestehenden Zuckerquoten unverändert.

Eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion erfolgt durch:

- Vergrößerung der Schläge,
- Aufstockung des Viehbestandes und dadurch Steigerung der (organischen) Düngung,
- Vereinfachung der Fruchtfolge und weniger Kulturarten.

Die Verpflichtung zur konjunkturellen Flächenstillegung entfällt. Nicht rentabel nutzbare Ackerflächen gehen durch die Aufforstung verloren.

Zahl der Kulturarten nimmt gegenüber dem Ist-Szenario ab, weil Sommergetreide (Hafer) nicht angebaut wird. Für das Szenario A wird weiterhin davon ausgegangen, daß nur wenige verschiedene Fruchtfolgen angebaut werden.

Die Umwandlung von Grünland zu Acker und umgekehrt ist zur Schlagvergrößerung grundsätzlich möglich. Durch eine Umwandlung dürfen keine feuchten Ackerstandorte entstehen (geeignet sind demnach Grünländer mit relativ hoher Bodenzahl und relativ großem Grundwasserabstand). Im „Gegenzug“ ist auch die Umwandlung von Acker zu Grünland denkbar, beispielsweise wenn der Acker ganz von Grünland umschlossen ist.

Umsetzung:

Es werden zwei Fruchtfolgetypen unterschieden: Fruchtfolgen auf besseren Böden und Fruchtfolgen auf schlechteren Böden. Weitere Fruchtfolgetypen werden aus Übersichtlichkeits- und Praktikabilitätsgründen nicht ausgewiesen.

Die Befragungsergebnisse von 1988 belegen, daß es einen Zusammenhang zwischen Bodengüte und Anbaufrüchten gibt: Auf Flächen mit Bodenzahlen > 40 sind Winterweizen, Wintergerste, Raps, Zuckerrüben und Mais am häufigsten. Auf Flächen mit Bodenzahlen < 40 sind Roggen, Mais, Wintergerste und Ackergras am häufigsten.

Bei der Fruchtfolgenfestlegung wurde darauf geachtet, daß diese Fruchtfolgen unter pflanzenbaulichen Aspekten durchführbar sind (BÄUMER 1992, OEHMICHEN 1986).

Die relative Verteilung der Fruchtfolgen in der Fläche erfolgt willkürlich. Eine Überlegung dabei war, daß es unrealistisch ist, alle Fruchtfolgen mit gleicher Häufigkeit in die Fläche zu bringen (dies gilt besonders für die Winterweizenmonokultur). Das Ausmaß der Viehhaltung im Szenario beeinflußt die Verbreitung der Futtermittelerzeugung. Insgesamt muß eine rechnerisch ausgeglichene Futterbilanz erreicht werden.

Ergebnis:

Es werden insgesamt 6 verschiedene Fruchtfolgen im Gebiet angebaut:

Tabelle 7: Fruchtfolgen und ihre Verteilung im Szenario A (Bodengüte = Bodenzahlen der Bodenschätzung)

Nr.	Fruchtfolge	Bodengüte	rel. Anteil	Fläche
1	Winterweizen-Wintergerste-Winterraps	>40	85%	2157 ha
2	Winterweizen-Wintergerste-Zuckerrüben	>40	10%	273 ha
3	Winterweizenmonokultur	>40	5%	133 ha
4	Roggen-Mais-Ackergras	≤ 40	20%	208 ha
5	Ackergras-Ackergras-Mais-Mais	≤ 40	40%	411 ha
6	Maismonokultur	≤ 40	40%	417 ha

Die Zuweisung der Fruchtfolgen zu konkreten Flächen ergibt sich durch die Bodengüte und einem Zufallsverfahren.

- Bodengüte >40 2564 ha
- Bodengüte ≤ 40 1036 ha

3.4.3 Dauergrünland

Szenarioannahmen:

Eine extensive Viehhaltung, wie sie im Ist-Szenario noch auf einigen Flächen (72 ha) betrieben wurde, ist in einer Intensiv-Landwirtschaft nicht mehr rentabel und entfällt als Flächennutzung. Diese grundwassernahen Standorte verbrachen und entwickeln sich zu Grünlanddauerbrachen (§15a-Flächen). Dadurch verringert sich der Grünlandanteil im Niedermoorbereich zugunsten

von Grünlanddauerbrachen. Diese Tendenz ist bereits aktuell festzustellen. TREPPEL (1999) bemerkt, daß besonders Flächen mit hohen Grundwasserständen aus der Nutzung genommen werden, weil sie unter den herrschenden agrarstrukturellen Bedingungen nicht mehr ökonomisch rentabel zu bewirtschaften sind.

Ein kleinstrukturierter Wechsel von Weiden, Wiesen und Mähweiden wird reduziert, um bessere Bearbeitungen zu ermöglichen. Bewirtschaftungs- und Nutzungsgrenzen fallen teilweise weg.

Es ist bei einer Intensivierung der Landwirtschaft und der Viehhaltung mit einer Tendenz zur ganzjährigen Stallhaltung zu rechnen. Dies würde eine Erhöhung der reinen Mähnutzung zulaufen der Weidenutzung bewirken. Es ist jedoch nicht damit zu rechnen, daß es keine Weidenutzung mehr geben wird. Im Szenario A wird sich der Anteil der Mähnutzung von 10% auf 20% verdoppeln. Die Weidenutzung wird dementsprechend von 40% auf 30% reduziert.

Umsetzung:

Zunächst werden im GIS alle extensiv genutzten Grünlandflächen als Brachen definiert.

Um eine realistische regelbasierte Umsetzung von Weiden zu Mähwiesen durchzuführen, werden folgende Kriterien für neue Wiesen berücksichtigt:

Es werden keine grundwassernahen Weiden in Wiesen umgewidmet. Auch eine hohe Hangneigung erschwert die Mähnutzung und wird als Ausschlußkriterium verwendet.

Als günstige Kriterien zur Umwidmung von Weiden in Wiesen wird auch die Nachbarschaft zu bestehenden Wiesen und die Flächengröße berücksichtigt. Schließlich muß eine Wiese eine gewisse Mindestgröße aufweisen, damit eine Bewirtschaftung mit Maschinen möglich ist.

Die oben genannten Kriterien sind durch folgende **Regeln** konkretisiert und angewendet worden:

1) **Wenn** Nutzung=Weide und *max. Hangneigung* $\leq 10\%$ und *Flurabstand* $\geq 5 m$ und *Nachbarschaft zu bestehenden Wiesen* **dann** Nutzung als Wiese \Rightarrow 27 ha neue Wiesen

2) **Wenn** Nutzung=Weide und *max. Hangneigung* $\leq 8\%$ und *Flurabstand* $\geq 5 m$ und *Flächengröße* $> 1 ha$ **dann** Nutzung als Wiese \Rightarrow 150 ha neue Wiesen

Um einen kleinräumigen Wechsel von Weiden, Wiesen und Mähweiden zu verringern, werden am Bildschirm größere Flurstücke durch Entfernung von Nutzungsgrenzen erstellt.

Ergebnis:

- Wiese 417 ha
- Weide 470 ha
- Mähweide 512 ha
- Dauerbrache 218 ha

3.4.4 Viehhaltung

Szenarioannahmen:

Die Intensivierung der Landwirtschaft beinhaltet auch eine Intensivierung der Viehhaltung. Deshalb erhöht sich die Zahl der Rinder und der Schweine. Neben der Steigerung der Viehhaltung kommt es zusätzlich vermehrt zu einer Stallhaltung der Tiere, was das Verhältnis Weide zu Wiese beeinflusst und zu einer Konzentration der Viehhaltung, was sich in der Verteilung der Wirtschaftsdünger niederschlägt. Im Szenario A steigt der Viehbestand um 15%. Die Stallkapazitäten werden entsprechend erweitert. Die Steigerung der Viehhaltung ist mäßig, weil die Produktion von Viehfutter im Untersuchungsgebiet erfolgen soll und eine zu hohe Steigerung den Marktfruchtanbau sehr einschränken würde.

Umsetzung:

Folgende Futtermittel werden im Szenario A angebaut bzw. sind verfügbar:

- 1400 ha Intensiv-Grünland
- 691 ha Mais
- 275 ha Ackergras

Mit diesen Daten kann eine Berechnung der Futtermittelbilanz erfolgen:

1400 ha Grünland = Futter für ca. 2800 Rinder (Ertragsstufe⁵ 4 = 2800 Rinder)

690 ha Mais = Futter für ca. 2070 Rinder (Ertragsstufe 4 = 2300 Rinder)

275 ha Ackergras = Futter für ca. 825 Rinder (Ertragsstufe 4 = 875 Rinder)

In der Summe kann Futter für ca. 5700-6000 Rinder erzeugt werden. Dies wäre eine Steigerung der Viehhaltung gegenüber dem Ist-Szenario von 15-20%. Unter der Annahme, daß nicht die angestrebten Höchsterträge erzielt werden, gehen wir von einer Steigerung von 15% aus. Nimmt man die gleiche Steigerung für die Schweinehaltung an, so kann man von einem Schweinebestand von ca. 14000 Schweinen ausgehen.

Das Aufkommen an Wirtschaftsdünger steigt dadurch ebenfalls im Vergleich zum Ist-Szenario. Vereinfachend kann postuliert werden (unter Berücksichtigung von Kälbern und Ferkeln), daß sich die organische Düngung, wie der Viehbestand, um 15% erhöhen wird. Für diesen Fall ergibt sich ein jährlicher Anfall von Wirtschaftsdünger von ca. 375 t N pro Jahr.

Als Folge der Konzentrationserscheinungen in der Viehhaltung werden mehr Tiere auf weniger Betrieben und weniger Flächen gehalten. Im Ist-Szenario wird noch auf 50% (2957 ha) der landwirtschaftlichen Nutzfläche organisch gedüngt. Die Fläche wird im Szenario A um 25% (2250 ha) reduziert.

⁵ lt. LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN (1998)

3.4.5 Düngung

Szenarioannahmen:

Die Düngung findet im Szenario A auf höchstem Niveau statt. Die Düngemengen richten sich nach der Ertragserwartung und überschreiten nicht die zulässigen Höchstwerte und die Empfehlungen der Landwirtschaftskammer. Die Gesamtdüngemenge orientiert sich dabei an der höchsten Ertragsstufe der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN (Ertragsstufe 4). Die Ausbringung von Wirtschaftsdünger berücksichtigt die festgeschriebene Obergrenze der neuen Düngemittelverordnung. Auch die Düngezeitpunkte und die Anzahl der Düngungen lehnen sich an die Empfehlungen der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN (1998) an.

Die organische Düngung steigt aufgrund des höheren Tierbestands um 15%. Infolge des Konzentrationsprozesses in der Viehhaltung nimmt die Fläche, auf der Wirtschaftsdünger ausgebracht wird, ab. Der Wirtschaftsdünger wird auf die Flächen appliziert, auf denen auch die Futterpflanzen angebaut werden, weil davon ausgegangen wird, daß die Betriebe, die Viehhaltung bzw. -zucht betreiben, auch die Futtererzeugung übernehmen und den Wirtschaftsdünger auf den betriebszugehörigen Flächen entsorgen.

Umsetzung:

Wirtschaftsdünger

Auf allen Flächen, auf denen Fruchtfolgen mit Futterpflanzen angebaut werden, wird die zulässige Höchstmenge laut Düngeverordnung an Wirtschaftsdünger ausgebracht:

Ackerflächen: 170 kg N_{org}/ha

Grünland: 210 kg N_{org}/ha

Mit den Fruchtfolgen Nr. 4, 5, 6 werden im Szenario A Futterpflanzen erzeugt. Auf diesen Flächen findet auch die Ausbringung des Wirtschaftsdüngers (N_{org}) bis zur Obergrenze statt.

Maisanbau: 691 ha jährlich; Düngung 170 kg N_{org}/ha

Roggenanbau: 70 ha jährlich; Düngung 170 kg N_{org}/ha

Ackergras: 275 ha jährlich; Düngung 170 kg N_{org}/ha

Mähwiesen: 417 ha; Düngung 210 kg N_{org}/ha

Summe: 250 t N jährlich. Diese Menge entspricht dem Wirtschaftsdüngeraufkommen durch 5700 Rinder.

Das Wirtschaftsdüngeraufkommen durch die 14000 Schweine beträgt jährlich 133 t N. Diese Menge wird auf 800 ha (je 170 kg N jährlich) der restlichen Ackerfläche verteilt.

Mineraldünger

Die mineralische Düngermenge richtet sich nach den Empfehlungen in „Richtwerte für die Düngung“ (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN 1998) für angestrebte Höchsterträge (Ertragsstufe 4 = sehr hohe Erträge). Die folgende Tabelle zeigt den für die jeweilige Kulturart angestrebten Ertrag.

Tabelle 8: Erträge der Kulturarten in dt/ha für die Ertragsstufe 4 (Werte aus LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN 1998)

Kulturart	Ertrag (Ertragsstufe 4)
Winterweizen, Wintergerste	100 dt/ha
Roggen	80 dt/ha
Raps	50 dt/ha
Zuckerrüben	600 dt/ha
Silomais, Ackergras	140 dt/ha (TM)
Mähweide, Wiese	100 dt/ha (TM)

Die empfohlene Gesamtmenge an N-Dünger ist in der folgenden Tabelle angegeben. Futterpflanzen werden mit Wirtschaftsdünger gedüngt. Vom Wirtschaftsdünger werden 75% auf die Gesamtdüngemenge angerechnet (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN 1998). Dadurch verändert sich die reale Gesamtdüngemenge entsprechend.

Ergebnis:

Das Wirtschaftsdüngeraufkommen steigt im Szenario A um 15%. Die Fläche, auf die Wirtschaftsdünger appliziert wird, sinkt um 25%.

Tabelle 9: Düngung gesamt in kg N/ha (anrechenbare Menge: Wirtschaftsdünger wird nur zu 75% auf Gesamtdüngemenge angerechnet, N_{Gesamt} = gesamte Stickstoffmenge, N_{org} = Stickstoff aus Wirtschaftsdünger)

Kulturart	Düngung (Ertragsstufe 4)	anrechenbare Menge
Grünland, Mäh, Mineralboden	330 N_{gesamt} , 210 N_{org}	280 kg N
Grünland, Mäh, Niedermoor	210 N_{gesamt} , 210 N_{org}	160 kg N
Grünland, Misch (2 Schnitte, 3 Umlaufweidegänge), Mineralboden	280 N_{gesamt}	280 kg N
Grünland, Misch, Niedermoor	160 N_{gesamt}	160 kg N
Grünland, Weide, Mineralboden	230 N_{gesamt}	230 kg N

Grünland, Weide, Niedermoor	160 N _{gesamt}	160 kg N
Ackergras	400 N _{gesamt} , 170 N _{org}	360 kg N
Winterweizen	230 N _{gesamt}	230 kg N
Winterweizen (Variante mit Wirtschaftsdünger)	270 N _{gesamt} , 170 N _{org}	230 kg N
Wintergerste	200 N _{gesamt}	200 kg N
Wintergerste (Variante mit Wirtschaftsdünger)	240 N _{gesamt} , 170 N _{org}	200 kg N
Winterroggen	230 N _{gesamt} , 170 N _{org}	190 kg N
Silomais	220 N _{gesamt} , 170 N _{org}	180 kg N
Winterraps	240 N _{gesamt}	240 kg N
Winterraps (Variante mit Wirtschaftsdünger)	280 N _{gesamt} , 170 N _{org}	240 kg N
Zuckerrüben	130 N _{gesamt}	130 kg N

Bei organischer Düngung wird im Szenario A nur Gülle gedüngt. Als Mineraldünger wird nur Ammoniumdünger verwendet.

3.4.6 Randstrukturen

Szenarioannahmen

Um die Effizienz der landwirtschaftlichen Produktion zu erhöhen, werden die Schläge im Untersuchungsgebiet vergrößert. Als Richtwert gilt eine Vergrößerung der Ackerflächen auf möglichst über 20 ha. Dies geschieht teilweise auch durch Knickversetzung. Knickversetzung ist grundsätzlich erlaubt, sollte aber aus naturschutzfachlichen Gründen so gering wie möglich gehalten werden. Knickreste, d. h. Knicks, die ohne Verbindung einzeln in der Fläche stehen, dürfen an die Nutzungsgrenzen geschoben werden (v. a. an Wege). Die Gesamtknicklänge im Gebiet darf nicht reduziert werden.

Die Vergrößerung der Schläge hat zur Konsequenz, daß zwei Schläge mit unterschiedlichen Besitzern zu einem Gesamtschlag zusammengelegt werden.

Umsetzung:

Alle Veränderungen der Knicks wurden im GIS durchgeführt. Zur Vergrößerung der durchschnittlichen Ackergröße wurden alle Grenzen zwischen Äckern, die nicht Knick, Straße, Bach

oder Weg sind, entfernt. Damit sind in erster Linie Nutzungs- und Eigentumsgrenzen entfernt worden.

Ergebnis:

Die Knickgesamtlänge bleibt unverändert. Die Schläge sind aufgrund der Szenarioannahmen vergrößert worden.

Schlaggröße Acker: 7,5 ha (Ist: 3,6 ha)

Schlaggröße Grünland: 1,7 ha (Ist: 1,5 ha)

3.5 Planungsszenario B - Kleinstrukturierte Landwirtschaft

Im Rahmen des Szenarios B "Kleinstrukturierte Landwirtschaft" wird die Landbewirtschaftung nach den Richtlinien des ökologischen Landbaus durchgeführt.

Dieses Szenario wird durch folgendes Annahmengerüst begründet (in Anlehnung an BRAUN 1995):

In der Bevölkerung hat sich insgesamt die Meinung durchgesetzt, daß die Landwirtschaft für die geleisteten Transferzahlungen öffentlicher Finanzmittel (Subventionen) entsprechende Gegenleistungen erbringen muß. Diese sollen mit der Reduzierung der Umweltbelastungen verbunden sein. Eine Möglichkeit, um dies zu erreichen, ist die Verringerung der Bewirtschaftungsintensität, die durch flächendeckende Extensivierung erzielt werden kann. Der ökologische Landbau kann stellvertretend als Alternative zum konventionellen Landbau gelten, da er viele Maßnahmen zur Intensitätsverringering integriert.

Die Umstellungsproblematik landwirtschaftlicher Betriebe auf die ökologisch-orientierte Betriebsform wird in dieser Szenario-Studie nicht bearbeitet, sondern mußte ausgeklammert werden. Eine ökonomische Abschätzung der Folgen auf betrieblicher oder regionaler Basis ist zur Zeit mit den zur Verfügung stehenden Methoden nicht möglich. Durch die Arbeit von DIBBERN (2000) zur Modellkopplung von ökonomischen und ökologischen Modellen kann diese Lücke in Zukunft geschlossen werden.

3.5.1 Wald/Aufforstungen

Szenarioannahmen:

Der Waldanteil wird, wie im Szenario A, auf 12% erhöht. Auch im Szenario B wird die Neuaufforstung staatlich gefördert. Die Aufforstung wird allerdings gelenkt stattfinden, d.h. sie wird aus ökologischer Sicht gesteuert. Von außen werden die Flächen festgelegt und aufgeforstet. Ziel ist die Entstehung einer zusätzlichen, zusammenhängenden größeren Waldfläche.

Aus Naturschutzgründen werden Standorte mit Niedermoorboden und Flächen mit sehr geringem Grundwasserflurabstand von der Aufforstung ausgeklammert. Trockenstandorte werden ebenfalls nicht von der Aufforstung berührt. Diese Standorte werden für den Artenschutz freigehalten.

Die Produktionsfunktion der Landwirtschaft soll sich in erster Linie auf dafür herausragend geeignete Standorte beschränken. Deshalb werden landwirtschaftliche Vorrangflächen definiert, auf denen es zu keiner Aufforstung kommen soll.

In Teilen des Untersuchungsgebietes, die sich durch ein besonders dichtes und intaktes Knicknetz auszeichnen, soll keine Waldneuanlage durchgeführt werden, um das Knicknetz mit seinen wichtigen ökologischen Funktionen (siehe VON STAMM & WEISHEIT 1996) nicht zu gefährden.

Mit der gezielten Aufforstung auswaschungsgefährdeter Standorte soll ein Beitrag zum regionalen Grundwasserschutz betrieben werden. Die Aufforstungsflächen weisen ein hohes N-Auswaschungspotential auf.

Waldneuanlagen werden mit Buchenwald (Moränengebiete) bzw. Eichen-Birkenwald (sandigere Substrate) aufgeforstet.

Umsetzung:

Zunächst wird eine Konzeptkarte angefertigt. Auf dieser sollen alle Ausschlußflächen ausgewiesen und Vorschlagsflächen für die Waldumwidmung gekennzeichnet sein (Hauptkriterium: N-Auswaschung).

GIS-Regeln für Konzeptkarte:

- 1) Es werden alle Flächen im GIS selektiert, die als Wälder, Gewässer oder Siedlungen gekennzeichnet sind. Diese Flächen werden nicht aufgeforstet.
- 2) Es werden alle Standorte selektiert, die hydromorphe Merkmale aufweisen, d.h. alle Gleye und Pseudogleye, alle Standorte mit Niedermoorböden und alle Standorte mit einem Grundwasserstand kleiner als 0,8 m. Diese Flächen werden nicht aufgeforstet.
- 3) Als landwirtschaftliche Vorrangflächen werden jene Schläge definiert, die eine über den Schlag gemittelte Bodenzahl größer 40 und gleichzeitig eine Schlaggröße von über 10 ha aufweisen. Diese Flächen werden nicht aufgeforstet.
- 4) Als Trockenstandorte werden alle Schläge definiert, die völlig oder zum Teil (Teilschläge) reine Sande als Bodenart aufweisen. Diese Flächen werden nicht aufgeforstet.
- 5) Als mögliche Aufforstungsflächen werden jene Polygone selektiert, für die eine potentielle N-Auswaschung im Winterhalbjahr (Methode: NACHBAR 1997) von über 55% berechnet wurde. Gleichzeitig darf keines der Ausschlußkriterien zutreffen.

Ausweisung von Flächen für die Aufforstung anhand der Konzeptkarte:

Da die Waldneuanlage schwer durch Regeln zu definieren ist, wird der letzte Schritt der Flächenzuweisung manuell durchgeführt.

Mit Hilfe der Konzeptkarte werden Aufforstungsflächen verbindlich festgelegt. Dazu werden am Bildschirm für die Waldumwidmung geeignete Flächen in einem Bereich selektiert, der sich nicht durch eine besonders hohe Knickdichte auszeichnet. Dabei wird darauf geachtet, daß eine größere zusammenhängende Waldfläche entsteht.

Ergebnis:

Aufgeforstete Flächen:

140 ha Grünland (11 ha Wiesen, 55 ha Mähweiden, 74 ha Weiden)

234 ha Acker

Summe Aufforstungen: 374 ha

Neue Gesamtwaldfläche: 836 ha (11,9%)

3.5.2 Ackerflächen

Einleitung:

Die Landbewirtschaftung ist nach den Richtlinien des ökologischen Landbaus durchzuführen. Die Fruchtfolgen im ökologischen Landbau erfüllen folgende Funktionen (BIOLAND 1997):

- Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit
- Ernährung der Tiere mit hofeigenen Futtermitteln
- das Erzielen von wirtschaftlich sinnvollen Erträgen ohne Einsatz von chemischen Düngemittel- und Pflanzenbehandlungsmitteln,
- das Hervorbringen von gesunden Pflanzen
- die Unterdrückung von Ackerwildkräutern

Um diese Funktionen zu erfüllen, müssen Fruchtfolgen Leguminosen als Haupt- oder Zwischenfrucht oder in Mischkulturen enthalten.

Einige Grundlagen der Fruchtfolgen im ökologischen Landbau sollen an dieser Stelle genannt werden (aus NEUERBURG & PADEL 1992):

- Die Fruchtfolge ist auf einen Anteil von 25-30% Futterleguminosen (Klee gras, Luzerne) angewiesen, um den notwendigen Stickstoff- und Humusbedarf innerhalb einer Fruchtfolge zu decken. Leguminosen bilden in Symbiose mit Knöllchenbakterien Luftstickstoff, der in Form von Ernteresten den nachfolgenden Kulturen der Fruchtfolge zur Verfügung steht.
- Der Getreideanteil der Fruchtfolge ist durch den Leguminosenanteil und gegebenenfalls durch den Hackfruchtanbau begrenzt.

- Der Hackfruchtanteil muß aufgrund seiner humusabbauenden Eigenschaft begrenzt werden.
- Der Zwischenfruchtanbau dient der zusätzlichen Futtergewinnung, dem Sammeln von Stickstoff, der Bildung zusätzlicher Wurzelmasse, der Bodenbedeckung und Erhaltung der Gare. Er hilft weiterhin, die Auswaschung von Nährstoffen zu verringern. Zwischenfrüchte können als Untersaaten, Sommerzwischenfrüchte und als Winterzwischenfrüchte angebaut werden.

Szenarioannahmen:

Die Zahl der Kulturarten wird zunehmen. Dies wird auch zu einem Anstieg der Fruchtfolgenvielfalt führen. Ein Anstieg ist insbesondere bei Sommergetreide, Zwischenfrüchten und Leguminosen sowie eventuell Untersaaten festzustellen.

Die Ackerfläche wird aufgrund der Aufforstungen abnehmen. Dieser Effekt wird aber durch den Grünlandumbruch ackerfähiger Grünlandstandorte ausgeglichen (siehe Abschnitt 3.5.3).

Das Ertragsniveau liegt im ökologischen Landbau niedriger als bei konventioneller Landwirtschaft. Eine Grundversorgung der Bevölkerung mit regionalen Lebensmitteln soll möglichst auch bei einer insgesamt "extensiveren" Landwirtschaft gewährleistet sein.

Es besteht keine Verpflichtung mehr zu konjunktureller Flächenstilllegung. Im Szenario B werden landwirtschaftliche Flächen nur im Rahmen von normalen Fruchtfolgen stillgelegt. Dies betrifft viehlose und Veredlungsbetriebe, die Klee gras als Gründünger verwenden, ohne es zu verfüttern.

Auf besonders erosionsgefährdeten Flächen wird der Anbau von Hackfrüchten unterlassen oder bodenschonender durchgeführt.

Umsetzung:

Plausible Fruchtfolgen aus dem Ökolandbau wurden differenziert nach Bodengüte und Betriebsausrichtung erarbeitet (HAFFMANS schriftl. Mitteilung). Sie erfüllen die allgemeinen Anforderungen, die in den Rahmenrichtlinien zum Ökologischen Landbau formuliert sind. Zwischenfrüchte sind allerdings in Schleswig-Holstein aufgrund der klimatischen Bedingungen nicht unproblematisch. Weiterhin wird im Ökolandbau nur wenig Gerste und Raps angebaut. Zuckerrüben fehlen ebenfalls im Szenario B, d.h. es wird kein "Ökozucker" produziert. Die erarbeiteten Fruchtfolgen sind mit BÖHM (GRÜNLANDINSTITUT CAU KIEL) abgestimmt und danach nur noch geringfügig modifiziert worden.

Ergebnis:

Durch die Waldumwidmungen verringert sich die Ackerfläche um 264 ha auf 3652 ha. 400 ha neue Ackerfläche entsteht durch den Grünlandumbruch ackerfähiger Dauergrünlandflächen.

Neue Ackerfläche: 4030 ha. Auf den Ackerflächen werden 10 verschiedene Fruchtfolgen angebaut, die jeweils einen bestimmten Betriebstyp repräsentieren: Die Fruchtfolgen 1 und 2 sind Futterbaubetrieben zuzuordnen, die Fruchtfolgen 3, 4, 7 und 8 sind typische Gemischtbetriebe im ökologischen Landbau. Die Fruchtfolgen 5 und 9 repräsentieren Veredlungsbetriebe während viehlos wirtschaftende Betriebe im Szenario B über die Fruchtfolgen 6 und 10 vertreten sind.

Tabelle 10: Übersicht über die Fruchtfolgen im Szenario B (US=Untersaat, WZF=Winterzwischenfrucht, GPS=Ganzpflanzensilage aus Sommergerste-Erbsen-Gemenge)

Nr.	Fruchtfolge	Fläche (ha)
bessere Böden (Bodenzahl ≥ 40 , ~ 3050 ha Ackerfläche)		
1	Klee gras – Klee gras – Futterrüben – Hafer – GPS	828
2	Klee gras – Mais – Hafer (US) – Klee gras – Winterweizen (US)	437
3	Klee gras – Kartoffeln – Winterweizen – Erbsen – Winterweizen (US)	435
4	Klee gras – Winterweizen – Hafer – GPS – Dinkel (US)	437
5	Klee gras – Winterweizen – Sommergerste – Erbse - WZF (Ölrettich)- Hafer (US)	444
6	Klee gras – Winterweizen – Hafer – Erbse - Dinkel	468
schlechtere Böden (Bodenzahl < 40 , ~980 ha)		
7	Klee gras – Klee gras – Triticale – GPS – Winterroggen (US)	252
8	Landsberger Gemenge – Kartoffeln – Sommergerste – Erbse – Winter- roggen (US)	246
9	Klee gras – Triticale – Sommergerste – Erbse – WZF (Inkarnatklee) – Sommerweizen	252
10	Klee gras – Sommerweizen - Winterroggen	230

3.5.3 Dauergrünland

Szenarioannahmen:

Ackerfähiges Dauergrünland wird umgebrochen und als Ackerfläche genutzt. In der Regel wird nur auf den Standorten Grünlandwirtschaft betrieben, die eine Ackernutzung aus verschiedenen Gründen nicht erlauben. Milchviehbetriebe nutzen Grünlandflächen als Weiden. Auf ackerfähigen Standorten wird Grünland häufig umgebrochen und Ackerfutterbau betrieben, um die positiven Wirkungen des Ackerfutters als Bestandteil der Fruchtfolge ausnutzen zu können

(NEUERBURG & PADEL 1992). Die Vorfruchteffekte des Futterbaus können so für die Marktfrüchte genutzt werden.

Grünlandbrache wird in extensives Grünland umgewidmet. Mit einer Umstellung auf ökologischen Landbau geht teilweise auch eine Extensivierung der Viehhaltung (Mutterkuhhaltung) einher. Dadurch steigt der Flächenbedarf und bisher brachgefallene Flächen werden nun als extensive Weiden genutzt. Zunehmende Bedeutung hat eine extensive Grünlandwirtschaft auch in der Landschaftspflege und im Naturschutz (NEUERBURG & PADEL 1992).

Durch den Rückgang an Dauergrünland und die artgerechtere Haltung werden in erster Linie Weiden benötigt. Stallfutter gewinnt man durch das Klee gras in der Fruchtfolge. Deshalb werden im ökologischen Landbau keine Wiesen mehr benötigt. Die Wiesen werden in Mähweiden umgewidmet (1 Schnitt, danach Beweidung).

Durch die Aufforstung gehen 140 ha Grünland verloren.

Umsetzung:

Zur Ermittlung der ackerfähigen Grünlandstandorte werden folgende Kriterien für eine Datenbank- und GIS-Analyse verwendet:

Der Grundwasserflurabstand muß größer als einen Meter unter Flur sein. Ansonsten ist die Vernässungs- und Belastungsgefahr des Grundwassers zu hoch. Solche Flächen werden daher nicht umgebrochen.

Auch Niedermoorstandorte werden nicht umgebrochen. Diese Standorte sind durch die hohe zu erwartende Mineralisierung nicht für den Umbruch geeignet. Dies gilt ebenso für anmoorige Böden und Mineralböden mit Niedermoorhorizonten.

Die Bodenzahl muß größer als 35 sein, da sonst das Ertragsniveau als Ackerstandort zu niedrig ist.

Dauergrünlandstandorte mit hoher Hangneigung (entweder mittlere Hangneigung $> 5\%$ oder maximale Hangneigung in der Fläche $> 15\%$) sind wegen der Erosionsgefahr ebenfalls nicht ackerfähig und bleiben in ihrer alten Nutzung erhalten.

Es werden nur ganze Grünlandschläge umgebrochen, da sonst kleine, uneffektive Flächen entstehen.

Die Flächen mit einem Grundwasserstand von 25 bis 400 cm werden im Ist-Szenario als "Grünlandbrache" genutzt. Diese Flächen werden wieder in die Nutzung genommen und in extensives Grünland umgewidmet (65 ha).

Ergebnis:

Durch die Aufforstungen werden 140 ha Dauergrünland umgewidmet. 400 ha Dauergrünland werden in Ackerfläche umgebrochen. Extensiv genutztes Grünland nimmt von 72 auf 137 ha zu. Insgesamt reduziert sich die Grünlandfläche von 1700 ha (Ist) auf 1166 ha.

-
- Weide: 524 ha
 - Mähweiden: 415 ha
 - Extensivgrünland: 138 ha
 - Dauerbrache: 88 ha

3.5.4 Viehhaltung

Einleitung:

Es muß berücksichtigt werden, daß im ökologischen Landbau die Ertrags Erwartungen wesentlich niedriger liegen als im konventionellen Landbau. Die LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN (1998) gibt die zu erwartende Ertragsstufe mit 1,5 bis 2 an. Dies gilt auch für den Futtermittelanbau. Dadurch können auf der gleichen Fläche weniger Futtermittel produziert werden. Während der Umstellung gehen die Futtererträge zurück und eine Erhöhung der Hauptfutterfläche je Tier ist erforderlich. Deshalb wird im Verlauf der Umstellung häufig eine Verringerung des Viehbesatzes notwendig (NEUERBURG & PADEL 1992). Bei fast allen Betrieben geht die Verhältnisse Viehbesatz/ha und Hauptfutterfläche/Kuh zurück. Die benötigte Hauptfutterfläche pro Großvieheinheit lag in schleswig-holsteinischen Vergleichsbetrieben 60% höher als bei konventioneller Wirtschaftsweise. Dafür liegt der Bedarf an Kraftfutter nur bei 60% im Vergleich zu konventionellen Betrieben. Kraftfutter wird in geringerem Maße eingesetzt, weil Futtergetreide aus ökologischem Anbau sehr teuer ist und in Konkurrenz zu Brotgetreide steht. Der maximal zulässige Viehbesatz ist mit 1,4 DE/ha niedriger als in der konventionellen Landwirtschaft. Grundsätzlich muß versucht werden, alle Tiere in Weidehaltung zu halten.

Die Schweinehaltung hat in ökologischen Betrieben nur eine untergeordnete Bedeutung. „Dies erklärt sich aus der starken Nachfrage im Getreidebereich: Das Schwein ist direkter Nahrungsmittelkonkurrent zum Menschen. (...) Betriebe, die bisher stark auf Veredlung spezialisiert waren, sollten bei der Umstellung eine Aufgabe, oder eine Reduzierung dieses Betriebszweiges überlegen“ (NEUERBURG & PADEL 1992).

Szenarioannahmen:

Die Viehhaltung geht aus den oben genannten Gründen stark zurück: Der Rinderbestand reduziert sich von 5000 auf 4000 Tiere, der Schweinebestand reduziert sich von 12000 auf 5000 Tiere.

BRAUN (1995) ermittelt in seinen Szenariorechnungen für Baden-Württemberg einen Rückgang der Viehhaltung von nur 15% (bei steigenden Preisen für Fleisch und Milch). Bei der Schweinehaltung beträgt der Rückgang lediglich 5%.

Im Untersuchungsgebiet Bornhöved kommen im Szenario B 5000 Schweine auf 5500 ha landwirtschaftliche Nutzfläche. Dies bedeutet eine Reduzierung gegenüber dem Ist-Zustand um 60%.

Umsetzung:

Zunächst wird der Flächenbedarf an Grundfutterfläche für Rinder berechnet:

$$4000 \text{ GV} * 0,75 \text{ ha/GV} \Rightarrow 3000 \text{ ha (GV = Großvieheinheiten)}$$

An Grundfutterfläche werden 3000 ha benötigt (Grundfutter = Heu, Silage). Schweine sind *flächenneutral*, d.h. sie fallen nicht mit in die Bilanz für Futtermittel.

Nun kann anhand der Viehzahlen die Futterbilanz für das Untersuchungsgebiet erstellt werden:

Tabelle 11: Futterbilanz für das Szenario B

Futterbedarf		
Rinder	4000 Tiere	100 Mio. MJ
Futterangebot (-anbau)		
Klee gras (inkl. Landsberger Gemenge)	1140 ha	40-50 Mio. MJ
Futterrüben	166 ha	6-7 Mio. MJ
Mais	87 ha	4 Mio. MJ
Ganzpflanzensilage (Gerste-Erb sen-Gemenge)	303 ha	11 Mio. MJ
Grünland	1070 ha	27 Mio. MJ
<i>Summe</i>	<i>2700 ha</i>	<i>88-99 Mio. MJ</i>

Das Verhältnis von Hauptfutterfläche zu Tierbesatz liegt bei 0,7 ha/Tier.

Die Erträge des Winterzwischenfruchtanbaus können ebenfalls verfüttert werden (Ölrettich und Inkarnatklee), bleiben aber in dieser Futterangebotsberechnung unberücksichtigt, weil keine Daten zum Futterwert vorlagen.

3.5.5 Düngung

Im ökologischen Landbau wird nur Wirtschaftsdünger ausgebracht. Mineralische Stickstoffdüngung findet nicht statt. Die Gesamtmenge des Düngers darf 1,4 DE/ha (112 kg N/ha) nicht überschreiten.

Szenarioannahmen:

Im Untersuchungsgebiet fallen die folgenden Mengen an Wirtschaftsdünger jährlich an:

4000 Rinder = 2700 DE = 216 t N

5000 Schweine = 800 DE = 64 t N

Der innerbetriebliche Nährstoffkreislauf soll möglichst geschlossen gehalten werden.

Die nachfolgenden Grundprinzipien der Düngung des ökologischen Landbaus werden eingehalten (aus: NEUERBURG & PADEL 1992).

Mistausbringung:

- Mistausbringung zum Winterende oder im zeitigen Frühjahr
- kleine Gaben
- sofortige Einarbeitung bei Gaben vor der Saat

Jauche und Gülle:

- Jauche und Gülle sind mit Wasser zu verdünnen, um Gasdruck in der Flüssigkeit zu verringern und Verätzungen an Pflanzen zu verhindern
- Jauche nur in kleinen Mengen zu wachsenden Pflanzenbeständen geben
- Gülle ist strohlos und unbehandelt nicht akzeptabel

Die Düngemenge und -art wird fruchtfolgebedingt differenziert. Jede Fruchtfolge repräsentiert einen bestimmten Betriebstyp. Durch den Betriebstyp wiederum ergibt sich die Art des anfallenden Wirtschaftsdüngers:

In Flächen mit Fruchtfolgen, die Futterbaubetriebe repräsentieren (Fruchtfolgen 1 und 2) erfolgt die Düngung mit Rindergülle oder Mist, da davon ausgegangen wird, daß die Futtermittelerzeugung für das eigene Vieh erfolgt. Das Gleiche gilt für die Flächen der Fruchtfolgen 3, 4, 7 und 8 (Gemischtbetriebe). In Veredlungsbetrieben fällt Schweinegülle oder Mist an und wird auf den entsprechenden Flächen ausgebracht (Fruchtfolgen 5 und 9). Im Untersuchungsgebiet verkaufen die viehlosen Betriebe (Fruchtfolgen 6 und 10) das Klee gras und erhalten als Gegenleistung Wirtschaftsdünger (Gülle oder Mist) von den viehhaltenden Betrieben (vgl. SPOHN & NEUERBURG 1993).

Die Düngemengen auf den Flächen der viehlos wirtschaftenden Betriebe sind geringer als die Düngemengen der anderen Betriebsformen. Viehlose Betriebe gleichen Nährstoffverluste des Bodens durch N-Fixierung aus.

Für kleereiche Grünlandnarben und extensiv genutztes Grünland wird eine reduzierte Düngung von 40 kg N/ha bei Weide- und maximal 60 kg N/ha bei Schnittnutzung empfohlen (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN 1998).

Die angenommenen Düngezeitpunkte richten sich nach den Empfehlungen der AGÖL (s.o. Grundprinzipien der Düngung).

Umsetzung:

Die genaue Düngemenge wird in Anlehnung an Literaturwerte (NEUERBURG & PADEL 1992) und in Abstimmung mit der zugrundeliegenden Tierhaltung (Anfall Wirtschaftsdünger) festgelegt.

Ergebnis:

Die Tabelle 12 zeigt die Düngung mit Wirtschaftsdünger zu den im Szenario B angebauten Kulturen.

Tabelle 12: Anbauvarianten der Kulturarten mit Düngemenge und -art sowie dem durchschnittlichen Flächenanteil (US = Untersaat, KG = Klee gras, WZF = Winterzwischenfrucht, Düngemengen in kg N Wirtschaftsdünger/ha)

Kulturart	Düngung
Dauergrünland	
Misch, intensiv	64
Weide, intensiv	28
Weide, extensiv	--
Grünlanddauerbrache	--
Kleegras	
Kleegras – ohne Umbruch ohne Einsaat (US im Vorjahr)	--
Kleegras - mit Umbruch ohne Einsaat (US im Vorjahr)	--
Kleegras - mit Umbruch mit Einsaat	--
Kleegras mit Umbruch im darauffolgenden Modelljahr	--
Kleegras - 2. Jahr (mit Umbruch, ohne Einsaat)	--
Landsberger Gemenge – ohne Einsaat, mit Umbruch	--
Getreide, Hackfrüchte	
Winterweizen mit US	100
Winterweizen	100
Winterweizen (viehlose Betriebe)	40
Sommerweizen (viehlose Betriebe) mit Klee gras-Umbruch	34
Sommerweizen mit WZF Inkarnatklee	60
Dinkel mit US	80
Dinkel (viehlose Betriebe)	35
Sommergerste	80

Winterroggen (viehlose Betriebe)	50
Winterroggen mit US	100
Triticale	100
Hafer	100
Hafer mit US	100
Hafer ohne Düngung	40
Hafer mit Winterzwischenfrucht und US	80
Mais	120
Futterrüben	120
Kartoffeln	100
Körnerleguminosen	
Erbse	--
Erbse mit Winterzwischenfrucht Ölrettich	--
Erbse mit Winterzwischenfrucht Inkarnatklees	--
GPS (Ganzpflanzensilage aus Sommergerste-Erbsen-Gemenge)	60
GPS (Ganzpflanzensilage) mit KG-Einsaat	60

3.5.6 Randstrukturen

Szenarioannahmen:

Im Rahmen des Szenarios B existieren gezielte finanzielle Anreize und Förderungen zur Anlage neuer Knicks. Eine Knickneuanlage soll zur gezielten Verkleinerung großer Schläge und aus Gründen des Erosionsschutzes gefördert und durchgeführt werden. Dabei sollen Bereiche mit geringer Knickdichte ausgewählt werden.

Die Knickneuanlage soll sich an dem historischen Knicknetz orientieren und Aspekte des Erosionsschutzes berücksichtigen. Die Erhaltung und Wiederherstellung eines historisch überlieferten bzw. gewachsenen Erscheinungsbildes liefert einen Beitrag zur regionalen Identität. Von Vorteil ist weiterhin, daß eventuell noch vorhandenes Samenpotential im Boden vorhanden ist oder sogar noch überdauernde Pflanzen- und Tierarten zu finden sind.

Eine Knickversetzung wird nur im Rahmen der Naßauskiesung Vierhusen durchgeführt.

Diese Maßnahmen bewirken im Szenario B eine Abnahme der Schlaggrößen.

Umsetzung:

Die Bereiche mit der geringsten Knickdichte im Bornhöveder Gebiet liegen im Nordosten. In diesem Bereich liegen u. a. die Flächen des Gutes Perdöl. Die Knickdichte liegt hier (je nach

Betrachtungsausschnitt) zwischen 10 und 28 m Knicklänge pro Hektar (siehe Abbildung 11). Im Vergleich dazu liegt die Knickdichte im Gesamtuntersuchungsraum bei über 50 m/ha.

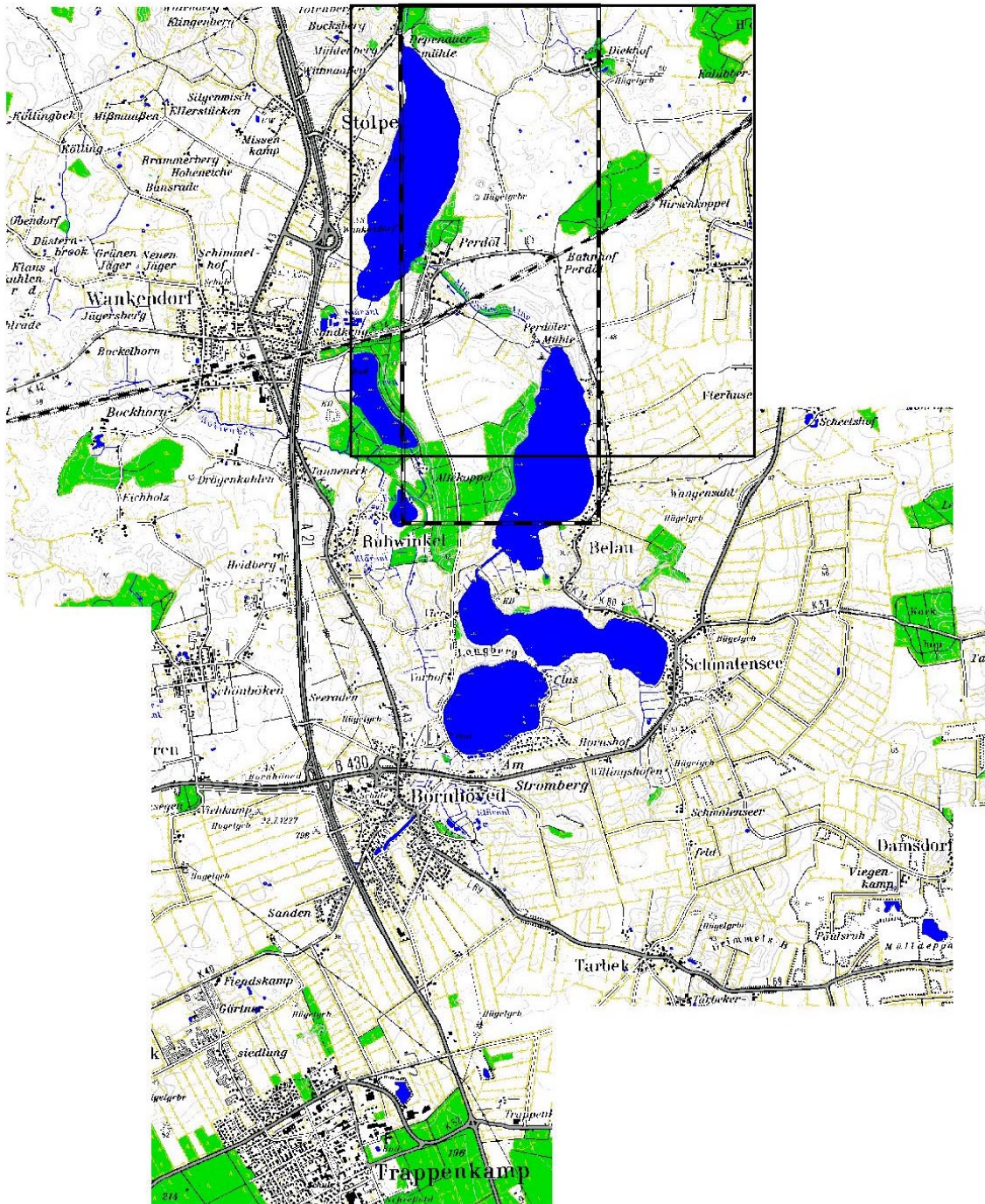


Abbildung 11: Karte des Untersuchungsgebietes mit gewählten Ausschnitten zur Berechnung der Knickdichte (Knickdichte kleiner Ausschnitt 10 m/ha, großer Ausschnitt 28 m/ha)

Zur Verdichtung des Knicknetzes wurden historische topographische Karten des Gebietes von 1879 und 1926 ausgewertet und Knicks, die inzwischen entfernt wurden, werden neu digitalisiert. Das Gebiet um das Gut Perdöl weist allerdings bereits in den historischen Karten ein sehr dünnes Knicknetz auf. Daher wurden nicht viele Knicks digitalisiert.

Weiterhin wurde die Ergebniskarte der Erosionsmodellierung (Ist-Zustand) herangezogen und im Hinblick auf notwendigen Erosionsschutz durch Knicks ausgewertet. Erosionshemmende Knicks wurden entsprechend der Expertenmeinung in diesem Gebietsausschnitt digitalisiert (an den Hängen im Nordosten des Belauer Sees und entlang der "Alten Schwentine").

Ergebnis:

Insgesamt wird die Knicklänge bei diesem Vorgehen um 7000 m verlängert. Die Knickdichte erhöht sich auf 15 m/ha (vorher: 10 m/ha), bzw. auf 33,3 m/ha (vorher: 28 m/ha) - je nach gewähltem Ausschnitt (siehe Abbildung 11).

Die Randstrukturen werden zunehmen, da Knicks neuangelegt werden und mehr Wälder und dadurch mehr Waldränder existieren.

Die durchschnittliche Schlaggröße liegt im Szenario B mit 3,0 ha bei Ackerflächen nur wenig unter der des Ist-Szenarios (3,6 ha). Die Veränderungen sind durch die Knickneuanlage, die Aufforstungen und den Grünlandumbruch zu erklären (siehe auch 3.5.1 und 3.5.3).

3.6 Szenarienvergleich

Die Tabelle 13 zeigt in einer Übersicht die Hauptunterscheidungsmerkmale der beiden Planungsszenarien.

Tabelle 13: Kurzcharakterisierung der beiden Planungsszenarien

Szenario A: Agrarindustrie	Szenario B: kleinstrukturierte Landwirtschaft
Aufforstungen	Aufforstungen
Rückgang der Ackerflächen	Zunahme der Ackerflächen
kürzere Fruchtfolgen	längere Fruchtfolgen
weniger Kulturarten (keine Sommerungen)	mehr Kulturarten (Sommerungen, Leguminosen)
Monokulturen	Zwischenfrüchte und Untersaaten
keine konjunkturelle Flächenstillegung	keine konjunkturelle Flächenstillegung
Zunahme der Dauerbrachen	Zunahme der extensiven Grünlandnutzung
	Rückgang der Dauergrünlandnutzung
höhere Viehzahlen	geringere Viehzahlen
hohe Düngemengen	keine Mineraldüngung
Schlagvergrößerung	Schlagverkleinerung
Verschiebung von Knicks	Neuanlage von Knicks

Die quantitativen Unterschiede in den **Hauptnutzungstypen** zeigt die Abbildung 12. Die Ackerflächen nehmen im Szenario A aufgrund der Aufforstungen ab (- 8%), während sie im Szenario B als Folge des Grünlandumbruchs trotz umfangreicher Aufforstungen zunehmen (+ 3%). Die Veränderungen der Bewirtschaftung von Ackerflächen sind in bezug auf die Kulturarten, Fruchtfolgen und die Düngung gravierend. Der Flächenanteil des Dauergrünlands nimmt im Szenario B um 36% gegenüber dem Ausgangszustand ab. Der Rückgang im Szenario A ist mit - 4% wesentlich geringer. Noch deutlicher werden die Unterschiede zwischen den Szenarien im Hinblick auf den Flächenanteil des extensiv genutzten Grünlands: dieser Nutzungstyp wird in einer Agrarindustrie nicht mehr vorkommen, während in der kleinstrukturierten Landwirtschaft der Flächenanteil stark zunimmt (+ 92%). Dauerbrachen sind im Szenario A weiter verbreitet als im Ausgangszustand. Diese Flächen können im verschärften Wettbewerb nicht mehr ökonomisch sinnvoll genutzt werden und verbrachen folglich. In der extensiveren Wirtschaftsform der kleinstrukturierten Landwirtschaft werden diese Grenzstandorte wieder benötigt. Dadurch existieren im Szenario B weniger Dauerbrachen als im Ist-Zustand und im Szenario A.

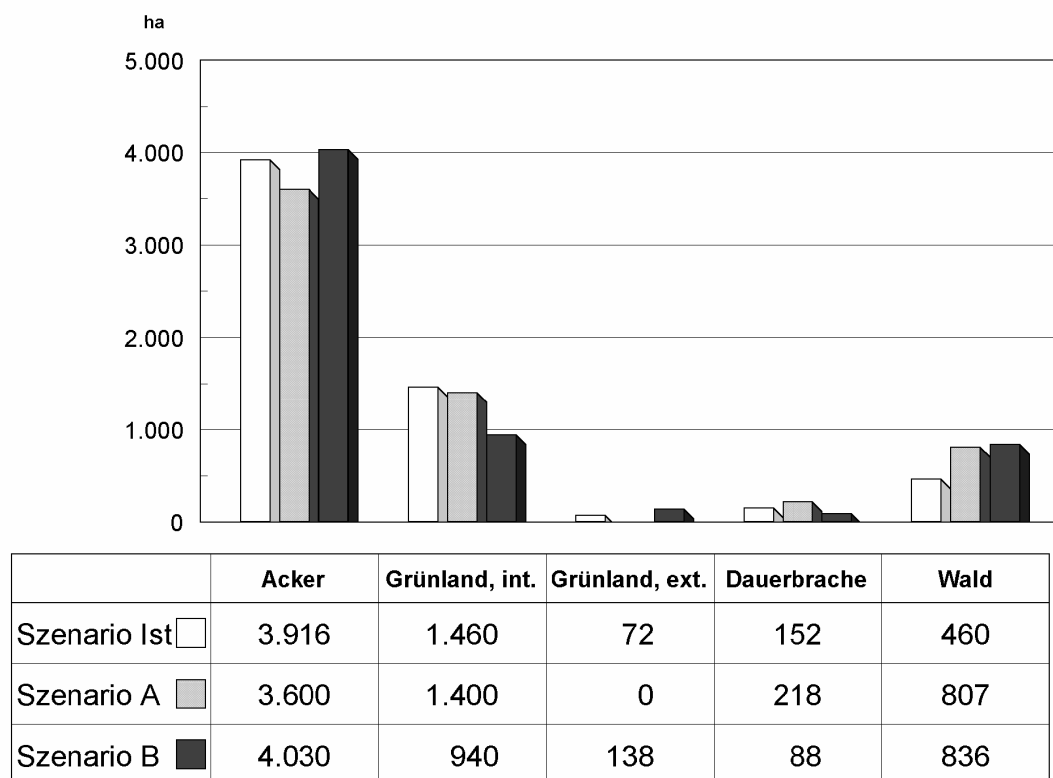


Abbildung 12: Flächenanteile (in ha) der Hauptnutzungstypen im Gesamtgebiet

Die Abbildung 13 zeigt die durchschnittliche Anbaufläche von **Ackerkulturen**. Neben der Gesamtackerfläche bestehen in bezug auf die Ackerkulturen und deren Anbauflächen große Unterschiede zwischen den Szenarien. So besteht nur im Ist-Szenario die Verpflichtung der Be-

triebe zur konjunkturellen Flächenstilllegung. Die Flächenstilllegungsquoten, die der Berechnung zugrunde liegen, beziehen auf den Zeitraum 1992 bis 1996. In dem Szenario Agrarindustrie werden im wesentlichen Winterweizen, Wintergerste, Winterraps und Mais auf den Ackerstandorten angebaut. Hafer wird im Szenario A nicht mehr angebaut und Roggen nur auf einer kleinen Fläche. Die intensive Form des Ackergrasanbaus nimmt in diesem Szenario zu. Die Ackernutzung im Szenario B wird nach den Richtlinien des ökologischen Landbaus durchgeführt. Neben Futter- und Körnerleguminosen sind Sommerungen weit verbreitet.

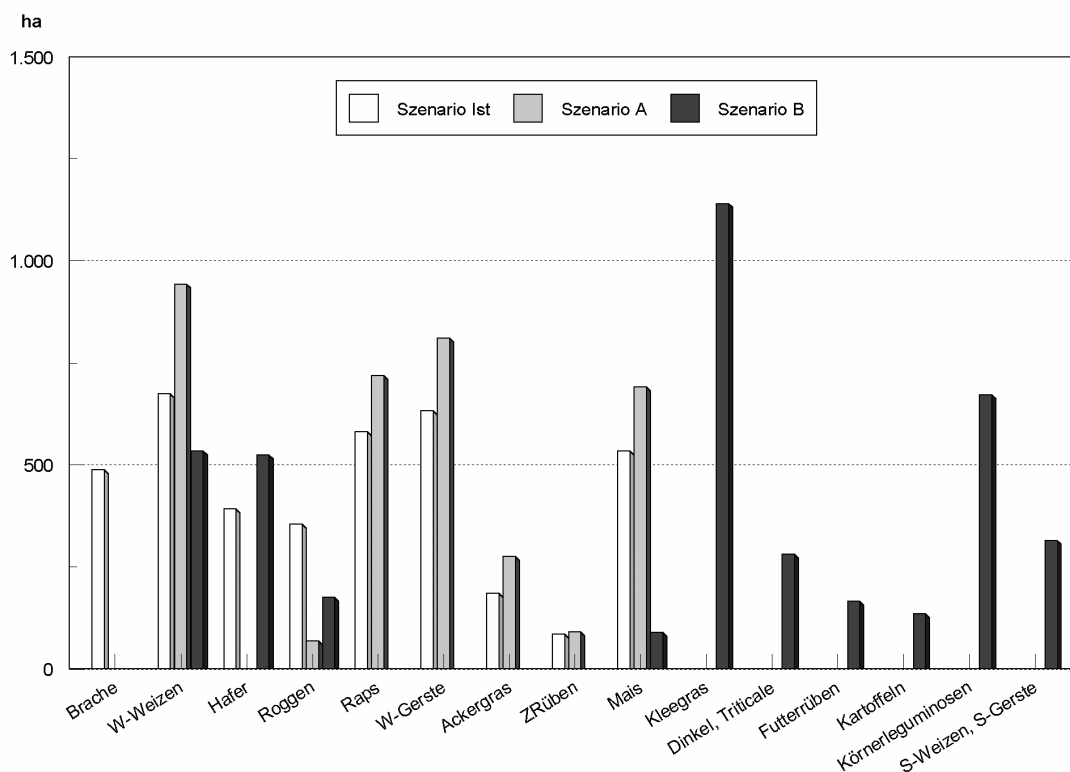


Abbildung 13: Verbreitung der jeweiligen Ackerfrüchte in den Szenarien

Eine genauere Betrachtung der **Grünlandnutzung** zeigt auch im Detail große Unterschiede. Eine Folge der Intensivierung der Landwirtschaft ist die Zunahme der Stallhaltung von Vieh im Szenario A. Dadurch verringert sich die Weidefläche und die Mähnutzung nimmt zu. Eine kleinstrukturierte Landwirtschaft mit ökologischem Landbau führt zu einer Ausweitung der Beweidung des Dauergrünlands. Eine reine Mähnutzung findet nicht mehr statt. Das Stallfutter wird auf den Ackerflächen in Form von Futterleguminosen gewonnen.

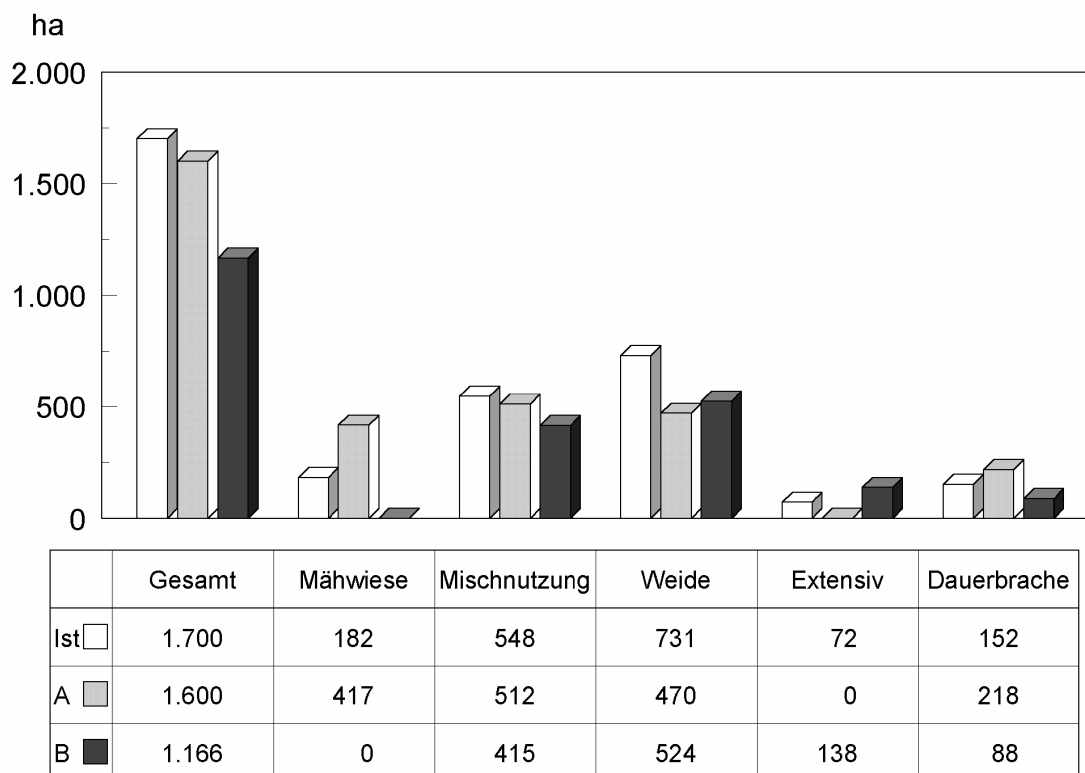


Abbildung 14: Unterschiede in der Grünlandbewirtschaftung in den Szenarien

Die Stoffkreisläufe und –verluste sind in erster Linie durch die **Stoffinputs** determiniert. Deshalb ist die Graphik der Einträge wichtig für den späteren Vergleich der Modellergebnisse. In der Abbildung 16 sind die Stoffeinträge nach Gesamteintrag, mineralischem Eintrag, Eintrag durch Wirtschaftsdünger und N-atmosphärisch (N-Fixierung durch Leguminosen, atmosphärische Deposition) differenziert dargestellt. Zwischen Szenario A und dem Ist-Zustand sind die Unterschiede in der Gesamtmenge (+ 4% in Szenario A) und im Einsatz von Mineraldünger (- 2% in A) gering. Ein enormer Rückgang um 42% des Gesamt-N-Inputs ist im ökologischen Landbau festzustellen. Auf Mineraldünger wird hier ganz verzichtet und auch das Aufkommen von Wirtschaftsdünger geht als Folge der geringeren Viehzahlen zurück (- 26%). Durch die N-Fixierung der Leguminosen ist der Eintrag von N aus der Atmosphäre im Szenario B mit Abstand am höchsten. Die geringen Unterschiede zwischen Ist und A sind durch die Aufforstungen und die dadurch erhöhte N-Deposition zu erklären (in WASMOD wird die N-Deposition nutzungsbezogen festgelegt; für Wälder wird mit 28,8 kg N/ha eine höhere Rate als für Acker- und Grünlandnutzung mit 20 kg N/ha angenommen).

Ein etwas anderes Bild zeigt sich, wenn die N-Einträge je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche berechnet werden (siehe Abbildung 16). Dabei wird deutlich, daß im Szenario A mit durchschnittlichen 265 kg N/ha landwirtschaftliche Nutzfläche der höchste Eintrag stattfindet. Hiervon stammen im Mittel 163 kg N aus Mineraldünger, 74 kg N aus Wirtschaftsdünger und

27 kg N aus der Atmosphäre. Damit ist auch die Stickstoffzufuhr durch Mineraldünger je Flächeneinheit höher als im Ist-Zustand (+ 9 kg/ha), obwohl die Gesamtmenge an Kunstdünger im Ist-Szenario höher liegt. Dies ist durch die geringere landwirtschaftlich genutzte Fläche und durch die höhere Flächenintensität in der Agrarindustrie zu erklären (Ist: 5450 ha, A: 5000 ha).

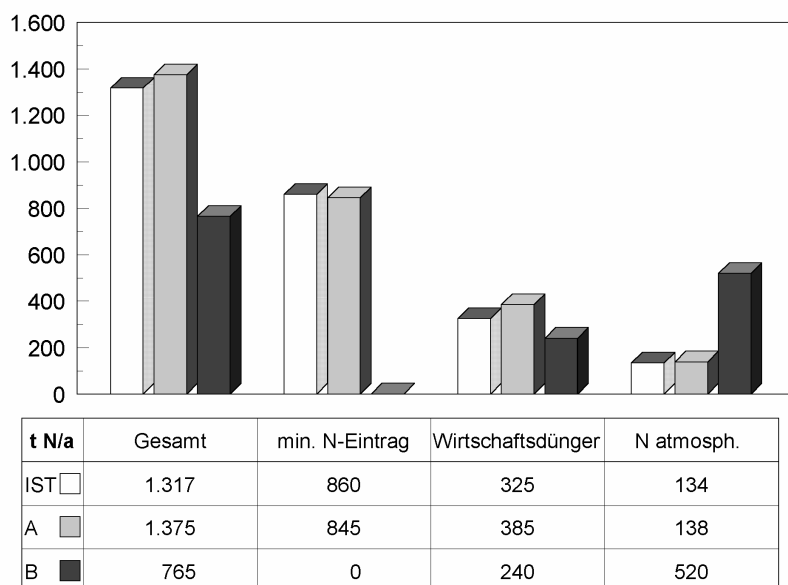


Abbildung 15: Berechnete Stoffeinträge in die Szenariolandschaften – gesamt (t N/a)

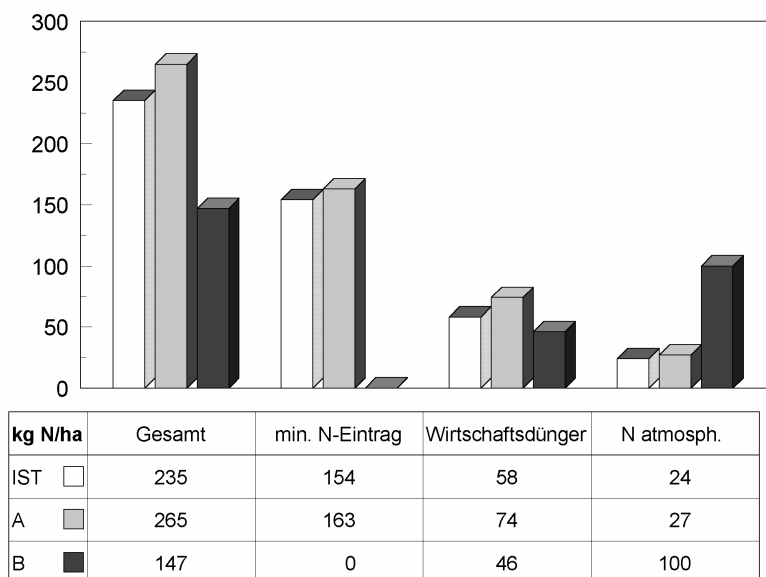


Abbildung 16: Berechnete Stoffeinträge in die Szenariolandschaften – flächenbezogen (kg N/ha)

Mit 100 kg N/ha ist die symbiotische N-Fixierung durch Leguminosenanbau der größte N-Lieferant im Szenario B.

In der **Viehhaltung** zeigt sich in den Szenarien folgendes Bild:

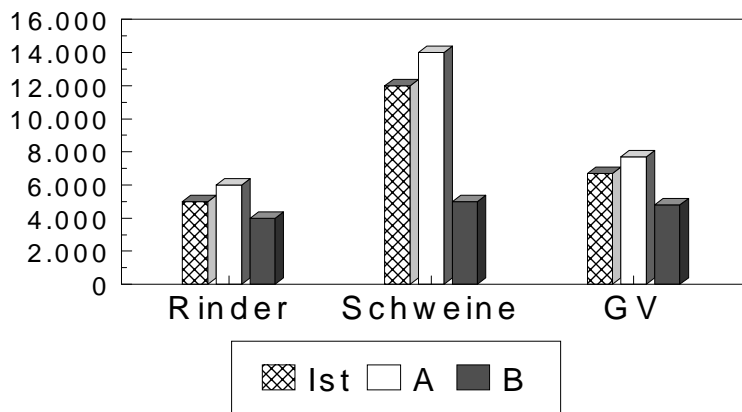


Abbildung 17: Viehbestände und Großvieheinheiten (GV) in den Szenarien

Besonders auffällig ist der starke Rückgang der Schweinehaltung in der kleinstrukturierten Landwirtschaft. Im Vergleich zum Ist-Szenario geht der Schweinebestand um 60% zurück. Die Abnahme im Rinderbestand beträgt 20%. Im Szenario A steigen der Rinderbestand und der Schweinebestand jeweils um 15% verglichen mit dem Ausgangszustand.

Die **Knicklänge** verändert sich in den Szenarien nicht gravierend. Zwischen dem Ist-Zustand und dem Szenario A besteht kein Unterschied, die Neuanlage von Knicks führt im Szenario B zu einer Erhöhung um 2%.

BORK et al. (1995) weisen darauf hin, daß es durch Aufforstungen auch zu einer Reduzierung der Randstrukturen kommen kann, indem zwei räumlich voneinander getrennt liegende Waldstücke durch Aufforstungsmaßnahmen verschmelzen.

Die Abbildung 18 zeigt Karten der Hauptnutzungstypen in den drei Landschaftsvarianten.

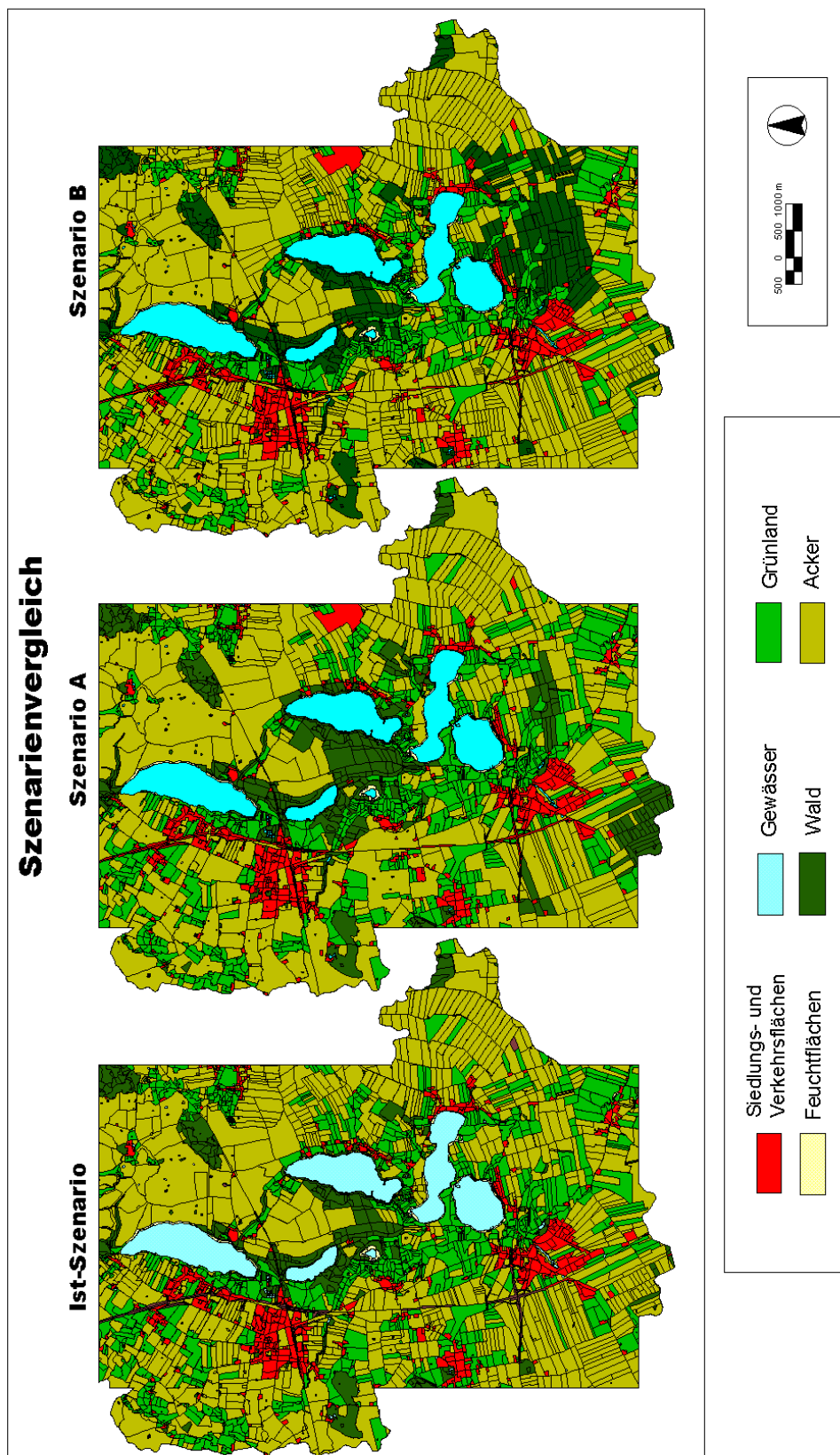


Abbildung 18: Karte der Hauptnutzungstypen in den Szenarien

4 Modellrechnungen mit DILAMO

4.1 Parametrisierung

Nachfolgend wird beschrieben, welche Parametrisierungen für die Modellierung durchgeführt wurden und welche Datenquellen und Verfahren zur Anwendung kamen. Unter Parametrisierung soll *die Erhebung von Eingangsdaten für die Modellierung und die Erzeugung von Sekundärdaten durch Ableitung, Berechnung, Interpolation usw.* verstanden werden.

4.1.1 Erosionsmodellierung mit TOPNEW

Der Datenbedarf für die Erosionsmodellierung ergibt sich zunächst aus den einzelnen Faktoren der ABAG (USLE) (siehe Kapitel 2.1.2). Es werden Niederschlags- bzw. Klimadaten sowie Informationen zum Relief und zum Boden benötigt. Weiterhin sind Angaben zur Realnutzung und zu Bewirtschaftungsmaßnahmen notwendig, um den Bodenabtrag möglichst genau abzuschätzen.

Für eine GIS-gestützte automatisierte Modellierung mit dem Programm TOPNEW müssen diese Informationsschichten digital aufbereitet und verarbeitungsfähig sein. Im folgenden werden die verschiedenen Parametrisierungsverfahren zu den jeweiligen Informationsebenen vorgestellt. Der P-Faktor wird in dieser Studie aufgrund fehlender Daten nicht berechnet, sondern auf 1 gesetzt (keine besonderen Erosionsschutzmaßnahmen).

4.1.1.1 R-Faktor

Zur Berechnung des Regenfaktors R benötigt man die Niederschlagsmenge und die Niederschlagsintensität (SCHWERTMANN et al. 1987). Diese sehr detaillierten Niederschlagsdaten sollten über einen Zeitraum von mindestens 10 Jahren vorliegen. Aus den Werten wird eine maximale 30-Minuten-Intensität der Niederschlagsereignisse berechnet. Liegen diese Daten vor, ist eine Berechnung des Jahres-R-Faktors möglich.

Die Erosivität der Niederschläge in Schleswig-Holstein wurde von NAUNIN (1990) untersucht. Es standen 18 Stationen als Meßnetz zur Verfügung. Zur Ermittlung von Jahreswerten ist es notwendig, einen Zuschlag zu den von NAUNIN (1990) vorgestellten R-Faktoren zu errechnen (SAUERBORN 1994). Der Zuschlag ergibt sich aus dem prozentualen Verhältnis der Niederschlagssummen von März bis November zu der Jahressumme. Für das Untersuchungsgebiet wurde der R-Faktor der Isoerodentkarte von SAUERBORN (1994) entnommen. Hier wird für das Untersuchungsgebiet ein R-Faktor von 50 N/h (ein für Schleswig-Holstein hoher Wert) ausgewiesen. Dieser Wert konnte anhand der vorhandenen Niederschlagsdaten im Bornhöveder Gebiet überprüft und bestätigt werden: In der Datenbank des Projektzentrums Ökosystemforschung konnten Niederschlagsdaten der letzten sechs Jahre (April 1989 bis Mai

1995) ausgewertet werden. Die Daten lagen in der zeitlichen Auflösung von Stundenwerten vor. Dadurch konnte nicht die geforderte maximale 30-Minuten-Intensität berechnet werden. Darüber hinaus läßt die Auswertung von nur sechs Jahren noch keinen gültigen Mittelwert zu (SCHWERTMANN et al. 1987). Der aus den Projektdaten berechnete R-Faktor mit einer Höhe von 52 N/h liegt dennoch im realistischen Rahmen. Er bestätigt den R-Faktor, der aus der Isoerodentkarte bei SAUERBORN (1994) abgelesen wurde.

Da in den Szenariorechnungen von einem unveränderten Klima ausgegangen wird, bleibt der Regenfaktor in allen Szenariorechnungen konstant bei 50.

4.1.1.2 K-Faktor

Die Erosionsgefährdung von Böden läßt sich unter Einbeziehung von fünf Bodeneigenschaften hinreichend gut abschätzen (WISCHMEIER & SMITH 1978, SCHWERTMANN et al. 1987). Demnach kann der Bodenerodierbarkeitsfaktor K durch die folgenden Bodeneigenschaften berechnet werden:

- Gehalt [%] an Schluff + Feinstsand (Korngröße 0.002-0.1 mm)
- Gehalt [%] an Sand - Feinstsand (Korngröße 0.1-2 mm)
- Humusgehalt [%]
- Aggregatklasse
- Durchlässigkeitsklasse

Sind für ein Untersuchungsgebiet die oben genannten Bodendaten flächendeckend verfügbar, so kann der K-Faktor aus diesen Informationen einfach berechnet werden. Es ist auch möglich, den Feinstsandanteil aus dem Feinsandanteil abzuschätzen.

Hochaufgelöste Körnungsdaten, wie sie zur Berechnung des K-Faktors nach SCHWERTMANN et al. (1987) nötig sind, liegen für das Untersuchungsgebiet nicht vor. Als einzige Bodeninformationsquelle sind die Daten der Bodenschätzung (Grablochbeschriebe und Bodenschätzkarten) zugänglich und interpretierbar. Aus dem Klassenzeichen kann bereits vereinfacht der K-Faktor ermittelt werden, falls keine anderen Informationen vorliegen. Allerdings ist durch dieses Verfahren keine direkte Zuordnung von K-Faktoren für Grünlandstandorte möglich (SCHWERTMANN et al. 1987). Weiterhin bezieht sich das Klassenzeichen auf den gesamten Bodenkörper und nicht nur auf den erosionsrelevanten Oberboden.

Die Daten der Bodenschätzung wurden digital erfaßt und mit dem Programm BOSSA (REICHE 1998) in die Bezeichnungen der wissenschaftlichen Bodenkunde übersetzt. Ergebnis dieser Prozedur sind grabloch-, d.h. horizontbezogene Bodenzustandsinformationen (z.B. Bodenart des Oberbodens), die, in die Fläche übertragen, zu einer Bodenformenkarte ausgewertet wurden. Die Übereinstimmung zwischen im Gelände vorgefundenen und nach diesem Verfah-

ren abgeleiteten Bodenarten wurde von GÖBEL (1997) sowie REICHE & SCHLEUß (1992) bestätigt.

Mittels einer Regressionsanalyse wurde anhand eines laboranalytisch erhaltenen Bodendatensatzes repräsentativer Böden Ostholsteins ermittelt, mit welchen durch die Bodenschätzung vorliegenden Bodeneigenschaften der K-Faktor für Böden vereinfacht beschrieben werden kann (MEYER 1996, unveröff.). Der Anteil an Schluff [%] ist dafür am besten geeignet:

$$\text{K-Wert} = 0.0272926 * \text{Schluff} [\%]^{0.67933} \quad (r^2 = 0.88, n=100)$$

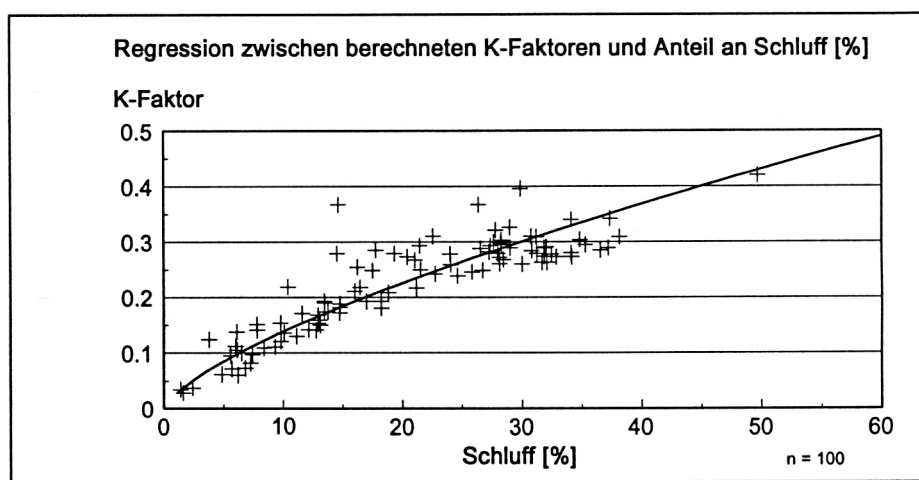


Abbildung 19: Regressionsanalyse zwischen berechneten K-Faktoren und Schluffgehalt der Bodenhorizonte (aus: MEYER 1996, unveröff.)

Mit dieser Gleichung konnte der K-Faktor für den Gesamtbodendatensatz, d.h. auch für alle Grünlandstandorte des Untersuchungsgebietes berechnet werden. Für die sogenannten Standardflächen, die bei der Bodenschätzung nicht erfaßt worden sind, können keine Angaben zur bodenbedingten Erosionsgefährdung gemacht werden. Dies sind die nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen, wie z.B. Wälder, Siedlungen und Gewässer. Sie erhalten einen K-Faktor von Null. Für Moorböden kann ebenfalls keine Angabe gemacht werden, da kein Ton oder Schluff im Boden vorhanden ist. Dies trifft auf viele Grünlandstandorte zu. Der K-Wert der Moorböden wird auf 0,02 festgelegt, damit diese Flächen nicht völlig aus der Modellierung herausfallen.

Tabelle 14: K-Faktoren und ihr jeweiliger Flächenanteil (aus: MEYER 1996, unveröff.)

Bodenart	K-Faktor	Anteil [%]
S	0,1	13,5
Su2	0,19	10
Sl2	0,17	12,2

S13	0,23	16,8
S14	0,25	6,8
Ls3	0,3	11,9
Ls4	0,22	1,3
Lts	0,25	1,2
Tu4	0,44	0,2
Moorböden	0,02	5,5
Standardflächen	----	20,4

Durch Anwendung des Programms SURREAL konnte die Zuweisung eines K-Faktors zu den Standardflächen erfolgen. Der Wert des zugewiesenen K-Faktors ergibt sich dabei aus der jeweiligen Profilzuordnung, die das Programm vornimmt.

4.1.1.3 C-Faktoren

Der Erosionsschutz durch die Vegetation und die Ackerkulturen hängt von der Art und der Entwicklungsstufe dieser Pflanzen ab. Die phänologische Entwicklung der Vegetation wird im C-Faktor mit der zeitlich jeweiligen Erosionswirkung der Niederschläge verknüpft. Im einzelnen werden die folgenden Informationen benötigt:

- spezifischer Phänologieverlauf der Kulturpflanzen
- regionalspezifische und zeitliche Verteilung der erosiven Niederschläge (R-Faktorenanteil: relative Verteilung erosiver Niederschläge über das Jahr)
- Nutzungsinformationen auf Schlagniveau
- Fruchtfolgen auf Ackerflächen
- Bewirtschaftungsmaßnahmen (konventionell, Mulchsaat, Dauer der Bodenbedeckung)

Das Hauptproblem bei der korrekten Berechnung des C-Faktors sind die häufig fehlenden Fruchtfolgeinformationen, d.h. schlagbezogene Nutzungsdaten über einen längeren Zeitraum. Das Vorgehen der Ermittlung der Fruchtfolgen im Ist-Szenario ist bereits im Kapitel 2.3.3 beschrieben. Bei der Parametrisierung der Szenarien entfällt diese Problematik, da die verwendeten Fruchtfolgen auf Annahmen beruhen (siehe Kapitel 3) und die C-Faktoren problemlos berechnet werden können. Die Berechnung von nur einem C-Faktor für jede Kulturart stellt eine erhebliche Verallgemeinerung bzw. Generalisierung dar, weil betriebsspezifische oder standortspezifische Unterschiede in der Bearbeitung und im Pflanzenwachstum nicht berücksichtigt werden.

Tabelle 15: C-Faktoren der Kulturarten in den Szenarien

Kulturart	C-Faktor	Szenario
Silomais	0,362 (0,506)	Ist, A
Zuckerrüben	0,26 (0,352)	Ist, A
Futerrüben	0,26 (0,352)	B
Erbsen	0,26	B
Kartoffeln	0,31	B
Wintergerste	0,043	Ist, A
Winterraps	0,059	Ist, A
Winterroggen	0,041	Ist, A, B
Winterweizen	0,115	Ist, A, B
Hafer	0,14	Ist, B
Dinkel	0,115	B
Ganzpflanzensilage	0,03	B
Triticale	0,08	B
Sommerweizen	0,12	B
Sommergerste	0,15 [0.03]	B
Ackerbrache	0,05	Ist
Winterraps als nachwachsender Rohstoff	0,059	Ist
Grünland	0,004	Ist, A, B
Ackergras, <i>Kleegras</i> , <i>Landsberger Gemenge</i>	0,004	Ist, A, B
Wald, Siedlungen	0	Ist, A, B

Anmerkung: [] = C-Faktor für Sommergerste in der Fruchtfolge 5. Übersteigt der Hackfruchtanteil einer Fruchtfolge einen Anteil von 50% wird mit den erhöhten C-Faktoren in den runden Klammern gerechnet, durch die eine stärkere Gefügebelastrung dieser Standorte Berücksichtigung finden soll.

Für Erbsen wurde der C-Faktor von Rüben übernommen. Der C-Faktor für Triticale wurde als Mittelwert von Winterweizen und Roggen berechnet. Dinkel hat den gleichen C-Faktor wie Winterweizen bekommen. Im Szenario B erfolgt keine Direktsaat. Das Sommergetreide wird bereits im Spätherbst aus Gründen der Unkrautkontrolle umgebrochen. Ein weiterer Faktor ist, daß gepflügt und nicht gemulcht wird. Einzige Ausnahme hiervon bildet Sommergerste in der Fruchtfolge 5.

Aus den C-Faktoren für einzelne Kulturarten kann nun der fruchtfolgenspezifische C-Faktor berechnet werden. Dies erfolgt durch Summieren der Einzelkulturen und anschließender Division durch die Anzahl der Fruchtfolgeglieder.

Tabelle 16: C-Faktoren der Fruchtfolgen im Szenario A

Nr.	Fruchtfolge	C-Faktor
1	Winterweizen – Wintergerste – Raps	0,072
2	Winterweizen – Wintergerste – Zuckerrüben	0,139
3	Winterweizen Monokultur	0,115
4	Roggen – Mais – Ackergras	0,136
5	Ackergras – Ackergras – Mais – Mais	0,255
6	Mais Monokultur	0,505

Tabelle 17: C-Faktoren der Fruchtfolgen im Szenario B

Nr.	Fruchtfolge	C-Faktor
1	Kleegras – Kleegras – Futterrüben – Hafer – GPS	0,088
2	Kleegras – Mais – Hafer (US) – Kleegras – Winterweizen (US)	0,125
3	Kleegras – Kartoffeln – Winterweizen – Erbsen – Winterweizen (US)	0,161
4	Kleegras – Winterweizen – Hafer – GPS – Dinkel (US)	0,08
5	Kleegras – Winterweizen – Sommergerste – Erbse - WZF (Ölrettich) – Hafer (US)	0,11
6	Kleegras – Winterweizen – Hafer – Erbse – Dinkel	0,127
7	Kleegras – Kleegras – Triticale – GPS – Winterroggen (US)	0,032
8	Landsb.Gem. – Kartoffeln – Sommergerste – Erbse – Winterroggen (US)	0,153
9	Kleegras – Triticale – Sommergerste – Erbse - WZF (Inkarnatkle) – Sommerweizen	0,105
10	Kleegras – Sommerweizen – Winterroggen	0,055

GPS: Ganzpflanzensilage aus Sommergerste-Erbsen-Gemenge; US: Untersaat; Lands.Gem.: Landsberger Gemenge

4.1.1.4 LS-Faktoren

Der Topographiefaktor LS setzt sich aus dem Hanglängenfaktor L und dem Hangneigungsfaktor S zusammen. Die LS-Faktoren werden für die Szenarien, wie in Kapitel 2.1.2 beschrie-

ben, neu berechnet. Geringe Unterschiede entstehen durch die Veränderungen des Knicknetzes in den Szenarien A und B.

4.1.2 WASMOD

Die notwendigen Parameter für das Modellsystem WASMOD wurden bereits im Kapitel 2.1.5 erwähnt. Es werden Bodendaten, Klimadaten, topographische Daten, Flächennutzungsdaten sowie Informationen zur Bewirtschaftung (Düngung, Bodenbearbeitung) benötigt. Im Rahmen der Szenariomodellierung werden die beiden letztgenannten Eingangswerte verändert. Dementsprechend wurden hier Parametrisierungsarbeiten notwendig.

DILAMO erzeugt die notwendigen Parameterdateien für WASMOD zum größten Teil automatisiert aus den vorliegenden Datenquellen (Bodendatenbank, GIS). Der Aufbau der Parameterdateien wird an dieser Stelle kurz vorgestellt:

Bodendatei:

- Kompartimenttiefe in cm
- Humusgehalt in % der Trockensubstanz (TS)
- Tongehalt in % der TS
- Schluffgehalt in % der TS
- effektive Lagerungsdichte in g/cm^3
- k_f -Wert in cm/d
- Wassergehalt in Vol % der pF-Stufen 0, 1.8, 2.5, 3.5 und 4.2
- pH-Werte
- Anfangsbodenfeuchten in Vol %

Klimadatei:

- Niederschlagssumme in mm
- maximale Lufttemperatur in °C
- minimale Lufttemperatur in °C
- Sättigungsdefizit der Luft in mm Hg

Bodenstickstoffdatei:

- Kompartimentnummer
- zugeführte organische Substanz, langfristig mineralisierbarer Anteil (AOM1) in kg C/ha Kompartimentmächtigkeit
- zugeführte organische Substanz, schnell mineralisierbarer Anteil (AOM2) in kg C/ha Kompartimentmächtigkeit
- mikrobielle Biomasse, langfristig mineralisierbarer Anteil (BOM1) in kg C/ha Kompartimentmächtigkeit

- mikrobielle Biomasse, schnell mineralisierbarer Anteil (BOM2) in kg C/ha Kompartimentmächtigkeit
- organische Substanz, langfristig mineralisierbarer Anteil (SOM1) in kg C/ha Kompartimentmächtigkeit
- organische Substanz, schnell mineralisierbarer Anteil (SOM2) in kg C/ha Kompartimentmächtigkeit
- Gehalt an organisch gebundenem Stickstoff (N_{org}) in kg N/ha Kompartimentmächtigkeit
- Ammonium-Gehalt (NH_4) in kg NH_4 -N/ha Kompartimentmächtigkeit
- Nitrat-Gehalt (NO_3) in kg NO_3 -N/ha Kompartimentmächtigkeit
- Kompartimenthöhe in cm
- C/N-Verhältnis

Bearbeitungs- und Phänologiedatei (Phäno-Datei)

- Durchwurzelungstiefe in cm unter Flur (zur Berechnung der relativen Wurzelverteilung)
- Pflanzen- und regionsspezifische HAUDE-Korrekturfaktoren (zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration)
- Blattflächenindex (zur Berechnung des Interzeptionsverlustes)
- Stickstoffeintrag durch Düngung in kg N/ha
- Codenummer für Bearbeitungsmaßnahmen (Düngungsform, Ernte, Bodenbearbeitung)
- Zeitliche Verschiebung vom Normaljahr

Zusätzlich zu dieser pflanzenspezifischen Bearbeitungs- und Phänologiedatei (Phäno-Datei) existiert eine zentrale Datei mit dem Namen „**PFLANZE**“. In dieser Datei sind weitere spezifische Kennwerte jeder Kultur abgespeichert. WASMOD liest aus dieser Datei z.B. die maximale N-Aufnahmekapazität jeder Kulturart, die Nährstoffgehalte des Korns, der Wurzelsubstanz und des Strohs, das Korn-Stroh-Verhältnis, die Trockenmasse und den maximalen Ernteertrag.

Kulturarten, die bisher nicht mit WASMOD simuliert wurden, müssen für dieses Modellsystem parametrisiert werden. Das bedeutet, daß Phäno-Dateien mit den spezifischen Angaben neu erstellt und kulturspezifische Ergänzungen in die Datei PFLANZE eingetragen werden müssen. Für Klee gras, Landsberger Klee gras, Dinkel, Triticale, Sommerweizen, Ganzpflanzensilage sowie die Winterzwischenfrüchte Ölettich und Inkarnatklee wurden im Rahmen dieser Studie neue Phäno-Parameterdateien angelegt und Eintragungen in PFLANZE vorgenommen.

Die Informationen zur Phänologie, zur Wurzeltiefe und zum HAUDE-Korrekturfaktor wurden aus Literaturwerten (HYDRO AGRI DÜLMEN GMBH 1993, SNEYD 1995) und Expertenwissen zusammengestellt. Die Düngetermine und Düngemengen im Szenario richten sich nach

den Empfehlungen der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN (1998). Im Szenario B beruhen die Angaben zur Düngung auf Literaturwerten und Expertenwissen.

Tabelle 18: Auszug aus der Datei PFLANZE im Modell WASMOD (Datei zur Steuerung der kultur- bzw. pflanzenspezifischen Nährstoffaufnahme). TM = Trockenmassegehalt im Erntegut in [%], N_{HEG} = N-Gehalt im Haupt-erntegut [kg N/dt], N_{STROH} = N-Gehalt der Erntereste [kg N/dt], N_{WURZEL} = N-Gehalt der Pflanzenwurzeln [kg N/dt], HEG: STROH = Verhältnis von Haupterntegut zu Ernteresten, HEG:WURZEL = Verhältnis von Haupt-erntegut zu Wurzeln

Frucht	max. Ertrag	TM	N_{HEG}	N_{STROH}	N_{WURZEL}	HEG:STROH	HEG:WURZEL
Klee gras	176	21	0,52	0,52	0,5	0,2	0,5
Landsberger Gemenge	176	16	0,55	0,55	0,4	0,2	0,5
Dinkel	80	86	2	0,55	0,1	1,3	0,3
Triticale	80	86	1,8	0,55	0,1	0,9	0,3
Sommerweizen	80	86	2	0,55	0,1	1	0,3
Ganzpflanzensilage (Gerste-Erbesen-Gemenge)	350	25	0,3	0,25	0,3	0,1	0,3
Ölrettich	250	12,5	0,5	0,5	0,5	0,2	0,4
Inkarnatklee	200	20	0,5	0,5	0,5	0,2	0,5

4.1.2.1 Leguminosenmodellierung

Im Modell WASMOD wird eine externe N-Zufuhr nur durch entsprechende Angaben in der Phäno-Datei berücksichtigt. Ein an das Pflanzenwachstum angepaßter, dynamischer Eintrag über symbiotische N-Fixierung bei Leguminosenanbau ist auf diese Weise nicht adäquat abbildbar. Aus diesem Grunde erfolgte eine Modellerweiterung, in der folgende Berechnungsschritte ablaufen:

Die Grundlage dieses Ansatzes ist, daß die Modellrechnungen für Klee gras ohne Düngungsangaben in der Phäno-Datei durchgeführt werden. Parallel zu den Berechnungen der normalen N-Pflanzenaufnahmen wird in jedem Simulationsschritt dem Pflanzenbestand über eine Regression eine N-Pflanzenaufnahme zugewiesen, die die symbiotische N-Fixierung darstellt.

Die Regressionsgleichungen, mit denen modellhaft die N-Fixierung in einfacher Form abgebildet wird, wurden in einer Reihe von Testläufen abgeleitet:

In einem ersten Schritt legte man für Leguminosen in der Phäno-Datei Düngungen fest. Die Düngemengen sind entsprechend der maximal zu erwartenden Höchsterträge festgelegt worden. Alle Fruchtfolgen des Szenarios B wurden in einem Einzugsgebiet getestet und durchgerechnet. Als Ergebnis erhält man die N-Pflanzenaufnahme bei unbegrenzter N-Verfügbarkeit im Boden bis zu einer Obergrenze, die durch den Maximalertrag definiert ist.

Anschließend sind diese Testläufe für Leguminosen erneut durchgeführt worden, jedoch ohne Düngung in der Phäno-Datei. Die N-Pflanzenaufnahme ist erwartungsgemäß wesentlich geringer als in den ersten Modellläufen. Die Biomasseproduktion dieser Pflanzenbestände richtet sich nun nach den jeweiligen Standortverhältnissen. Die N-Pflanzenaufnahme ist durch das N-Nachlieferungsvermögen des Bodens determiniert, das wiederum von den Nährstoffspeicherungen, der N-Mineralisation und den Ernteresten der Vorfrucht geprägt ist.

Nun konnten Korrelationen und Regressionen zwischen beiden Modellläufen gerechnet werden. Die Regressionsgleichungen ermöglichen eine Abschätzung realistischer N-Pflanzenaufnahmen aus den Ergebniswerten der Modellläufe ohne Düngung. Die Grundannahme ist: Je höher die Pflanzenaufnahme ohne Düngung, desto besser ist die Pflanzenentwicklung und desto höher ist auch die N-Fixierungsleistung der Pflanzenbestände. Ein Beispiel soll dies verdeutlichen:

Kleegras nimmt ohne Düngung 70 kg N aus dem Boden auf. Die Regressionsgleichung für diese bestimmte Kleegrasvariante lautet: $N\text{-Fixierung} = 130 + 1,15 * N\text{-Pflanzenaufnahme}$. Die N-Fixierungsleistung beträgt in diesem Beispiel demnach insgesamt 210 kg N.

Die so ermittelten statistischen Beziehungen wurden in einem anderen Testeinzugsgebiet angewendet, auf Plausibilität überprüft und gegebenenfalls modifiziert.

Der beschriebene Ansatz zur Abbildung der symbiontischen N-Fixierung bei Leguminosenanbau ist kein deterministischer Ansatz in dem Sinne, daß er das Wachstum, den Stoffwechsel und die N-Aufnahme der Knöllchenbakterien beschreibt, aber er berücksichtigt in einer dynamischen Weise das Pflanzen- bzw. Wurzelwachstum der Leguminosen und dadurch auch die Größenordnung der N-Fixierung. Im Ergebnisteil sind die Resultate der konkreten Anwendung dokumentiert. Die Höhe der berechneten N-Aufnahmen durch die Leguminosen ist durchaus realistisch (300-350 kg N).

4.2 Modellanwendung

Das Vorgehen bei der Modellierung wurde so gewählt, daß einerseits der technische Arbeitsaufwand möglichst gering bleibt, und andererseits eine Vergleichbarkeit der Szenarien gewährleistet ist. Zur Einstellung der Wasser- und Stoffgehalte im Boden und im Bodenwasser wird ein 30jähriger Modellvorlauf gerechnet. Diese Vorlaufergebnisse wurden in allen drei Szenarien als Eingangsdatensätze verwendet. Für die Szenarien A und B wurde kein gesonderter Vorlauf gerechnet. Die Parametrisierung des Modellvorlaufs geschieht unter Verwendung der Nutzungsdaten des Ist-Szenarios (REICHE 1999).

Der Simulationszeitraum beträgt 36 Jahre. Die Klimadatensätze von 1960 bis 1996 wurden auch für die Modellrechnungen der Planungsszenarien genutzt.

Es wurden Modellrechnungen für alle Flächen des Gesamtgebietes durchgeführt, aber nur die Ergebnisse der Einzugsgebiete der Bornhöveder Seenkette wurden anschließend ausgewertet und miteinander verglichen (siehe Abbildung 7, S.35).

Die **Modellausgabe** gliedert sich in folgende Ergebnisdateien (Detailbeschreibung siehe WWW-Dokumentation WASMOD: www.pz-oekosys.uni-kiel.de/~ernst/dilamo/dilamo.htm):

vf-Datei: Bilanziert die vorfluterspezifischen Ergebnisse wie N-Fracht, Grund- und Oberflächenwasserabfluß auf Tagesbasis.

BIW-Datei: Polygonspezifische Ergebnisdatei zum Wasserhaushalt der Flächen (als Jahresmittelwerte bzw. –summen).

BIS-Datei: Polygonspezifische Ergebnisdatei zum Stickstoffhaushalt

BIC-Datei: Polygonspezifische Ergebnisdatei zum Kohlenstoffhaushalt

KIS-Datei: Polygonspezifische Ergebnisdatei zum Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt als Ergänzung zu BIS- und BIC-Dateien.

4.3 Ergebnisanalyse und –interpretation

Die Ergebnisanalyse-, -diskussion und –interpretation des **Ist-Szenarios** ist in REICHE (2000) nachzulesen.

Die Agrarlandschaft im Einzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette hat in den Szenarien A und B dramatische Veränderungen erfahren. Der Waldanteil hat sich nahezu verdoppelt, die Intensität der Flächennutzung hat sich verändert und im Flächennutzungs mosaik der Landschaft haben sich große Unterschiede ergeben. Die Frage nach den Konsequenzen dieser Veränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt soll mit dem Modellsystem WASMOD beantwortet werden.

4.3.1 Erosionsergebnisse

Bei der Bodenerosionsberechnung wird ein modifizierter ABAG-Ansatz angewendet, der linienhafte Abflußbarrieren bei der Berechnung des LS-Faktors berücksichtigt.

Die Ergebnisse der Erosionsmodellierung sind in der Tabelle 19 dargestellt. Ein Anteil von über 99% der Bodenverlagerungen findet auf Ackerflächen statt. Bei der Betrachtung der Gesamtbodenabträge im Untersuchungsgebiet zeigt sich, daß die Szenarien A und B geringere Gesamtverlagerungen aufweisen als der Ist-Zustand. In diesem Zusammenhang ist bemerkenswert, daß die Ackerfläche im Szenario B erheblich erweitert wurde, aber dies nicht zu einer Erhöhung der Bodenerosion geführt hat. Die Unterschiede zwischen den Szenarien sind allerdings nicht groß, und der Einfluß der veränderten Landnutzungssysteme auf das Bodenerosionsgeschehen ist als gering einzuschätzen.

Tabelle 19: Ergebnisse der Erosionsmodellierung in den Szenariolandschaften (Erosion = gesamter jährlicher Bodenabtrag im Untersuchungsgebiet, Gewässer = abgeschätzter, potentieller Sedimenteintrag in die Vorfluter und Seen des Gebietes, Fläche > 0 t/ha = Flächensumme, auf der Bodenabträge berechnet wurden)

Szenario	Erosion	Gewässer	Fläche > 0 t/ha	Fläche > 7 t/ha
Ist	1833 t	53,3 t	1524 ha	29 ha
A	1733 t	48,6 t	1413 ha	31 ha
B	1672 t	53,4 t	1474 ha	24 ha

Die von Bodenerosion betroffene Fläche ist in den Szenarien ungefähr gleich groß. Berechnet man die Erosion für diese Flächen, ergibt sich für das Szenario A mit 1,23 t/ha die größte Erosionsintensität. In der kleinstrukturierten Landwirtschaft liegt der Wert bei 1,13 t/ha und im Ausgangszustand ist er 1,2 t/ha. Auch die Flächen, die besonders hohe Bodenabträge zu verzeichnen haben, sind in dem Agrarindustrie-Szenario am häufigsten (31 ha mit mehr als 7 t/ha*a). Im Szenario B werden solche Bodenabträge auf weniger Flächen (-25%) überschritten. Der Sedimenteintrag in die Gewässer ist im Szenario B am höchsten. Im Ist-Szenario wird annähernd das gleiche Niveau erreicht, in dem Agrarindustrie-Szenario sind die Einträge ca. 10% niedriger. Die Abbildung 20 zeigt Karten der Gewässerbelastung durch Bodenmaterial in den Szenarien.

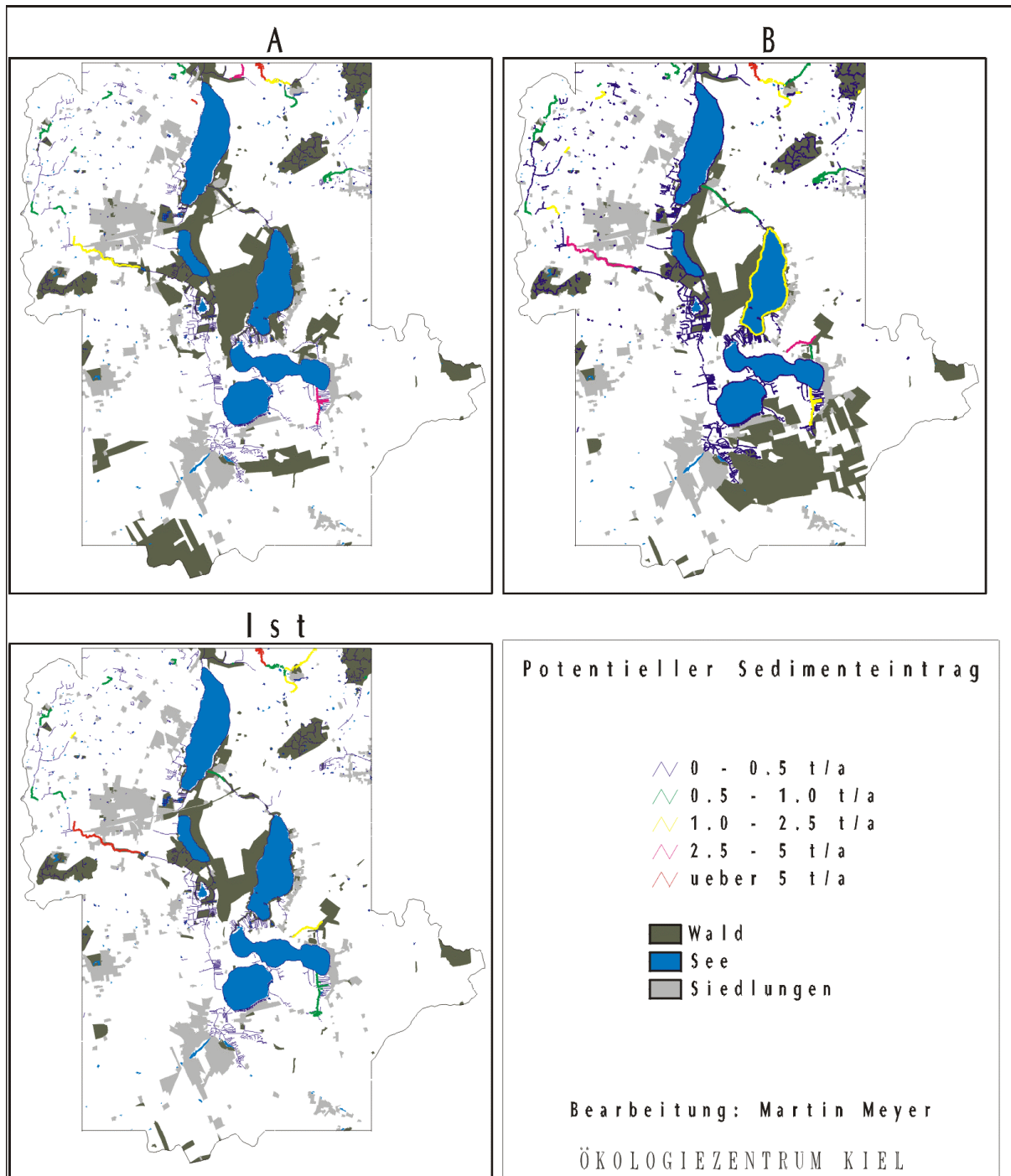


Abbildung 20: Karten der potentiellen Sedimenteinträge in die Vorfluter des Untersuchungsgebietes in den Szenariovarianten

Die räumliche Ausprägung der Bodenerosion ist in der Abbildung 21 dargestellt. Hier zeigt sich, daß die Bereiche mit nennenswerten Abträgen in allen drei Varianten die gleichen sind. In dem Untersuchungsgebiet determiniert das Relief die Gebiete, in denen Bodenerosion vorrangig stattfindet.

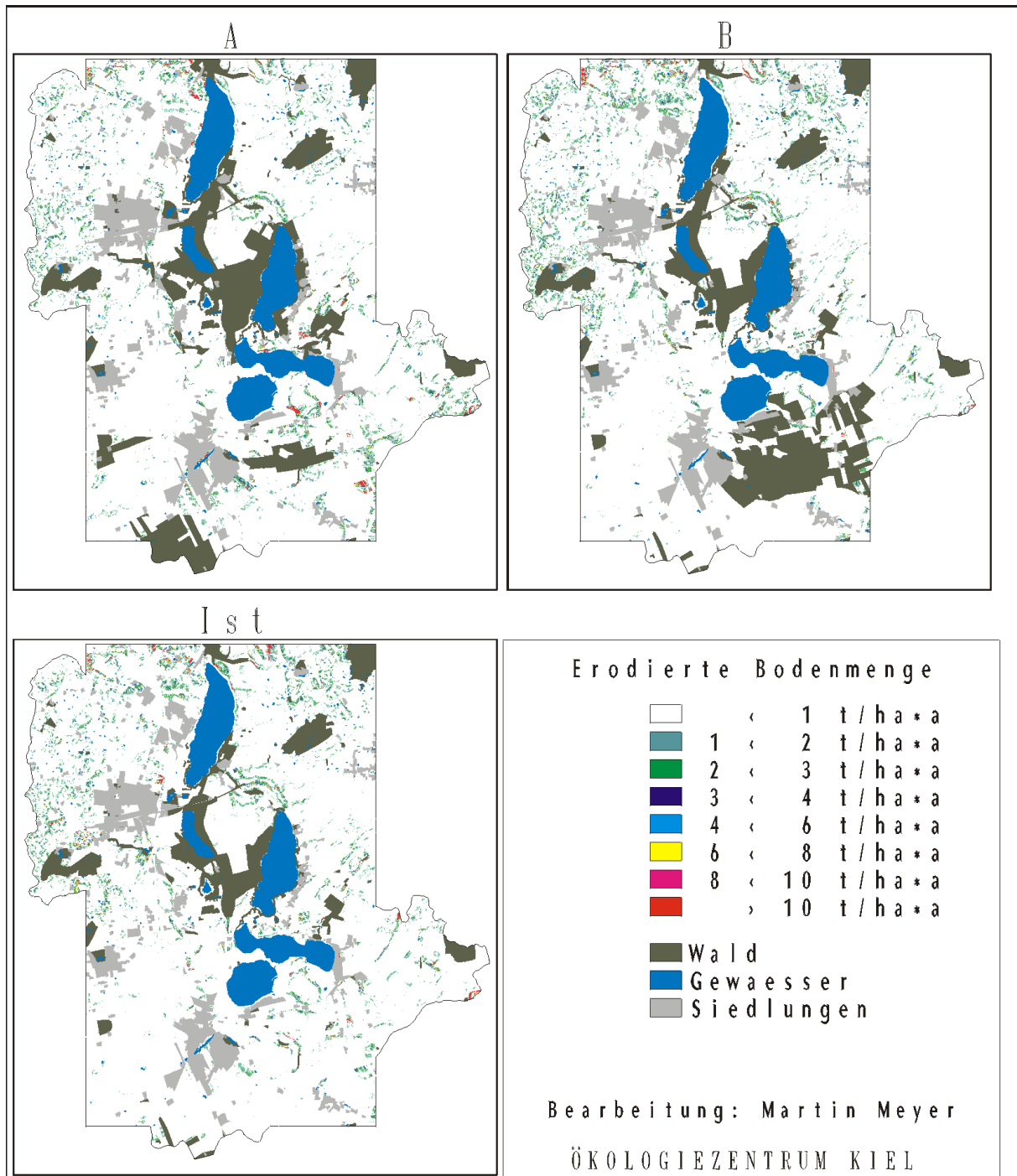


Abbildung 21: Karten der mittleren, langjährigen, potentiellen Bodenabträge durch Bodenerosion in den Szenariovarianten

Im Szenario A wird auf 2000 ha Fläche die Fruchtfolge Winterweizen - Wintergerste - Raps mit sehr niedrigem C-Faktor von 0,072 angebaut. Im Szenario B wird auf diesen Flächen ein höherer C-Faktor erreicht. Dadurch ist auf einer sehr großen Fläche die Bodenerosion (wenn auch nur geringfügig) erhöht. Dieser Sachverhalt betrifft vor allem die erosionsanfälligen Flächen im Nordwesten, Nordosten und auch im Westen. Im Süden und Südosten hingegen ist die

Erosion im Szenario B niedriger als im Szenario A. Im Szenario A werden in dieser Region durch Maismonokultur hohe C-Faktoren erreicht.

Im Szenario B wurde bei der Flächenauswahl zum Umbruch von Grünland zu Ackerland die Hangneigung als ein Auswahlkriterium berücksichtigt. Die mittlere Hangneigung eines Schlag es durfte 5% nicht übersteigen und die mittlere Hangneigung mußte unter 15% liegen. Die Auswertung dieser Flächen (388 ha) ergibt einen Bodenabtrag von insgesamt 130 t oder umgerechnet 0,34 t/ha. Damit liegt die Bodenerosion knapp 20% unter dem Durchschnittswert für Ackerflächen im Szenario B (0,41 t/ha). Die Fläche, auf der die Erosion 5 t/ha übersteigt, beträgt weniger als 3 ha (< 1% der umgebrochenen Fläche). Für die regelbasierte Umwidmung von Grünland in Acker bedeutet dies, daß aus Sicht des Erosionsschutzes die Umwidmungsregel durchaus restriktiver hätte sein können.

4.3.2 N-Haushalt

Das Schema einer vereinfachten Stickstoffbilanz sieht wie folgt aus:

N-Eintrag (Mineraldünger-N, organischer Dünger-N, N-Deposition) minus N-Entzug (Ernteentzug) = N-Saldo (=N-Verluste)

Dabei wird von der Vereinfachung ausgegangen, daß der N-Vorrat des Bodens langfristig konstant bleibt, d.h. die Immobilisierung ist gleich der Mineralisation.

Diese Vereinfachung ist problematisch, wenn tiefgreifende Veränderungen der Landwirtschaft in den Bilanzierungszeitraum fallen. Durch Maßnahmen wie Grünlandumbruch, Krumenvertiefung, veränderte Stickstoffdüngung oder Flächenstilllegung kann der Bodenvorrat an organisch gebundenem Stickstoff stärker schwanken (BORK et al. 1995).

Eine ideale Stickstoffbilanz für Ökosysteme sollte Ein- und Austräge differenziert erfassen und Vorratsänderungen berücksichtigen. TREPEL (1999) nennt folgende Gleichung:

$$Dü + De + N_F + W_G + W_O = E + A_D + A_V + A_L + \Delta_B + \Delta_W + \Delta_V$$

Mit:	Dü	Düngung
	De	Deposition
	N _F	Stickstofffixierung
	W _G	Eintrag mit dem Grundwasser
	W _O	Eintrag mit dem Oberflächenwasser
	E	Ernte
	A _D	Austrag über Denitrifikation
	A _V	Austrag über Voltalisation
	A _L	Austrag mit dem Wasser
	Δ _B	Vorratsänderung Boden
	Δ _V	Vorratsänderung Vegetation
	Δ _W	Vorratsänderung Wasser

4.3.2.1 N-Verluste

Die Höhe der Nitratverlagerung ist von den Bodenverhältnissen, den klimatischen Verhältnissen, der Düngeintensität sowie von anderen ackerbaulichen Maßnahmen abhängig.

Von seiten der Wasserwirtschaft werden teilweise die Bedenken geäußert, daß eine Bewirtschaftung nach den Richtlinien des ökologischen Landbaus durch den Einsatz von organischen Düngemitteln und Kleegrasanbau zu hohen Nitratausträgen führen kann (PAFFRATH 1994).

Die Stickstoffverluste über das Sickerwasser sind im Szenario B, der kleinstrukturierten Landwirtschaft mit ökologischem Landbau, am geringsten. Die jährlichen Auswaschungen betragen über alle Flächen gemittelt 23,8 kg N/ha. In der Agrarindustrie wird als Folge der intensiven Landbewirtschaftung mit durchschnittlich 42,2 kg N/ha eine wesentlich höhere N-Auswaschung berechnet. Im Ist-Zustand wird dieser Wert allerdings mit 45,6 kg N/ha noch übertroffen. Auch die gasförmigen N-Verluste (durch Denitrifikation und Volatilisation) sind in der kleinstrukturierten Landwirtschaft mit 17,2 kg N/ha wesentlich niedriger als in den beiden Vergleichssystemen (A: 30,3 kg N/ha, Ist: 32,7 kg N/ha). Damit sind die Umweltbelastungen der Agrarindustrie und des Ist-Zustands durch N-Verluste fast doppelt so hoch wie in dem Szenario B. Die Tabelle 20 quantifiziert die Sickerverluste und die Denitrifikationsrate in Abhängigkeit vom Nutzungstyp und vom Szenario. Die größten Unterschiede sind auf Ackerflächen festzustellen. Im Szenario A hat die Düngung nach den Empfehlungen der Landwirtschaftskammer zu einer leichten Verringerung der N-Verluste unter Ackerflächen geführt.

Tabelle 20: Auswaschungsverluste mit dem Sickerwasser und durch Denitrifikation in Abhängigkeit vom Nutzungstyp und vom Szenario

Parameter	Nutzungstyp	Ist-Szenario	Szenario A	Szenario B
Sickerverlust	alle Flächen	45,6 kg N/ha	42,2 kg N/ha	23,8 kg N/ha
	Ackerflächen	52,6 kg N/ha	48,8 kg N/ha	22,8 kg N/ha
	Grünland	51,7 kg N/ha	56,5 kg N/ha	39 kg N/ha
	Wald	11,8 kg N/ha	14,6 kg N/ha	16,5 kg N/ha
Denitrifikation	alle Flächen	26,3 kg N/ha	23,4 kg N/ha	11,5 kg N/ha
	Ackerflächen	24,5 kg N/ha	16,6 kg N/ha	4,6 kg N/ha
	Grünland	42,9 kg N/ha	55,3 kg N/ha	42,1 kg N/ha
	Wald	16,5 kg N/ha	9,1 kg N/ha	8,9 kg N/ha

Die Grünlandbewirtschaftung verursacht in der Agrarindustrie höhere Stickstoffauswaschungen als in der kleinstrukturierten Landwirtschaft. Die Unterschiede sind auf die unterschiedliche Bewirtschaftungsintensität zurückzuführen. Im Vergleich zum Ist-Zustand kommt es im

Szenario A zu einer Erhöhung der Sickerverluste, obwohl eine standortangepaßte Düngung stattgefunden hat, d.h. eine Differenzierung zwischen Mineral- und Niedermoorboden in bezug auf die Düngung vorgenommen wurde. Die N-Verluste unter Wäldern sind gegenüber dem Ausgangszustand leicht gestiegen. Dies ist durch die Vorbelastung der aufgeforsteten Standorte, die vorher intensiv landwirtschaftlich genutzt wurden, mit Nährstoffen zu erklären. Die Denitrifikationsrate im Ist-Szenario kann durch den höheren prozentualen Anteil von Bruchwäldern an der gesamten Waldfläche erklärt werden. In den Szenarien wurden bei der Standortselektion für Aufforstungen in erster Linie sandige, durchlässige Standorte mit sehr geringer Denitrifikation ausgewählt.

Eine Aufschlüsselung der Sickerverluste nach Kulturarten zeigt die Tabelle 21:

Tabelle 21: Mittlere Sickerverluste (gewichteter Mittelwert) ausgewählter Kulturarten im Szenariovergleich (runde Klammern = Schwankungsbereich der unterschiedlichen Düngevarianten; eckige Klammern: Niedermoorvariante im Szenario A)

Kulturart	Szenario A	Szenario B	Ist-Szenario
Winterweizen	42 (38-50) kg N/ha	21 (15-23) kg N/ha	47 (36-55) kg N/ha
Winterroggen	74 kg N/ha	26 (22-30) kg N/ha	54 (43-74) kg N/ha
Wintergerste	41 (36-51) kg N/ha		52 (29-66) kg N/ha
Mais	68 kg N/ha	29 kg N/ha	72 kg N/ha
Rüben	32 kg N/ha	29 kg N/ha	51 kg N/ha
Hafer	--	29 (18-36) kg N/ha	61 (46-69) kg N/ha
Sommerweizen und -gerste	--	29 (23-33) kg N/ha	--
Mähweiden	60 [36] kg N/ha	44 kg N/ha	56 kg N/ha
Wiesen	72 [34] kg N/ha	--	52 kg N/ha
Weiden	81 [38] kg N/ha	47 kg N/ha	61 kg N/ha

Im Szenario B sind eindeutig die Grünlandstandorte diejenigen mit den höchsten Austragsraten. Im Szenario A ist teilweise eine unangepaßte Düngung festzustellen. Winterroggen und Mais werden unverhältnismäßig hoch gedüngt, obwohl sie auf leichteren Standorten angebaut werden. Dauergrünland weist auch im Szenario A sehr hohe Austragsraten auf.

Die Abbildung 22 zeigt die Karten der Stickstoffauswaschung der Szenarien im Vergleich.

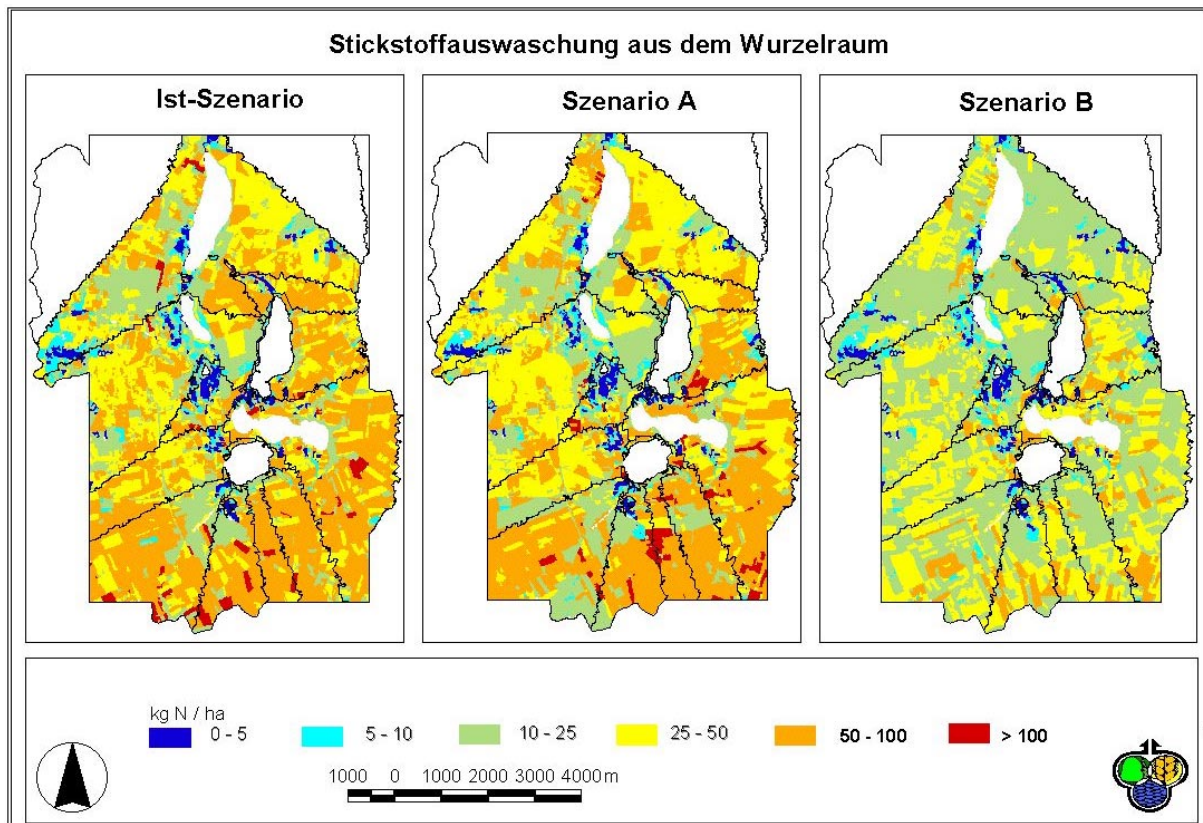


Abbildung 22: Karten der Stickstoffauswaschung in den einzelnen Szenarien

Bei der mikrobiellen Denitrifikation wird unter anaeroben Bedingungen Nitrat oder Nitrit zu nitrosen Gasen reduziert. Stickstoffdüngung fördert die Denitrifikation. Die **Denitrifikation** und die **Volatilation** bilden die Summe der gasförmigen N-Verluste der Landschaft. In diesem Punkt ist ebenfalls eine gravierende Differenz zwischen dem Szenario B einerseits und dem Szenario A sowie dem Ausgangszustand andererseits festzustellen. In der kleinstrukturierten Landwirtschaft betragen die gasförmigen Verluste 17,2 kg N/ha, in der Agrarindustrie 30,3 kg N/ha und im Ist-Szenario sogar 32,7 kg N/ha. Die Volatilation weist in allen drei Szenarien einen Wert um 6 kg N/ha auf. Die Denitrifikation variiert zwischen den Nutzungstypen einer Landschaft und ist auch zwischen den Szenarien auf unterschiedlichem Niveau. Die Abbildung 23 zeigt die räumliche Variation der Denitrifikation in den Szenarien. Die Tabelle 20 enthält die Ergebnisse der Denitrifikation über 36 Jahre gemittelt und differenziert nach Hauptnutzungstypen. Die Werte sind bemerkenswert, weil das Szenario A erhebliche Differenzen zum Ausgangszustand innerhalb der Nutzungstypen aufweist. Die Mittelwerte für das Gesamtgebiet sind noch von relativ gleicher Höhe, aber auf den Äckern und Grünländern sind sie sehr unterschiedlich. Auch die Denitrifikationsrate bei den Wäldern ist interessant. In den Planungsszenarien werden ca. 9 kg N/ha denitrifiziert, im Ausgangszustand sind dies 16,5 kg N/ha. Eine Erklärung für diese Diskrepanz ist die Flächenauswahl der Aufforstung. In beiden Szenarien sind dabei eher sandigere, durchlässige Böden ausgewählt worden, die geringe Denitrifikationsraten aufweisen.

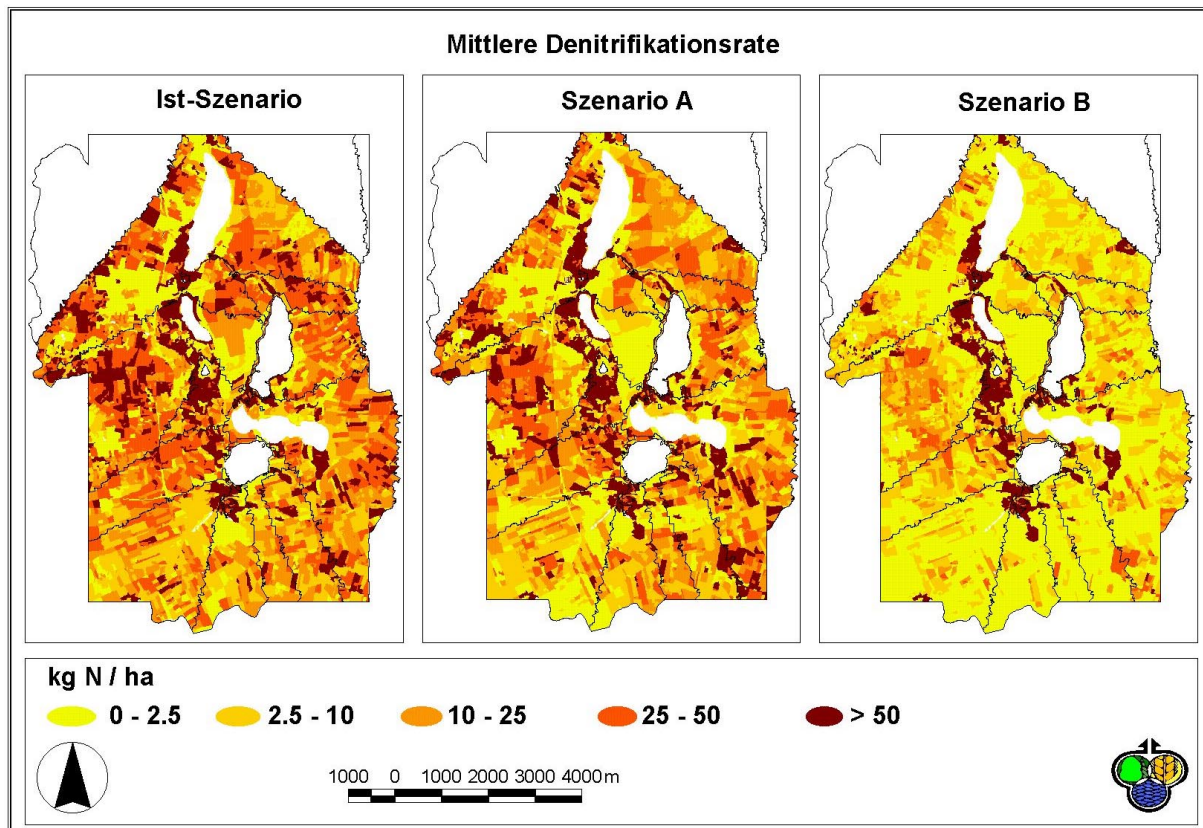


Abbildung 23: Karten der Denitrifikationen in den Szenarien im Vergleich

Da die jährliche Grundwasserneubildungsrate in allen Szenarien bei 270-280 mm liegt, ist die **Nitratkonzentration** im Sickerwasser über das Gebiet und über den Simulationszeitraum gemittelt eindeutig durch die Sickerverluste geprägt. Im Szenario A liegt die NO_3 -Konzentration im Sickerwasser bei 62,9 mg NO_3/l , im Szenario B sind es nur 38,1 mg NO_3/l und im Ausgangszustand befinden sich sogar 66,4 mg NO_3/l im Sickerwasser. Damit würde nur die kleinstrukturierte Landwirtschaft den *Trinkwassergrenzwert* von 50 mg NO_3/l (=11,3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$) erfüllen.

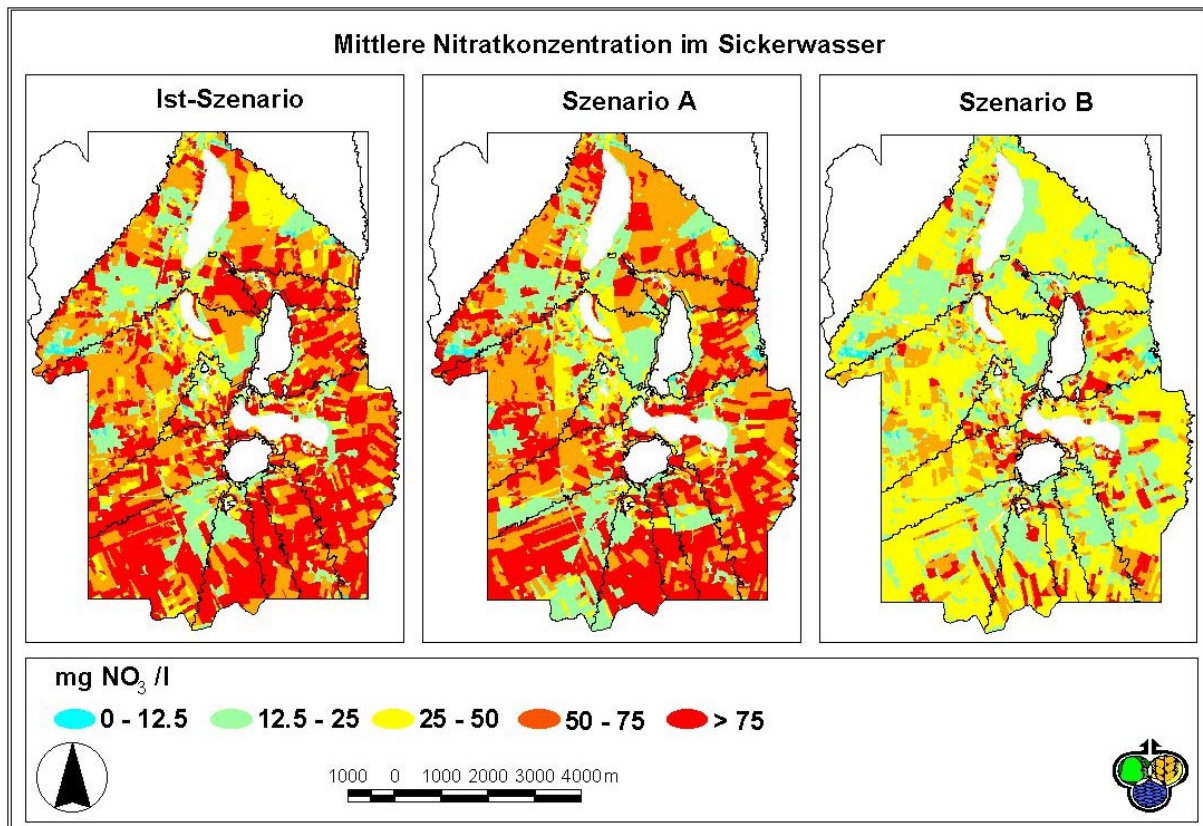


Abbildung 24: Karten der Nitratkonzentration im Bodensickerwasser

Die zeitliche Entwicklung der N-Frachten in den Vorflutern des Untersuchungsgebietes zeigt die Abbildung 25. Die sukzessive Verringerung der N-Frachten in dem Szenario B als Folge der geringeren landwirtschaftlichen Intensität ist deutlich erkennbar. Der Rückgang der Stickstofffrachten setzt allerdings erst nach einigen Jahren ein, da zunächst die hohen Konzentrationen der ehemaligen Intensivlandwirtschaft nachwirken (in Abhängigkeit von der Entfernung zum Vorfluter) und die N-Pools in der ungesättigten und gesättigten Zone abgebaut werden. Die starken jährlichen Schwankungen der Graphen belegen den bedeutenden Einfluß des Klimas. Die Graphen des Szenarios A und des Ausgangszustands verlaufen nahezu identisch. Dies ist nach den umfangreichen Nutzungsveränderungen der Landschaft, die in den Szenarioannahmen (Kapitel 3) dokumentiert sind, überraschend. Es zeigt sich, daß die komplexen Abläufe in der Landschaft und die vielfältigen Wechselwirkungen von außen nicht überblickt werden können.

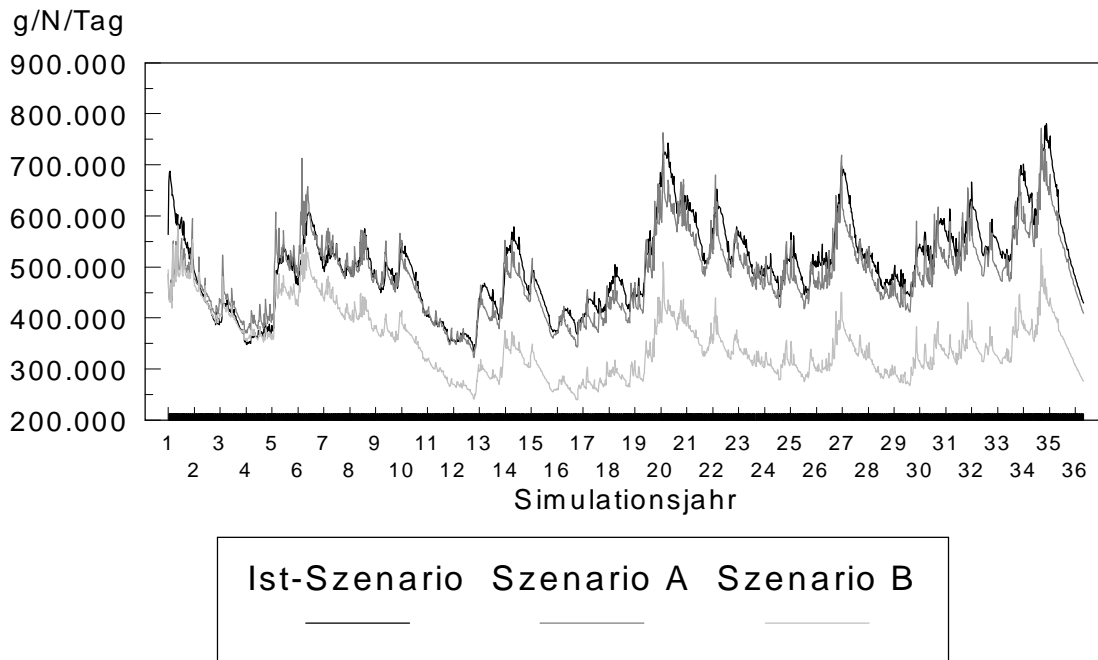


Abbildung 25: Verlauf der N-Frachten in den Vorflutern im Szenariovergleich.

4.3.2.2 Stickstoffabfuhr durch Ernte

Die Erträge der Kulturarten hängen von der Düngemenge, anderen Bewirtschaftungsmaßnahmen, der Witterung und den Standortverhältnissen ab. Während die Witterung und die Standortverhältnisse nicht durch das Landschaftsmanagement beeinflusst werden, sind die Bewirtschaftungsmaßnahmen und hier insbesondere die Düngemengen und Düngungstermine in den Szenarien unterschiedlich. Im ökologischen Landbau wird kein Mineraldünger eingesetzt. Die Stickstoffzufuhr auf den Ackerflächen erfolgt über Gründüngung und Wirtschaftsdünger. Insgesamt ist das Düngungsniveau dadurch wesentlich geringer als in dem Szenario A und im Ist-Szenario.

Die Tabelle 22 zeigt die Mittelwerte der einzelnen Kulturarten in den Szenarien im Vergleich. Es sind die langjährigen Mittelwerte angegeben. Die angegebenen Intervalle geben den Bereich an, in dem die Mittelwerte verschiedener Düngungsvarianten liegen.

Tabelle 22: Durchschnittliche Ernteerträge ausgewählter Kulturarten im Vergleich (n. a. = nicht angebaut)

Kulturart	Szenario Ist	Szenario A	Szenario B
Winterweizen	90 dt/ha	90-94 dt/ha	30-46 dt/ha
Wintergerste	86-90 dt/ha	82-93 dt/ha	n. a.
Winterroggen	63 dt/ha	56 dt/ha	30-40 dt/ha
Hafer	40-66 dt/ha	n. a.	30-37 dt/ha
Winterraps	39-42 dt/ha	47 dt/ha	n. a.

Mais	500 dt/ha	400 dt/ha	250 dt/ha
Zuckerrüben	590 dt/ha	360 dt/ha	n. a.
Ackergras	460-620 dt/ha	680 dt/ha	n. a.

Getreide

Die Erntemengen für **Winterweizen** liegen im Szenario A und im Ist-Szenario auf gleichem Niveau (Ist: 90 dt/ha, A: 90-94 dt/ha). Damit sind die Winterweizenerträge etwas höher als in Schleswig-Holstein üblich, obwohl im Jahr 1997/1998 mit einer Durchschnittsernte von 90,7 dt/ha die 90 Dezitonnenmarke zum ersten Mal überschritten wurde (MLR 1998). Die Stickstoffabfuhr mit dem Korn beträgt dadurch allein 180 kg N/ha. Wird zudem noch das Stroh abgefahren (wie bei der Variante mit Wirtschaftsdüngung), verlassen 50 kg N zusätzlich das Feld. Die N-Düngung zum Winterweizen beträgt 210-260 kg N/ha im Ist-Zustand und 230-270 kg N/ha in der Agrarindustrie.

Im Szenario B steht der Winterweizen als Hauptfrucht der Fruchtfolge meistens direkt nach der Gründung durch Leguminosen. Dadurch sollte mineralischer Stickstoff in ausreichender Menge verfügbar sein. Mit Erträgen zwischen 40 und 50 dt/ha werden auch realistische N-Pflanzenaufnahmen modelliert. Allein der Winterweizen in der viehlosen Fruchtfolge 6 erreicht im Durchschnitt nur 30 dt/ha.

Die Abbildung 26 zeigt den Verlauf der Erträge von Winterweizen in den einzelnen Düngevarianten. Inwieweit die Erträge im Untersuchungsgebiet als repräsentativ für Schleswig-Holstein gelten können, kann in dieser Arbeit nicht beantwortet werden.

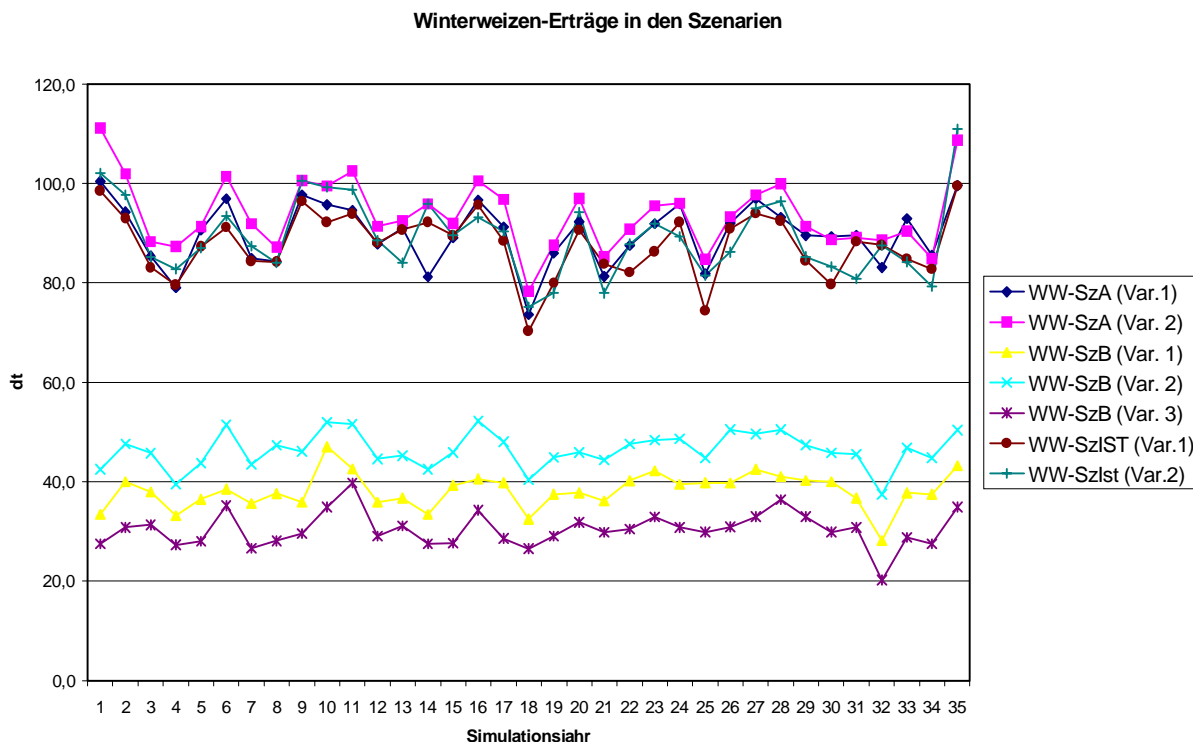


Abbildung 26: Winterweizenerträge in den Szenarien (WW-SzA Var. 1= Winterweizen Szenario A, Düngevariante 1, die anderen Kürzel sind in analoger Weise zu verstehen)

Wintergerste wird nur im Szenario A und im Ist-Zustand angebaut. Die Erträge sind, wie beim Winterweizen, sehr hoch (durchschnittlich 86-93 dt/ha). Damit sind die durchschnittlichen Erträge höher als in Schleswig-Holstein im Rekordjahr 1997/1998 (86 dt/ha). Die N-Abfuhr mit den Ernteprodukten beträgt ca. 200 kg N (150 kg N Korn, 50 kg N Stroh), die Düngung 190-280 kg N im Ist-Szenario und 200-240 kg N im Szenario A.

Winterroggen wird in allen drei Szenarien angebaut. Im Ist-Zustand wird er unabhängig von der Standortqualität, in den Szenarien A und B auf schlechteren Böden angebaut. Im ökologischen Landbau ist Roggen als letztes Fruchtfolgeglied die klassische „abtragende Frucht“. Die Erträge variieren in den Szenarien deutlich. Im Ist-Szenario werden mit 63 dt/ha die höchsten Erntemengen erzielt. Im Szenario A werden 56 dt/ha erreicht. Mit 30 bis 40 dt/ha liegen die Ergebnisse im Szenario B erwartungsgemäß niedriger. Das Düngungsniveau ist in der konventionellen Landwirtschaft mit 130 bis 210 kg N im Ist-Szenario niedriger als im Szenario A (230 kg N). Daß im Szenario A trotzdem geringere Erträge verzeichnet werden, ist auf die schlechtere Bodenqualität zurückzuführen. In Schleswig-Holstein wurde 1997/1998 eine Roggenernte von 68 dt/ha eingeholt (MLR 1998). Die Abbildung 27 zeigt die Ertragsentwicklung in den Szenarien.

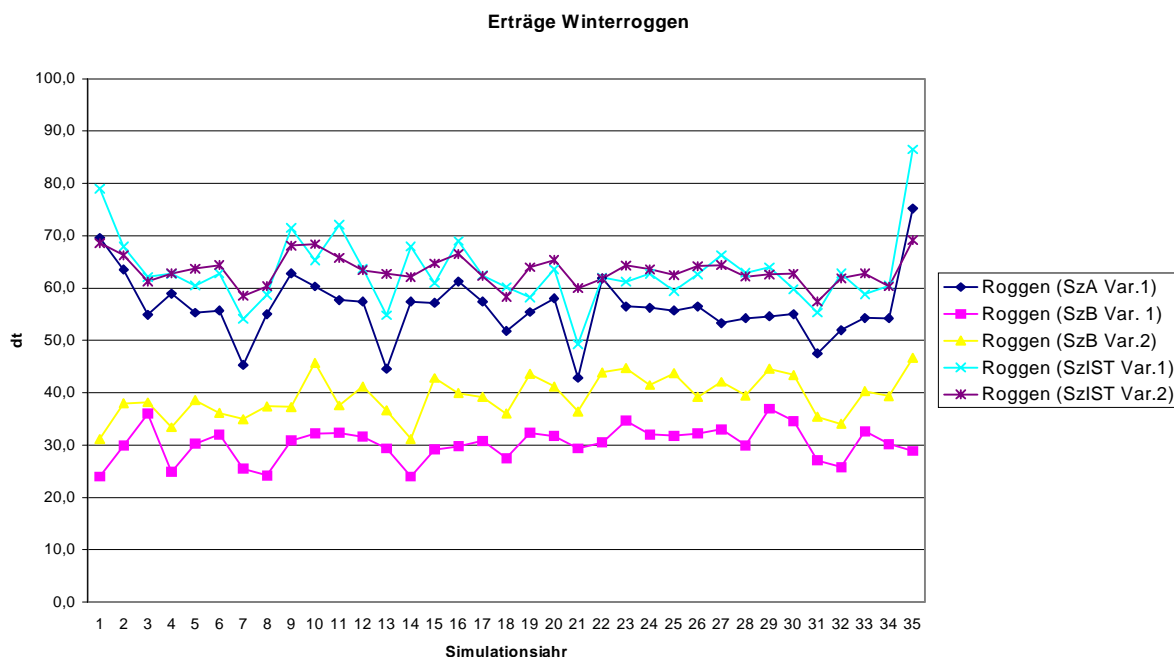


Abbildung 27: Winterroggenerträge in den Szenarien (Roggen-SzA Var. 1= Winterroggen Szenario A, Düngewariante 1, die anderen Kürzel sind in analoger Weise zu verstehen)

Hafer wird im Szenario A nicht angebaut. Im Szenario B ist Hafer dagegen weit verbreitet. Die Erträge liegen je nach Variante zwischen 29 und 36 dt/ha. In dieser Größenordnung geben auch BRAUN (1995) und HOLLE et al. (1994) die Erträge an.

Die Getreidearten **Dinkel**, **Triticale**, **Sommerweizen** und **Sommergerste** werden nur im Szenario B angebaut. Die durchschnittlichen Erträge sind in der Tabelle 23 zusammen mit anderen Kulturen aufgeführt. Für Dinkel ist die berechnete N-Abfuhr bzw. Erntemenge für den ökologischen Landbau durchaus realistisch, was der Vergleich mit Literaturwerten zeigt. Für Triticale liegen leider keine Vergleichsdaten vor. Die Modellergebnisse zeigen aber einen der höchsten Werte für Getreide. Dies kann durch die günstige Lage innerhalb der Fruchtfolgen 7 und 9 erklärt werden, in denen Triticale direkt nach dem Klee gras folgt. Dies gilt auch für Sommerweizen, der ebenfalls hohe N-Aufnahmen und hohe Erträge erreicht. Sommerweizen wird in der Fruchtfolge 10 direkt nach Klee gras angebaut. Das Klee gras wird in diesem Fall erst direkt vor der Einsaat des Weizens im Frühjahr umgebrochen. Dadurch nimmt diese Frucht im Mittel 80 kg N über das Korn auf, obwohl nur 34 kg N/ha gedüngt werden. Für die zweite Variante Sommerweizen konnte aus modelltechnischen Gründen nicht der Ertrag ausgegeben werden. Sommergerste erzielt mit 30 dt/ha etwas niedrigere Erträge als in der Literatur angegeben. Die Größenordnung kann aber durchaus als realistisch angesehen werden, zumal in der konventionellen Landwirtschaft im Mittel 40 dt/ha erwirtschaftet werden.

Tabelle 23: Erträge im ökologischen Landbau im Vergleich mit Literaturwerten (alle Angaben in dt/ha, Ertragsstufe 2 wird von der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN (1998) als Richtwert für Erträge im ökologischen Landbau angegeben)

Kulturart	Szenario B	HOLLE et al. (1994)	BRAUN (1995)	Ertragsstufe 2 der Landwirtschaftskammer S.-H. (1998)
Winterweizen	30-46	42	43-47	50
Winterroggen	30-40	34	37-41	40
Dinkel	27	31	28-33	40
Triticale	43	--	--	40
Hafer	30-36	34	37-42	40
Sommergerste	30	35	32-35	40
Sommerweizen	40	--	32-36	40
Futtermühen	470 = 66 (TM)	--	800-900 = 112-126 (TM)	80 (TM)
Mais	250 = 70 (TM)	--	400 = 112 (TM)	70 (TM)
Erbsen	35	--	--	30
Kartoffeln	210	0-230	270	250

Hackfrüchte

Silomais wird in allen drei Szenarien angebaut, Zuckerrüben nur im Ist-Szenario und im Szenario A, Futtermühen und Kartoffeln werden nur in der kleinstrukturierten Landwirtschaft bestellt.

Bei **Silomais** wirkt sich deutlich der Unterschied in der Düngung aus. Im Ist-Zustand wird mit über 300 kg N/ha wesentlich mehr gedüngt als im Szenario A mit 220 kg N/ha. Im Szenario B wird nur 120 kg N als Wirtschaftsdünger appliziert. Dementsprechend sind die Erträge mit 500 dt FM/ha im Ist-Szenario deutlich höher als im Szenario A (400 dt FM/ha) und im Szenario B (250 dt FM/ha). In Schleswig-Holstein wird im Mittel ca. 350 dt FM/ha geerntet.

Die Erträge für **Zuckerrüben** sind in Schleswig-Holstein niedriger als im übrigen Bundesgebiet. Das Ergebnis der letzten 5 Jahre (1992/1993-1997/1998) liegt durchschnittlich bei 474 dt/ha. In den Modellrechnungen werden Erntemengen von 360 dt/ha im Szenario A und 590 dt/ha im Ist-Zustand berechnet. Die großen Unterschiede sind wieder durch die Düngeintensität zu erklären. In der Agrarindustrie werden nur 130 kg N in Form von Mineraldünger appliziert, in der Ausgangssituation wird zu Zuckerrüben 305 kg N/ha gedüngt.

Futtermühen schwanken in den Erträgen sehr stark (300 dt/ha – 650 dt/ha). Im Mittel werden 470 dt/ha geerntet. Die Düngung erfolgt, wie zu Silomais, als Wirtschaftsdünger. Insgesamt werden 120 kg N/ha ausgebracht. In der Fruchtfolge kommen die Futtermühen nach 2-jährigem Klee gras, was zu einer guten N-Versorgung durch mineralisierte Erntereste führen sollte.

Der langjährige Mittelwert der **Kartoffelerträge** liegt im Szenario B bei 210 dt/ha. Die Schwankungen sind verhältnismäßig gering. In der Literatur wird die Ertragserwartung für Kartoffeln aus dem ökologischen Landbau mit 200-250 dt/ha angegeben. Damit liegen die Modellergebnisse in einem plausiblen Bereich. Die Düngung zu Kartoffeln beträgt 100 kg N/ha (aus Wirtschaftsdünger).

Die Abbildung 28 zeigt die Ernteerträge der Rüben und Kartoffeln im Überblick.

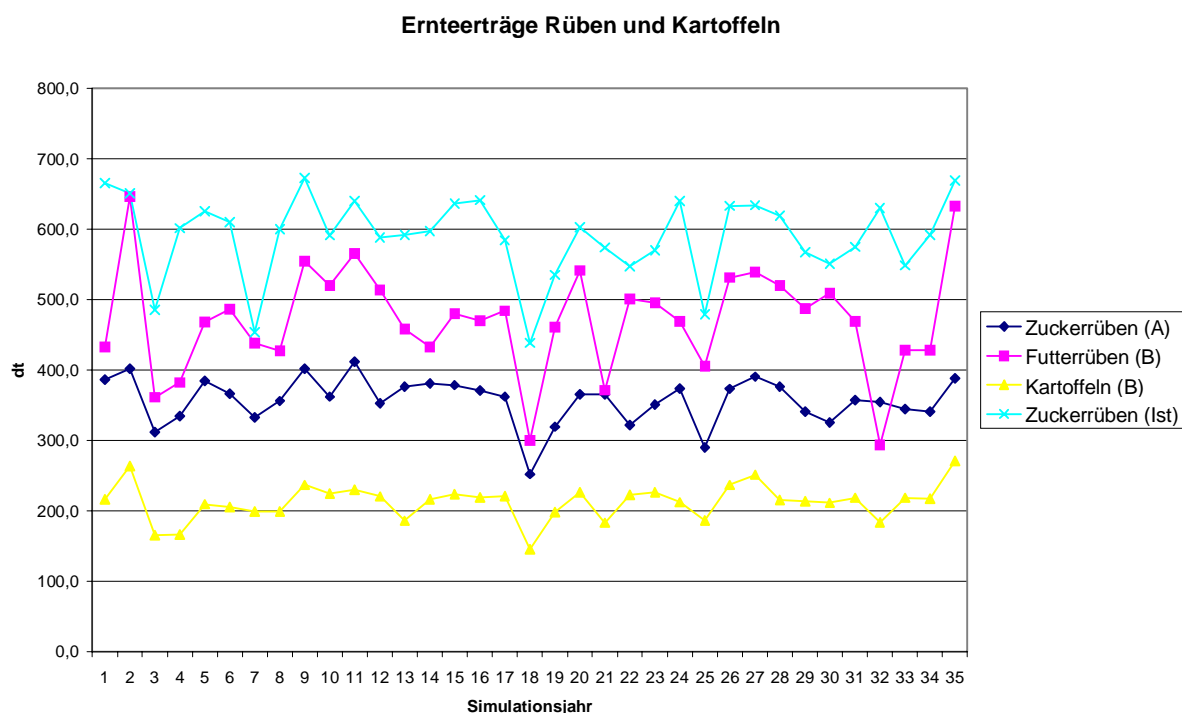


Abbildung 28: Ernteerträge von Zuckerrüben, Futterrüben und Kartoffeln in den Szenarien

Ölsaaten

Winterraps wird in den Szenarien A und im Ist-Zustand angebaut. Die Agrarstatistik weist für Schleswig-Holstein 1997/1998 einen Durchschnittsertrag von 38,4 dt/ha aus (MLR 1998). Die modellierten Erträge sind deutlich höher: 47 dt/ha in der Agrarindustrie und 39-42 dt/ha im Ist-Zustand. Dies kann auf eine Überschätzung der maximalen N-Pflanzenaufnahme in der Datei PFLANZE zurückgeführt werden. WEISS (2000) kommt in bezug auf die Modellierung der N-Aufnahme von Winterraps zu dem gleichen Ergebnis.

Leguminosen

Die Problematik der adäquaten Modellierung von Leguminosen wurde bereits im Kapitel 4.1.2 geschildert. In der Modellanwendung ergaben sich folgende Ergebnisse:

Kleegras bzw. **Landsberger Kleegras** wird in 6 verschiedenen Varianten angebaut. Die Schwankungen in den jährlichen Erträgen von Kleegras sind in allen Varianten sehr gering. Die N-Abfuhr in Form von Ernteprodukten ist abhängig von der Anzahl der Schnitte. Bei drei

Schnitten werden 265 bis 320 dt/ha geerntet. Mit Klee gras-Untersaat aus dem Vorjahr werden in den Varianten 212300 und 212301 ca. 300 dt FM/ha erreicht. Dies entspricht einer Menge von ca. 150 kg N, die das Feld verläßt. Insgesamt werden in dem gesamten Pflanzenkörper in diesen Varianten 270 kg N fixiert. Davon stehen 120 kg N der Folgefrucht aus Ernteresten zur Verfügung. Ist der Klee grasanbau zweijährig, verbessert sich die Fixierungsleistung im zweiten Jahr auf durchschnittlich 300 kg N/ha. Erfolgt die Einsaat des Klee grasbestandes erst im Herbst (nicht als Untersaat), sind die Erträge und die N-Fixierung geringer. Erfolgen nur zwei Schnitte (Varianten 212302, 212303) liegt die Ernteleistung bei 180-200 dt FM/ha. In diesen Varianten stehen der Folgefrucht größere Mengen an Ernteresten zur Mineralisierung zur Verfügung.

Beim **Erbsenanbau** verlassen 133 kg N/ha das Feld. Die durchschnittliche Ernte beträgt 35 dt/ha. Bei einer mittleren Gesamtfixierung von 190 kg N/ha, stehen knapp 60 kg N der Folgefrucht mit den Ernteresten zur Verfügung.

In der **Ganzpflanzensilage** (Gemenge aus Sommergerste und Erbsen) werden in den beiden Varianten knapp 300 dt FM/ha erzeugt. Damit verlassen fast 100 kg N/ha das Feld.

Grünland

Im Szenario A, der Agrarindustrie, wird das Grünland auf mineralischem Boden sehr intensiv bearbeitet, was auch eine sehr hohe Düngung zur Folge hat (330 kg N/ha). Wiesen mit vier Schnitten erzielen durchschnittlich 860 dt FM/ha. Auf Niedermoorböden erzielt man mit vier Schnitten noch 610 dt FM/ha (Düngung 210 kg N/ha). Im Ist-Zustand wird die Düngung nicht nach Standorten differenziert durchgeführt. Dort werden auf Wiesen bei einer N-Zufuhr über Dünger von 280 kg N/ha noch 730 dt FM/ha geschnitten.

Bei einer Beweidung des Grünlands, können die Ernteerträge nicht mehr in Dezitonnen angegeben werden. Die Erträge verlassen als Milch bzw. Gewichtszuwachs der Rinder das Grünland. Dabei wird ein Großteil des Stickstoffs von den Rindern direkt mit Harn und Kot zurückgeführt.

4.3.2.3 Einzugsgebietsbezogener N-Haushalt

Aus den umfangreichen und differenzierten Ergebnistabellen von WASMOD ist es möglich, auf Einzugsgebietsniveau Stickstoffbilanzen zu erstellen. Die Abbildung 29 zeigt die N-Bilanzen für das gesamte Einzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette in drei Szenariovarianten. Das 5105 ha große Gebiet kann als das Integral über fünf See-Einzugsgebiete betrachtet werden, die ihrerseits in insgesamt 11 Teileinzugsgebiete differenziert werden (siehe Abbildung 7). Die Stickstoffbilanzen der Teileinzugsgebiete sind im Anhang ab Seite 177 zu finden.

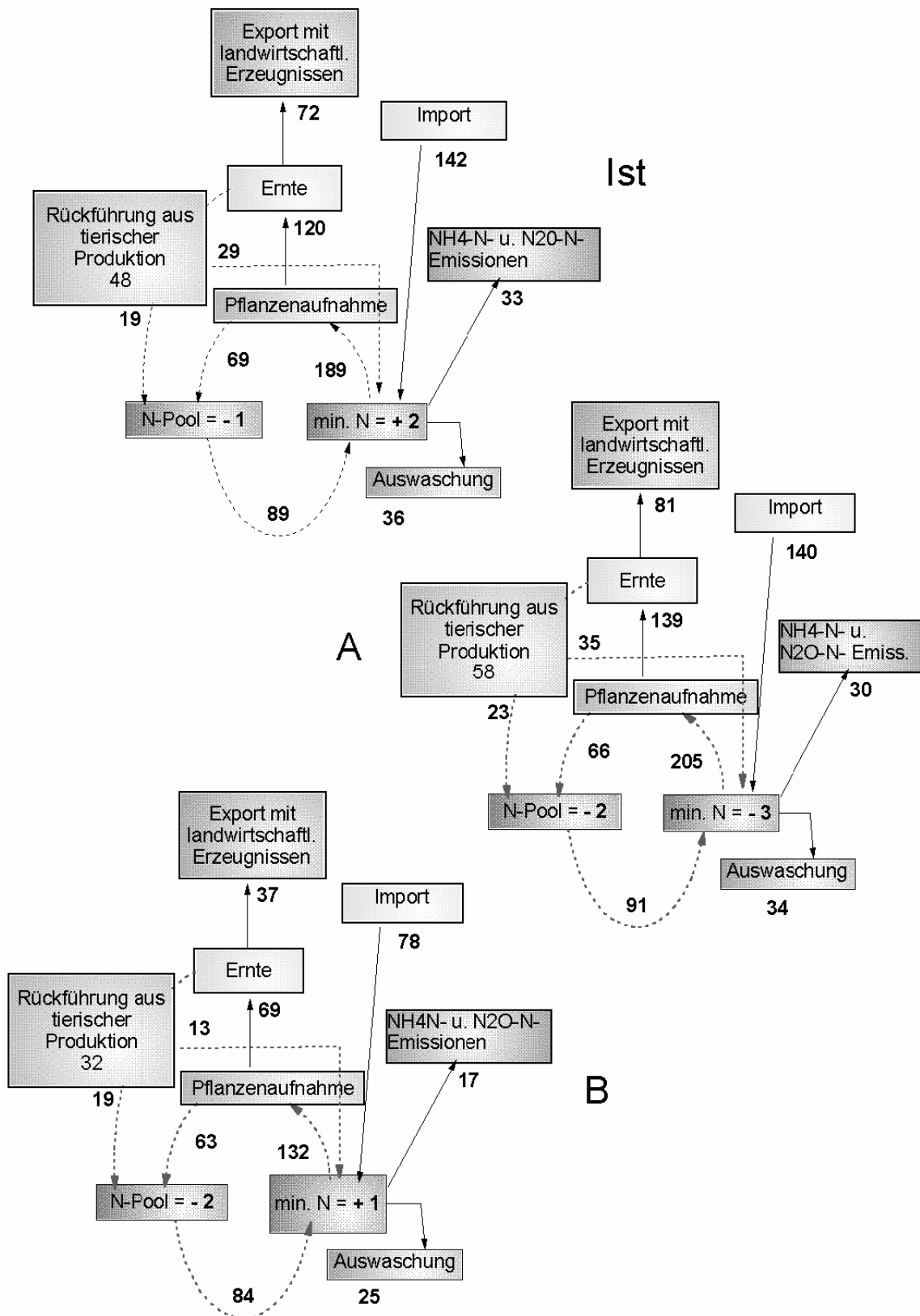


Abbildung 29: Differenzierte, mittlere, einzugsgebietsbezogene N-Bilanz für das gesamte Einzugsgebiet Bornhöveder Seenkette in den Szenariovarianten Ist, A, und B (alle Angaben in kg N/ha*a)

Gesamtgebiet (5105 ha)

Das ausgewertete Gesamteinzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette umfaßt eine Fläche von 5105 ha. Damit werden nur 72% der Flächen, die parametrisiert wurden (7050 ha), ausgewertet. Die Szenarien A und B (Agrarindustrie und kleinstrukturierte Landwirtschaft) unterscheiden sich verschieden stark vom Ausgangszustand. Das Szenario A kann als sehr intensiv und produktiv charakterisiert werden. Obwohl die landwirtschaftlich genutzte Fläche und der N-Import abnimmt, werden höhere Erträge und somit N-Exporte sowie höhere Tierbestände erreicht. Dies gelingt, ohne die N-Verluste des Systems zu steigern. Es ist statt dessen sogar eine geringe Reduzierung der Verluste feststellen. Damit kann diese Form der Landbewirtschaftung als effektiver gelten im Vergleich zum Ist-Zustand und zum Szenario B. Dies ist dadurch zu begründen, daß im Vergleich zum Ist-Szenario die Fruchtfolgen standortangepaßter angebaut werden (z.B. kein Winterweizen auf leichten Böden) und daß sich die Düngemenge und die Anzahl der Düngetermine kulturspezifisch an den Empfehlungen der Landwirtschaftskammer orientiert.

Im Szenario B werden die landwirtschaftlichen Nutzflächen nach den Rahmenrichtlinien des ökologischen Landbaus bewirtschaftet. Dies führt zu einem Rückgang der N-Importe in das System, weil keine mineralische Düngung mehr stattfindet. Die Ernteerträge, die N-Exporte und die Viehbestände sind niedriger als im Ausgangszustand. Allerdings sind auch die Stickstoffverluste durch Sickerwasser und durch gasförmige Emissionen geringer. Dadurch kann diese Form der Bewirtschaftung als extensiver und umweltschonender charakterisiert werden.

Einzugsgebiet 1 (Stolper See) (Abbildung siehe Anhang S. 177)

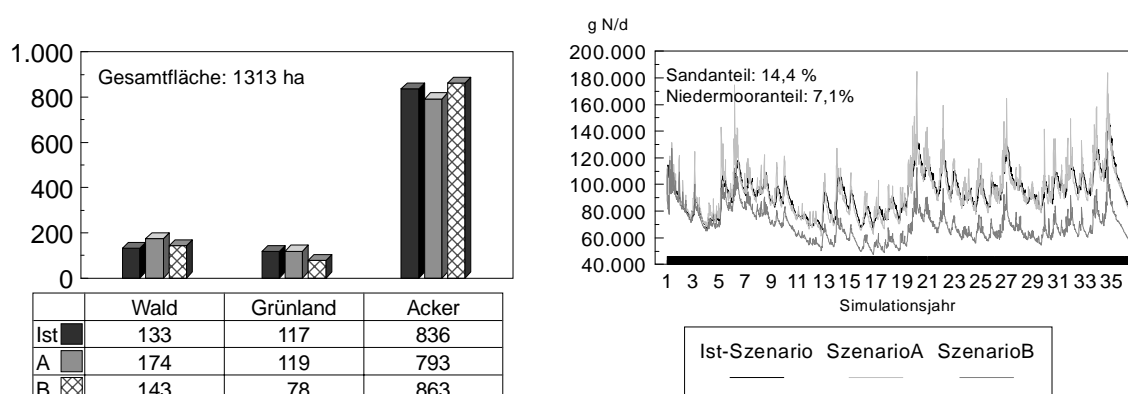


Abbildung 30: Nutzungsverteilung in ha (links) und simulierte N-Fracht in den Vorflutern (rechts) des Einzugsgebietes Nr. 1 (Stolper See). Nicht dargestellte Nutzungstypen sind Siedlungen, extensives Grünland und sonstige Flächennutzungen.

Die Nutzungsverhältnisse im Einzugsgebiet 1 haben sich in den Landnutzungsvarianten nicht stark verändert. Die Flächenanteile von Wald, Grünland und Acker sind in allen drei Varianten ähnlich. Der Verlauf der Nitratfracht verhält sich im Einzugsgebiet 1 (1313 ha) wie das Gesamteinzugsgebiet: Die Graphen des Ist-Szenarios und der Agrarindustrie verlaufen nahezu

identisch, im Szenario B nimmt die N-Fracht nach etwa sieben Jahren ab und pendelt sich nach ca. 15 Jahren auf einem niedrigen Niveau ein.

Die N-Bilanzen der Szenarien zeigen ein ähnliches Bild: im Szenario A und im Ist-Zustand bewirken hohe N-Importe in das System eine hohe Pflanzenaufnahme und somit Biomasseerzeugung. Die Austräge in Form von N-Leaching und die gasförmigen Verluste sind ebenfalls hoch. Zufuhr von Stickstoff in das System Einzugsgebiet findet im Szenario B nur durch N-Fixierung und atmosphärische Deposition statt. Im Vergleich zu den anderen Varianten fallen dadurch die N-Importe um 50% niedriger aus, und die Verluste sind deutlich geringer.

Die Stickstoff-Pools des Bodens (organisch und mineralisch) sind in allen drei Varianten nahezu ausgeglichen.

Einzugsgebiet 14 (Stolper See) (Abbildung siehe Anhang S. 178)

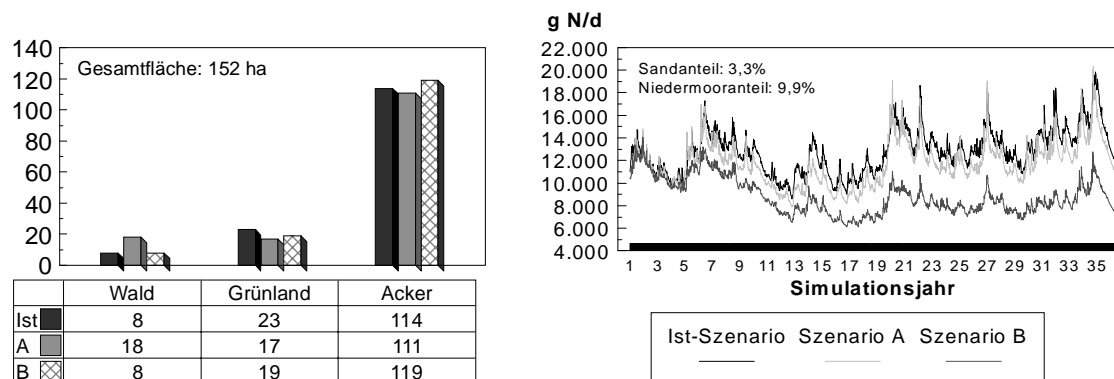


Abbildung 31: Nutzungsverteilung in ha (links) und simulierte N-Fracht in den Vorflutern (rechts) des Einzugsgebietes Nr. 14 (Stolper See). Nicht dargestellte Nutzungstypen sind Siedlungen, extensives Grünland und sonstige Flächennutzungen.

Im Einzugsgebiet (EZG) 14 mit einer Flächengröße von 152 ha wird im Szenario A der Waldanteil von 5 auf 12% erhöht. Der Ackeranteil ist im Szenario B am höchsten, und der Ist-Zustand weist die meisten Grünlandflächen auf. Als eine Konsequenz der Szenarioveränderungen ist die N-Fracht in den Vorflutern im Vergleich zum Ausgangszustand gesunken. Die Reduzierung ist im Szenario B wesentlich ausgeprägter als im Szenario A. Im Szenario A werden die hohen N-Umsätze offensichtlich besser genutzt als im Ist-Szenario. Gleichzeitig gehen in der Agrarindustrie die Verluste von 78 kg N/ha (gasförmige Verluste + N-Leaching) auf 66 kg N/ha zurück. Ein Grund für diese Entwicklung ist möglicherweise die Reduzierung des Viehbesatzes, der durch niedrigere Zufuhren von Wirtschaftsdünger im Szenario A deutlich wird. Im Szenario B wird mit einem N-Import in das System von 100 kg N/ha der zweithöchste Wert erreicht. Dies ist auf einen hohen Leguminosenanteil in der Fruchtfolge und gute Bedingungen zur N-Fixierung zurückzuführen.

Einzugsgebiet 4 (Schmalensee) (Abbildung siehe Anhang S. 179)

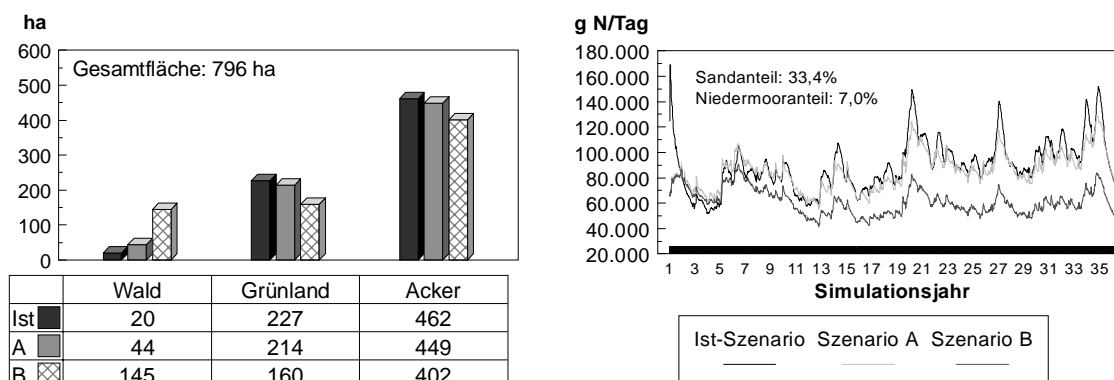


Abbildung 32: Nutzungsverteilung in ha (links) und simulierte N-Fracht in den Vorflutern (rechts) des Einzugsgebietes Nr. 4 (Schmalensee). Nicht dargestellte Nutzungstypen sind Siedlungen, extensives Grünland und sonstige Flächennutzungen.

Das EZG 4 hat eine Flächengröße von knapp 800 ha. Die Pflanzenaufnahme steigt im Szenario A von 217 kg N/ha auf 243 kg N/ha. Auch die N-Abfuhr mit der Ernte ist über 30 kg N/ha höher als im Ist-Zustand, obwohl der N-Import nur um 4 kg N/ha zunimmt. Die Düngung der landwirtschaftlichen Flächen nach den Richtlinien der Landwirtschaftskammer führt zu einer effektiveren Ausnutzung der N-Importe. Obwohl die Intensität der landwirtschaftlichen Produktion und der Viehhaltung im Einzugsgebiet gesteigert wird, werden keine höheren Verluste festgestellt. Im Szenario B werden 85 ha aufgeforstet, wodurch sich die Grünland- und Ackerfläche verkleinert. Die Stickstoffverluste und die N-Frachten verringern sich als eine Folge der Veränderungen im Nutzungsmuster des EZG und als Konsequenz der Umstellung auf ökologischen Landbau.

Die N-Pools sind in der kleinstrukturierten Landwirtschaft und im Ausgangszustand ausgeglichen. Im Szenario A findet eine Entleerung des mineralischen N-Pools statt.

Einzugsgebiet 9 (Belauer See) (Abbildung siehe Anhang S. 180)

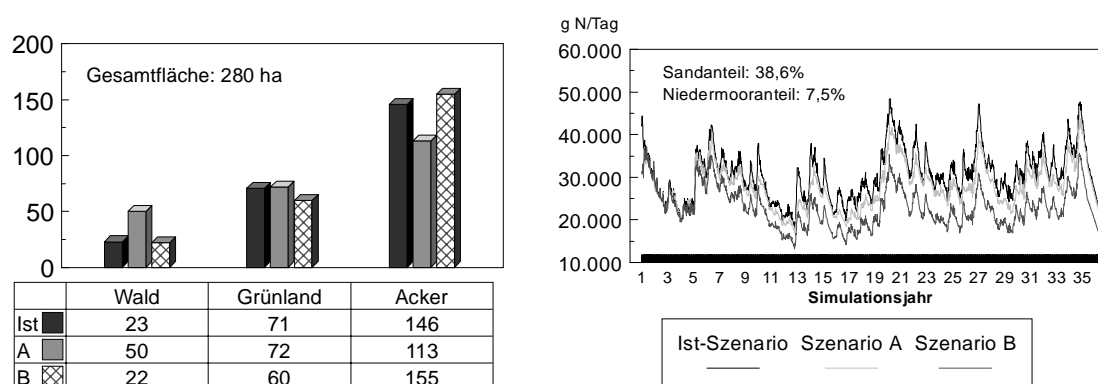


Abbildung 33: Nutzungsverteilung in ha (links) und simulierte N-Fracht in den Vorflutern (rechts) des Einzugsgebietes Nr. 9 (Belauer See). Nicht dargestellte Nutzungstypen sind Siedlungen, extensives Grünland und sonstige Flächennutzungen.

Im Szenario A sinken die gasförmigen Verluste und die N-Auswaschung im Vergleich zum Ist-Szenario. Gleichzeitig ist die Viehzucht intensiver, und die Ernteerträge sind höher. Diese Zahlen deuten erneut auf eine höhere Effektivität der Landwirtschaft im Szenario A hin. Die Nutzungsstruktur verändert sich im Szenario A durch Aufforstung von 30 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche und im Szenario B durch Umbruch von 11 ha ackerfähiger Grünlandstandorte. Denkbar ist die Effektivitätssteigerung auch als Resultat der Aufforstung besonders unproduktiver Standorte.

Der N-Pool der Böden verkleinert sich in allen drei Szenarien. Im Szenario B verringert sich die Speicherung von N_{org} , während der Vorrat an mineralischen Stickstoffverbindungen im Szenario A abnimmt.

Einzugsgebiet 3 (Schierensee) (Abbildung siehe Anhang S. 181)

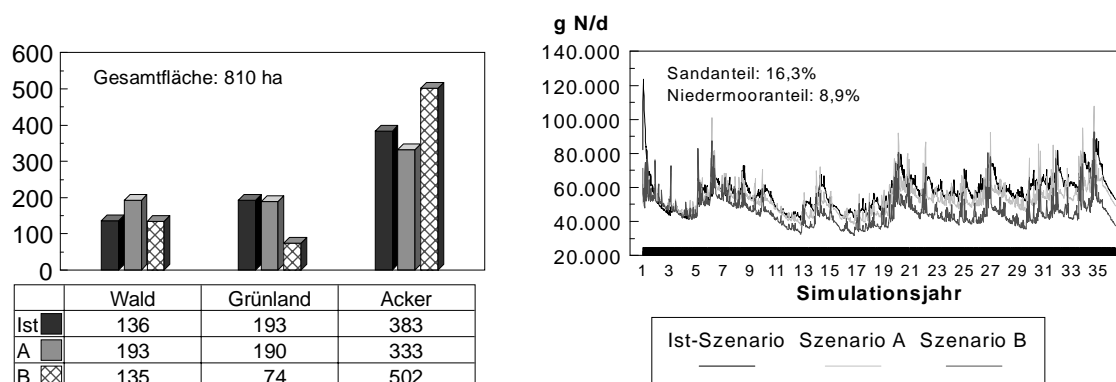


Abbildung 34: Nutzungsverteilung in ha (links) und simulierte N-Fracht in den Vorflutern (rechts) des Einzugsgebietes Nr. 3 (Schierensee). Nicht dargestellte Nutzungstypen sind Siedlungen, extensives Grünland und sonstige Flächennutzungen.

Der Verlauf der N-Frachten während des Simulationszeitraums zeigt einen Rückgang der Frachten in den beiden Planungsszenarien, wobei im Szenario B ein größerer Rückgang beobachtet wird als im Szenario A. Die Nutzung hat sich in den Szenariolandschaften stark verändert: im Szenario A steigt der Waldanteil um 7% von 16,8% auf 23,8%. Im Szenario B bleibt die Waldfläche unverändert, aber Intensivgrünland geht von knapp 24% auf 9% zurück. Die Ackerfläche nimmt um 130 ha auf 502 ha (62%) zu. Die rückläufigen N-Verluste im Szenario B sind im Zusammenhang mit dem Rückgang der Grünlandflächen zu sehen, da im ökologischen Landbau Weiden im Durchschnitt wesentlich höhere Verluste aufweisen als Äcker.

Die Ausgangssubstrate im Einzugsgebiet 3 sind überwiegend Lehme und lehmige Sande mit hohen Feldkapazitäten. Dies führt zu verhältnismäßig geringen Sickerverlusten und günstigen Bedingungen für die Denitrifikation. Im Szenario B sind die Einzugsgebiete 13 und 16 die einzigen Gebiete, in denen die gasförmigen Verluste höher sind als die Sickerausträge.

Einzugsgebiet 10 (Schierensee) (Abbildung siehe Anhang S. 182)

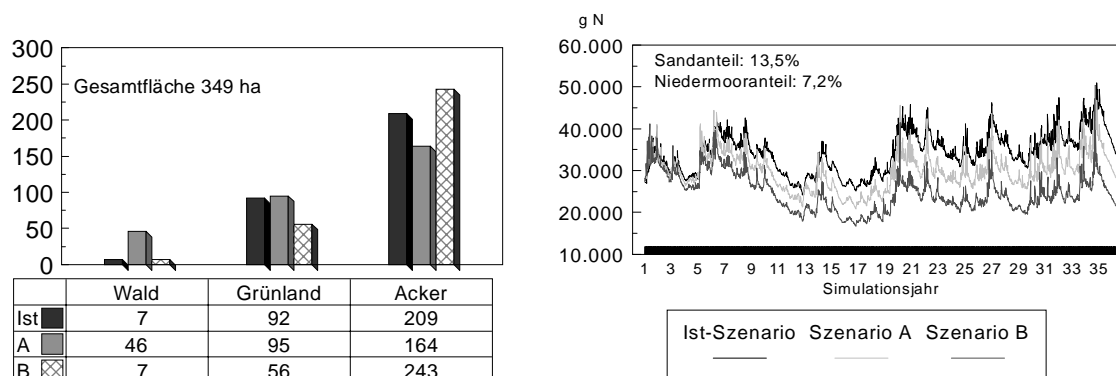


Abbildung 35: Nutzungsverteilung in ha (links) und simulierte N-Fracht in den Vorflutern (rechts) des Einzugsgebietes Nr. 10 (Schierensee). Nicht dargestellte Nutzungstypen sind Siedlungen, extensives Grünland und sonstige Flächennutzungen.

Die Nutzungsveränderung im EZG 10 (348 ha) führen in bezug auf die Stickstofffracht zu den größten Variationen zwischen allen drei Landschaften. In der Agrarindustrie sinken die Frachten im Vergleich zum Ausgangszustand und in der kleinstrukturierten Landwirtschaft nehmen die Frachten nochmals deutlich ab. Dies ist das Ergebnis der Aufforstung, der Abnahme der Ackerflächen im Szenario A, der Reduzierung der Grünländer sowie der Zunahme der Ackerflächen im Szenario B. Durch die Aufforstungen scheinen besonders gefährdete Standorte aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen worden zu sein. Denn obwohl die N-Importe im Szenario A höher sind als im Ist-Zustand, verringern sich die Verluste. Die Verluste werden durch die Verringerung des Viehbesatzes noch erhöht. Außerdem ist die Mineralisation nicht so hoch wie in den anderen Landschaften, wodurch der Vorrat an mineralischem Stickstoff zurückgeht. Im Szenario B werden verhältnismäßig hohe Erträge erzielt, was auf die hohen N-Importe durch N-Fixierung zurückzuführen ist. Die hohe Mineralisation im ökologischen Landbau führt zu einer leichten Zehrung des organischen N-Pools im Boden (-3 kg N/ha).

Einzugsgebiet 16 (Schierensee) (Abbildung siehe Anhang S. 183)

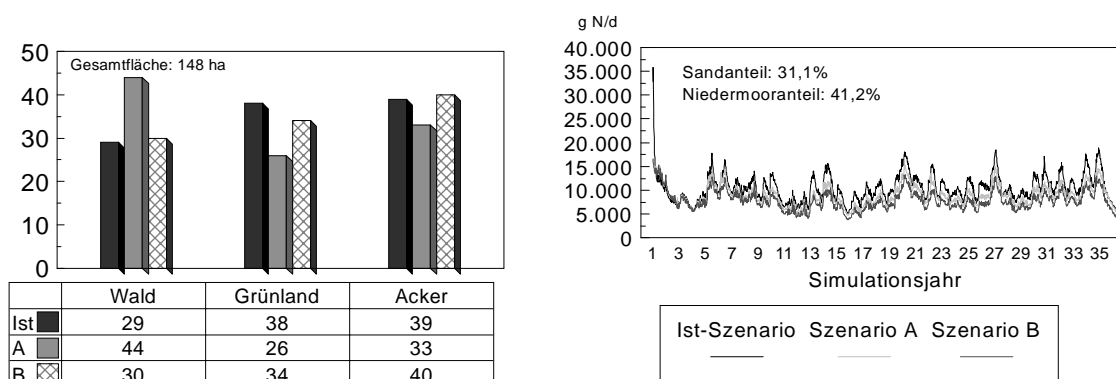


Abbildung 36: Nutzungsverteilung in ha (links) und simulierte N-Fracht in den Vorflutern (rechts) des Einzugsgebietes Nr. 16 (Schierensee). Nicht dargestellte Nutzungstypen sind Siedlungen, extensives Grünland und sonstige Flächennutzungen.

Das Einzugsgebiet 16 weist als einziges EZG eine deutliche Abnahme des N-Pools auf (-21 kg N/ha). Diese Tendenz wird in den Szenarien A und B sogar noch verstärkt (-24 kg N/ha). Diese Poolverkleinerung ist durch den hohen Anteil von Niedermooren in diesem EZG zu erklären (41,2% der Fläche). Die Bewirtschaftung dieser Flächen als Grünland hat eine starke Mineralisierung und einen langsamen Abbau der Niedermoorböden zur Folge (TREPEL 1999). Die Bewirtschaftung nach den Richtlinien des ökologischen Landbaus führt im EZG 16 zu den geringsten Entlastungen im Hinblick auf die Stoffverluste. Insbesondere die Beweidung im Szenario B führt zu einer Belastung. Der Großteil der N-Verbindungen verläßt das EZG jedoch als gasförmige Stickstoffverbindung. Das EZG 16 hat unter den ausgewerteten Einzugsgebieten die höchsten gasförmigen N-Verluste. Die N-Frachten sind als Folge der hohen Denitrifikationsraten in allen Szenarien auf niedrigem Niveau. Der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche an der Einzugsgebietsfläche ist in allen drei Landschaftsvarianten der niedrigste (A: 40%, B: 50%, Ist: 52%). Dies erklärt die geringen N-Exporte mit landwirtschaftlichen Produkten aus dem Einzugsgebiet.

Einzugsgebiet 5 (Bornhöveder See) (Abbildung siehe Anhang S. 184)

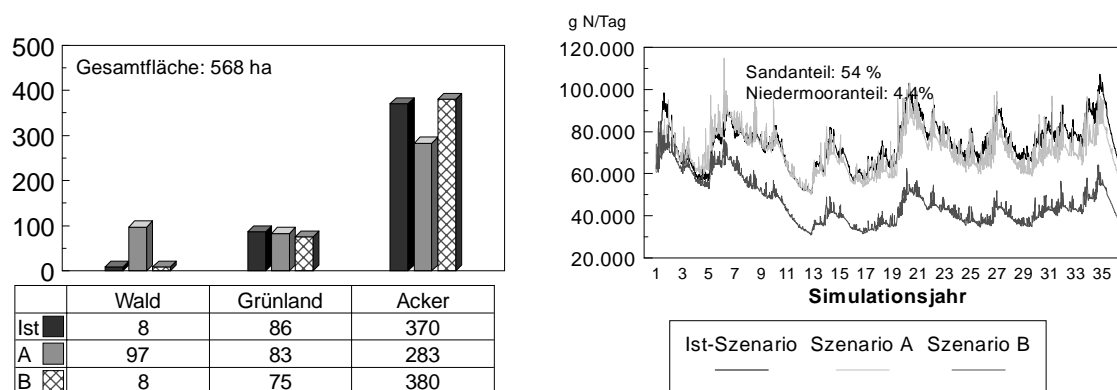


Abbildung 37: Nutzungsverteilung in ha (links) und simulierte N-Fracht in den Vorflutern (rechts) des Einzugsgebietes Nr. 5 (Bornhöveder See). Nicht dargestellte Nutzungstypen sind Siedlungen, extensives Grünland und sonstige Flächennutzungen.

In dem Einzugsgebiet 5 (568 ha) kommt es im Szenario B zu einem dramatischen Rückgang der N-Frachten. Diese Tatsache überrascht zunächst, da sich an der Flächennutzung im Vergleich zum Ausgangszustand nur wenig verändert hat. Eine Erklärungsmöglichkeit ist der hohe Ackeranteil in diesem EZG, da sich Ackerflächen im Hinblick auf Stickstoffauswaschungen am deutlichsten in den Szenarien unterscheiden. Im Szenario A nimmt der Waldanteil von 1,5% auf 17% zu und die Ackerfläche sinkt um über 10%. Trotzdem führt dies zu keiner Verringerung der N-Fracht. Der Grund hierfür könnte die Intensivierung der Tierhaltung zusammen mit der Erhöhung der Güllegaben auf den verbliebenen Flächen sein.

Einzugsgebiet 8 (Bornhöveder See) (Abbildung siehe Anhang S. 185)

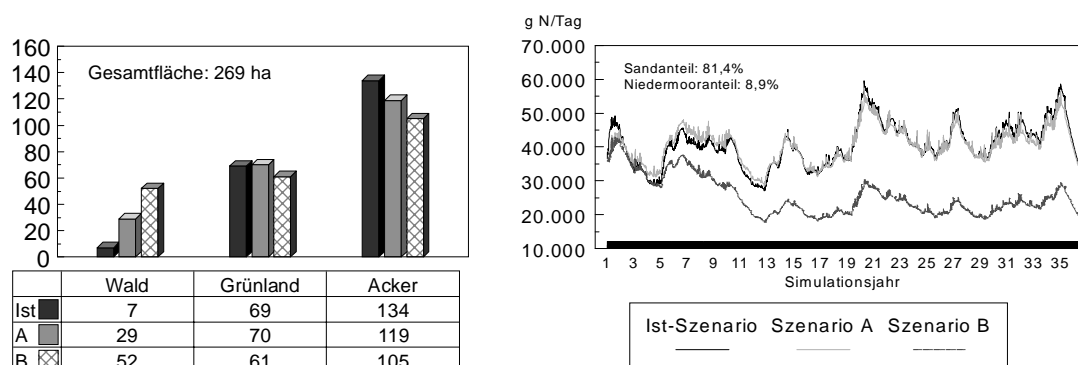


Abbildung 38: Nutzungsverteilung in ha (links) und simulierte N-Fracht in den Vorflutern (rechts) des Einzugsgebietes Nr. 8 (Bornhöveder See). Nicht dargestellte Nutzungstypen sind Siedlungen, extensives Grünland und sonstige Flächennutzungen.

Im Einzugsgebiet 8 werden in den Szenarien A und Ist die höchsten N-Verluste aller Einzugsgebiete modelliert. Dies ist in erster Linie auf die pedogene Grundausstattung zurückzuführen (>80% der Fläche sind Sande). Im Szenario A wird außerdem die Tierhaltung intensiviert, was zu einer hohen N-Rückführung aus der tierischen Produktion in Form von Wirtschaftsdüngern und zu einer höheren NH_3 -Verdampfung führt. Der Export aus dem EZG beläuft sich auf nur 39 kg N/ha bei einem Import von 98 kg N/ha. Diese Form der Bewirtschaftung resultiert in einer Verringerung des N-Bodenpools und des mineralischen N-Vorrats.

Das Szenario B ist durch Aufforstungen von 45 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche und einer damit verbundenen Verkleinerung der Acker- und Grünlandfläche gekennzeichnet. Trotz niedriger N-Importe führen die durchlässigen Böden und der hohe Grünlandanteil im Vergleich zu anderen ökologisch bewirtschafteten Einzugsgebieten zu beachtlichen N-Auswaschungen mit dem Sickerwasser. In den Vorflutern wirkt sich die kleinstrukturierte Landwirtschaft verglichen mit den anderen Varianten durch ein starkes Absinken der N-Frachten aus.

Einzugsgebiet 11 (Bornhöveder See) (Abbildung siehe Anhang S. 186)

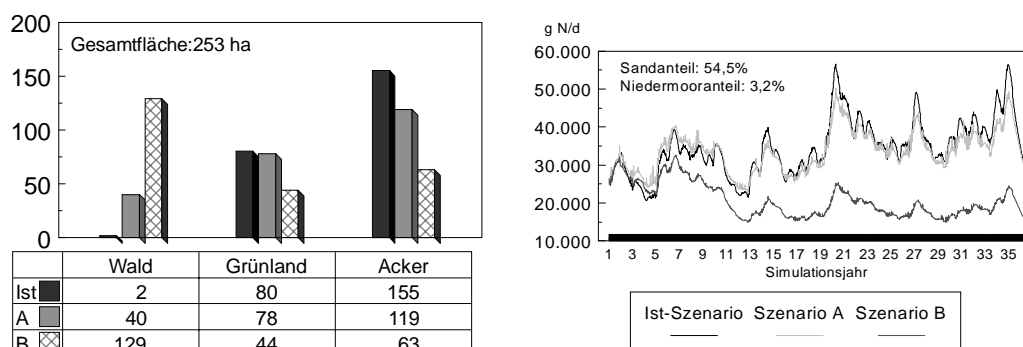


Abbildung 39: Nutzungsverteilung in ha (links) und simulierte N-Fracht in den Vorflutern (rechts) des Einzugsgebietes Nr. 11 (Bornhöveder See). Nicht dargestellte Nutzungstypen sind Siedlungen, extensives Grünland und sonstige Flächennutzungen.

Das Einzugsgebiet 11 zeichnet sich im Szenario B durch umfangreiche Aufforstungen aus. Die Waldfläche nimmt von 2 ha auf 129 ha zu. Dadurch sind über 50% der EZG-Fläche mit Wäldern bedeckt, was zu einem dramatischen Rückgang der N-Auswaschung und der N-Frachten sowie der gasförmigen Verluste führt. Die Produktivität des Einzugsgebietes geht entsprechend zurück. Es werden nur noch 57 kg N/ha importiert und durchschnittlich 18 kg N/ha verlassen mit landwirtschaftlichen Produkten das Einzugsgebiet. Die Nutzung im Szenario A hat sich in Richtung der reinen Futtermittelerzeugung als Reaktion auf die hohen Viehbestände gewandelt. Außerdem werden noch 15% der EZG-Fläche aufgeforstet. Die N-Importe gehen im Vergleich zum Ist-Szenario um 35 kg N/ha zurück. Trotzdem sind die N-Verluste als Produkt der intensiven Viehwirtschaft nahezu auf dem gleichen Niveau wie im Ist-Szenario geblieben.

Einzugsgebiet 13 (Bornhöveder See) (Abbildung siehe Anhang S. 187)

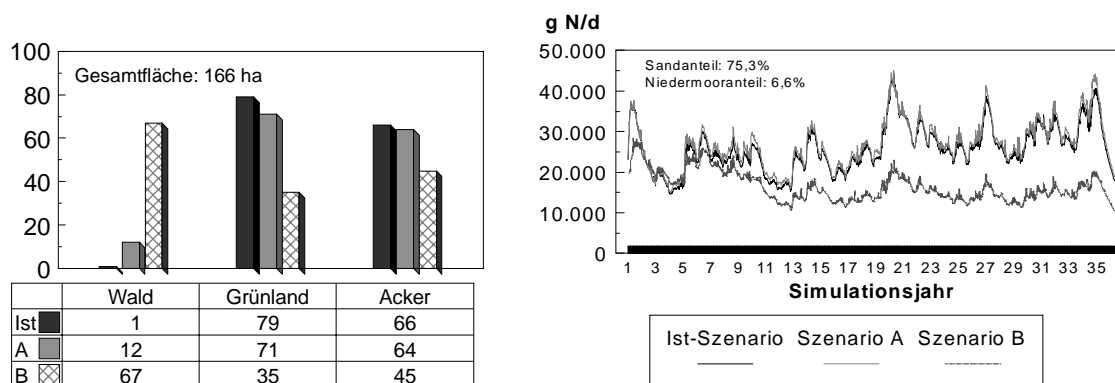


Abbildung 40: Nutzungsverteilung in ha (links) und simulierte N-Fracht in den Vorflutern (rechts) des Einzugsgebietes Nr. 13 (Bornhöveder See). Nicht dargestellte Nutzungstypen sind Siedlungen, extensives Grünland und sonstige Flächennutzungen.

Das EZG 13 zeichnet sich durch einen hohen Anteil sandiger Böden aus (über 75% der Fläche). Die Landnutzung hat sich in den Szenarien erheblich verändert: Im Szenario B wurden 66 ha landwirtschaftliche Nutzfläche aufgeforstet. Dadurch halbiert sich die Grünlandfläche im Vergleich zum Ausgangszustand, und auch der Anteil an Ackerfläche geht deutlich zurück. Im Szenario A findet eine Aufforstung um ca. 10 ha statt. Die Stickstofffrachten unterscheiden sich im Szenario A kaum vom Ausgangszustand (als einziges EZG sind die Frachten/Auswaschungen etwas höher als im Ist-Zustand). In der kleinstrukturierten Landwirtschaft gehen die Frachten als Folge der Aufforstungen und der Reduzierung der landwirtschaftlichen Nutzfläche zurück.

Das sandige Ausgangssubstrat führt in dem EZG 13 aufgrund hoher Sickerraten zu den höchsten Auswaschungsverlusten von 56 bzw. 59 kg N/ha im Ausgangszustand bzw. im Szenario A. Selbst im Szenario B werden noch 36 kg N/ha ausgewaschen. Im Szenario A nimmt die Tierhaltung zu, was durch die hohen Einträge aus Wirtschaftsdünger in der Bilanz deutlich

wird. Trotz hoher Mineralisationsraten wird in dem Szenario A der mineralische N-Pool als Folge der Bewirtschaftung verkleinert.

4.3.3 Sonderaspekte der Nutzungsänderung

4.3.3.1 N-Dynamik unter umgebrochenem Grünland

Im ökologischen Landbau wird Grünland umgebrochen, um Ackerland zu gewinnen. Dadurch kann auf diesen Flächen Ackerfutterbau betrieben werden, und die positiven Wirkungen von Leguminosen in der Ackerfruchtfolge können genutzt werden (NEUERBURG & PADEL 1992). Die Zerstörung der Grünlandnarbe, die Lockerung und Durchlüftung führen in der Regel zu einem Abbau organischer Substanz und dadurch zur Verringerung des Humus- und des Wassergehaltes. Der Humusabbau führt weiterhin zur Gefügeverschlechterung und zur Bodenverdichtung. Als Folge kann es zu Stickstoffauswaschungen und zu einer Abnahme des Bodennitrostoffgehaltes kommen (RSU 1985). Die Gesamtstickstoffvorräte können sich dabei in zwei bis fünf Jahren halbieren (SAUER 1999).

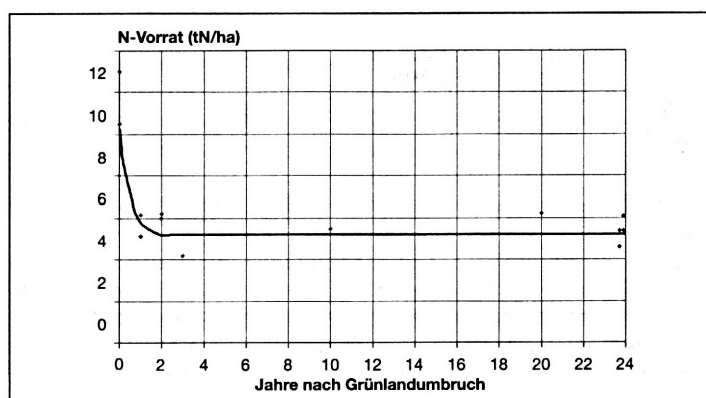


Abbildung 41: Abnahme des N-Vorrats im Boden nach Grünlandumbruch im Zeitverlauf (aus FREDE & DABBERT 1999)

Im Szenario B werden 400 ha Dauergrünland umgebrochen. Davon liegen 268 ha im Einzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette. Entsprechend der Umsetzungsregel aus dem Kapitel 3 dürfen nur ackerfähige Grünlandstandorte als Äcker genutzt werden. Insbesondere dürfen keine Niedermoor- oder Anmoorböden umgebrochen werden, weil die Gefahr hoher Nährstoffverluste bestünde. Auf den ermittelten ackerfähigen Grünlandstandorten sind die Hauptbodenarten Sand (21 ha), lehmiger Sand (122 ha), Sand über Lehm (91 ha) und Lehm (145 ha).

Die Tabelle 24 zeigt die Entwicklung der Mineralisation, der Sickerverluste und der Sickerwasserkonzentration in den ersten 10 Jahren nach dem Umbruch. Es zeigt sich eine deutliche Abnahme in den betrachteten Parametern. Die Mineralisation geht auf 56% des Ausgangswertes zurück. Die erhöhte Mineralisation kann sicherlich auf die veränderte Nutzung zurückgeführt werden. Auch die Konzentration sinkt von 18,6 mg N/l auf 11,7 mg N/l. Damit gehen auch die Auswaschungsverluste mit dem Sickerwasser zurück.

Tabelle 24: Auswirkungen des Grünlandumbruchs auf den Stickstoffhaushalt der Böden (ausgewertete Fläche: 400 ha). Mineralisation und Sickerverlust in kg N/ha, Konzentration in mg NO₃-N/l.

Simulationsjahr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Mineralisation (kg N/ha)	176	146	164	162	134	138	123	107	107	100
Sickerverlust (kg N/ha)	70	17	37	42	58	42	32	39	25	23
Konzentration (mg NO ₃ -N/l)	18,6	16,3	17,5	18,5	16,2	14,1	13,9	13,5	13	11,7

Die Kohlenstoff- und Stickstoffpools der Böden werden ebenfalls reduziert. Beispielsweise auf den umgebrochenen Standorten im Einzugsgebiet 3, in dem der Gesamtkohlenstoffgehalt der Böden um 13% und der Gesamtstickstoffgehalt um 8% zurückgeht. Damit ist die Entwicklung dieser Standorte abweichend von den übrigen Ackerstandorten des Einzugsgebiets, auf denen der C-Gehalt in 36 Jahren um 7% zurückgeht und der N-Gehalt um 7,5% steigt. Als eine Folge des Leguminosenanbaus verengt sich somit das C/N-Verhältnis.

Tabelle 25: Kohlenstoff- und Stickstoffpools im Einzugsgebiet 3 des Szenarios B nach Grünlandumbruch und differenziert nach Nutzungen (Angaben in kg C/ha bezogen auf 1 m Profiltiefe)

	C _{BODEN} Jahr 1	C _{BODEN} Jahr 36	N _{BODEN} Jahr 1	N _{BODEN} Jahr 36
umgebrochene Standorte	92809 (100%)	80693 (87%)	9142 (100%)	8431 (92%)
Acker	81048 (100%)	75242 (93%)	6396 (100%)	6883 (107,5%)
Grünland	700963 (100%)	664408 (95%)	49588 (100%)	48352 (97,5%)
gesamte landwirtschaftl. Nutzfläche	213180 (100%)	199646 (94%)	16008 (100%)	15878 (99%)

Bezieht man den Kohlenstoff, der in der Wurzelmasse des Grünlands gebunden ist, mit in die Auswertung ein, zeigt sich folgendes Bild: Bereits im ersten Jahr geht der Gesamtkohlenstoffgehalt von 121000 kg C/ha auf 93000 kg C/ha zurück. Nach 36 Jahren sind im Durchschnitt nur noch knapp 79000 kg C/ha Gesamtkohlenstoff vorhanden. Dies entspricht einem Rückgang von 36% über 36 Jahre, wovon im ersten Jahr bereits 23% Kohlenstoff dekompostiert werden (ausgewertete Fläche: 268 ha, d.h. alle umgebrochenen Standorte im Einzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette). Als Vergleichswert kann die Entwicklung des Kohlenstoffgehaltes dieser Standorte im Ist-Szenario herangezogen werden. Der Gesamtkohlenstoffgehalt reduziert sich von 121000 kg C/ha auf 106000 kg C/ha.

4.3.3.2 Klee grasumbruch

Der Anbau von Klee gras im ökologischen Landbau dient der Futtermittelerzeugung und der Stickstoffanreicherung in der Bodenkrume durch Erntereste. Die Mineralisierung dieser Rück-

stände trägt zur Nährstoffversorgung der Folgefrüchte bei. Die Stickstofffreisetzung kann 100-150 kg N/ha und mehr betragen (FOERSTER & MEYERCORDT 1994). Die Gesamtfixierungsleistung von Klee gras wird mit bis zu 400 kg N/ha angegeben (SCHMIDT et al. 1995). Neben der Mineralisierung von Stickstoff kann es auch zu einer mikrobiellen N-Fixierung kommen, die eine Auswaschung verhindert (FOERSTER & MEYERCORDT 1994).

Der Klee grasumbruch erfolgt normalerweise im Herbst, wenn eine Winterung im Anschluß angebaut wird und im Frühjahr, wenn eine Sommerung folgt. Dies wird in den Fruchtfolgen des Szenarios B nicht konsequent durchgeführt. In den Fruchtfolgen erfolgt der Klee grasumbruch immer Ende September, unabhängig davon, was im Folgejahr angebaut wird. Lediglich in der Fruchtfolge Nr. 10 erfolgt der Klee grasumbruch im Frühjahr vor der Einsaat des Sommerweizens.

Die N-Fixierungsleistung wird im Modell berechnet und ergibt 250 – 300 kg N/ha jährlich. Bei drei Schnitten steht der Folgefrucht ca. 80-120 kg N/ha aus Ernte- und Wurzelresten zur Verfügung. In einer Klee grasvariante (Fruchtfolge 10) werden nur zwei Schnitte durchgeführt. Der Folgefrucht steht in diesem Fall durchschnittlich 160 kg N/ha zur Verfügung. Die geäußerte Befürchtung, der ökologische Landbau könne durch den Leguminosenanbau zu einer Erhöhung der N-Auswaschung ins Sicker- und Grundwasser führen, konnte in dieser Studie nicht belegt werden. Unter Klee gras wird während der Simulationsperiode ein mittlerer jährlicher N-Austrag von 18,3 kg N/ha berechnet. Der Umbruch erfolgt im Herbst, bis auf die bereits erwähnte Fruchtfolge 10, die allerdings nur auf 230 ha angebaut wird. Die Folgefrüchte in der Fruchtfolge haben aufgrund der Mineralisation der Erntereste zwar höhere Austräge zu verzeichnen, doch das Auswaschungsniveau ist noch gering. Wird Triticale nach dem Klee grasumbruch angebaut, beträgt der N-Verlust durchschnittlich 25,3 kg N/ha. Eine Winterweizenvariante verliert nach dem Umbruch sogar nur 14,7 kg N/ha. Dieser Wert belegt die gute Pflanzenaufnahme von mineralisiertem Stickstoff aus Wurzelresten. Zu dieser Fruchtfolge wird allerdings auch nur sehr wenig Wirtschaftsdünger gegeben. Folgen Mais, Futterrüben oder Kartoffeln nach dem Klee grasanbau, werden höhere Austräge berechnet, da die Folgefrucht erst im Frühjahr nach dem Umbruch gesät wird. Die Auswaschungsverluste liegen bei 28,7 kg N/ha für Mais, 28,5 kg N/ha für Futterrüben und 26,8 kg N/ha für Kartoffeln.

Die Mineralisation nimmt nach dem Fruchtfolgeglied Klee gras stark zu. Die Abbildung 42 verdeutlicht den Anstieg nach dem Umbruch.

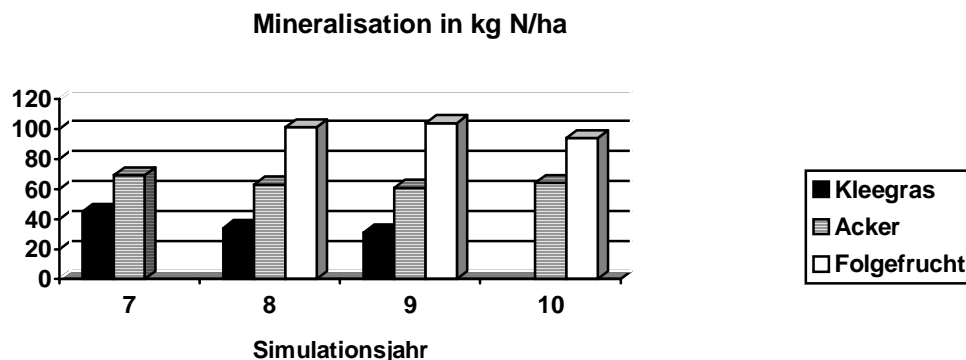


Abbildung 42: Mineralisation während des Kleegrassanbaus, im Folgejahr und für alle Ackerflächen gemittelt

4.3.4 C-Haushalt

Pflanzen sind durch Photosynthese in der Lage, Kohlendioxid (CO_2) zu binden und in organische Substanz (Biomasse) umzuwandeln. Pflanzliche Biomasse wird in Dauerkulturen längerfristig gespeichert. Im Wald wird C im Stammholz und in den Wurzeln festgelegt, im Dauergrünland erfolgt die C-Speicherung in der Grasnarbe und in den Wurzeln. In Ackerkulturen werden ebenfalls hohe Mengen C gebunden, allerdings zum Großteil mit der Ernte wieder dem Feld entzogen. Nur ein Teil dieses Kohlenstoffs wird mit dem Wirtschaftsdünger zurückgeführt. Zusammen mit abgestorbenen Pflanzenresten bilden es die Grundlage des Kohlenstoffpools im Boden. Der Gesamtkohlenstoffpool ergibt sich aus der Summe des im Boden vorhandenen und dem in Pflanzen gebundenen Kohlenstoffs. Der Abbau organischer Substanz erfolgt durch Mikroorganismen und andere Lebewesen, die im Prozeß der Dissimilation organische Substanz zu CO_2 oxidieren.

Veränderungen der Landnutzung können zu Veränderungen im Kohlenstoffhaushalt führen, die in diesem Kapitel quantifiziert dargestellt werden.

Im ökologischen Landbau wird auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen als Folge der geringeren Erträge weniger Biomasse produziert. Dadurch wird den Böden auch weniger Kohlenstoff in Form von Ernteresten zugeführt. Die Reduzierung der Viehhaltung führt zu geringeren Mengen an Wirtschaftsdünger, der auf die Felder zurückgeführt werden kann.

Der Kohlenstoffgehalt geht in den Böden des Untersuchungsgebietes, betrachtet über den Simulationszeitraum, zurück. Im Szenario A beträgt der über das Gesamtgebiet gemittelte Rückgang 120 kg C/ha jährlich. Auf den Ackerflächen der Agrarindustrie bleibt der C-Gehalt im Boden nahezu konstant ($-13 \text{ kg C/ha} \cdot \text{a}$). Ein differenzierteres Bild zeigt sich bei der Betrachtung der einzelnen Fruchtfolgen (Tabelle 26): die schlechteste C-Bilanz weisen erwartungsgemäß die Böden mit Mais in Monokultur auf. Auch die Fruchtfolgen 2 (mit Zuckerrüben) und 4 (mit Mais) zeigen in ihrer Kohlenstoffbilanz den Einfluß der Hackfrüchte. Die starke Bodenbearbeitung bei Hackfrüchten und die geringen Wurzelrückstände sind für die Humusabnahme

verantwortlich. Lediglich in der Fruchtfolge 5 wird durch den Anbau von Ackergras die C-Zehrung des Mais ausgeglichen. Gülledüngung findet auf den Flächen der Fruchtfolgen 4, 5 und 6 statt.

Tabelle 26: Mittlere jährliche Kohlenstoffbilanz (Boden) der Fruchtfolgen im Szenario A (in kg C/ha)

Fruchtfolge	1	2	3	4	5	6
ΔC_{BODEN}	21	-152	129	-107	88	-250

In der kleinstrukturierten Landwirtschaft weisen die Böden der Ackerflächen im Mittel eine negative C-Bilanz auf. Der jährliche C-Abbau wird mit 160 kg C/ha berechnet. Die Differenzierung der einzelnen Fruchtfolgen zeigt das gleiche Bild: alle Fruchtfolgen führen zu einem C-Verlust.

Tabelle 27: Mittlere jährliche Kohlenstoffbilanz (Boden) der Fruchtfolgen im Szenario B (in kg C/ha)

Fruchtfolge	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ΔC_{BODEN}	-239	-135	-132	-120	-136	-196	-227	-221	-220	-330

Die schlechteste C-Bilanz weist die Fruchtfolge 10 mit -330 kg C/ha auf (Kleegras-Sommerweizen-Winterroggen). An diesen Ergebnissen zeigt sich, daß der ökologische Landbau die Kohlenstoffreserven der Böden langsam aufzehrt (siehe Abbildung 46). Die geringere Biomasseerzeugung führt zu geringeren Ernteresten und zu niedrigeren C-Einträgen in die Böden.

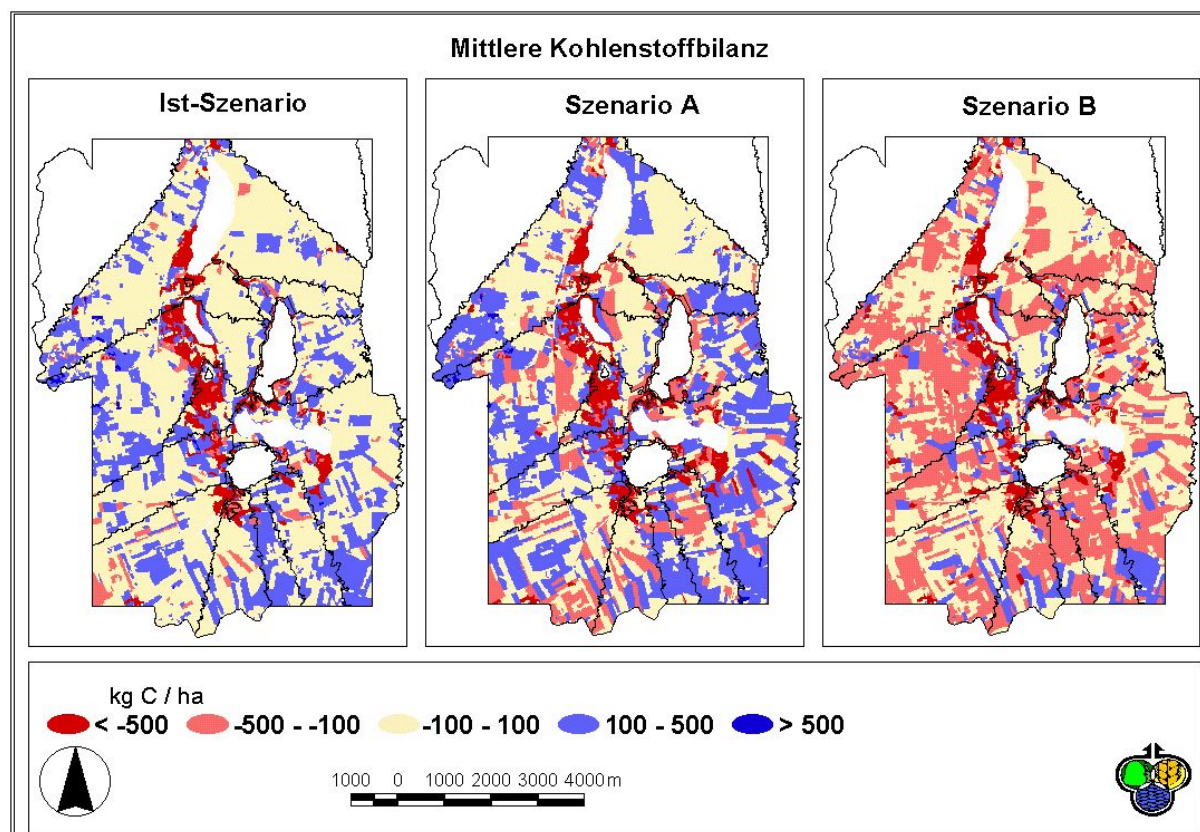


Abbildung 43: Mittlere jährliche Kohlenstoffbilanz (C-Speicherung im Boden) in den Szenarien

Betrachtet man die Gesamtkohlenstoffspeicherung (Summe aus Boden-C und Pflanzen-C, zeigt sich als Folge der Aufforstungen ein anderes Bild:

Tabelle 28: Kohlenstoffbilanz der Szenariolandschaften im Vergleich (C_{GESAMT}) (Angaben in kg C/ha im Jahr)

Nutzung	Ist-Szenario	Szenario A	Szenario B
Gesamtgebiet	+77	+307	+193
Acker	+20	-14	-156
Grünland	-240	-467	-567
Wald	+1935	+2320	+2520

4.3.5 Wasserhaushalt

Ein Vergleich der Wasserbilanzen der Szenarien für das Einzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette zeigt keine deutlichen Unterschiede (Tabelle 29). Die Interzeption ist in den Szenarien auf gleichem Niveau. Auch in der Evapotranspiration sind nur geringe Differenzen festzustellen: Im Szenario B wird etwas mehr Wasser verdunstet als in den beiden anderen Szenarien. Ein Anteil von 35% bzw. 36% der Niederschläge versickern im langjährigen Mittel in den Bö-

den. Damit liegt die Grundwasserneubildungsrate nahezu unverändert im langjährigen Mittel zwischen 270 und 280 mm.

Tabelle 29: Wasserbilanzgrößen in den Szenarien im Vergleich (in mm).

Haushaltsgröße	Ist-Szenario	Szenario A	Szenario B
Niederschlag	770 (100%)	770 (100%)	770 (100%)
Interzeption	120 (16%)	120 (16%)	120 (16%)
Evapotranspiration	335 (44%)	330 (43%)	345 (45%)
Sickerrate	280 (36%)	275 (36%)	270 (35%)
Interflow, Oberflächenabfluß, Oberflächenwasser, Dränabfluß	35 (5%)	45 (5%)	35 (5%)

Die Abbildung 44 dokumentiert ebenfalls, daß räumlich keine gravierenden Veränderungen im Wasserhaushalt zu verzeichnen sind. Die Karten der Grundwasserneubildung in den Szenarien zeigen durchweg eine ähnliche räumliche Verteilung.

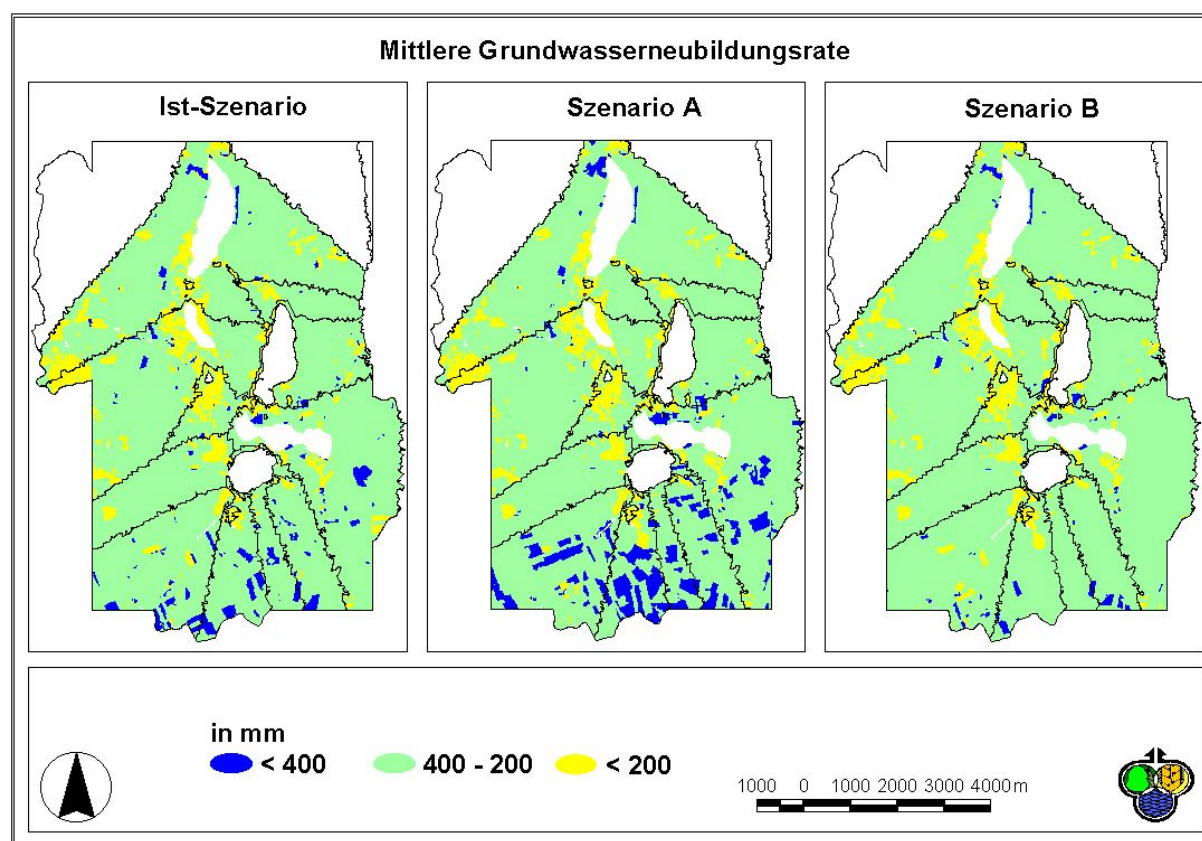


Abbildung 44: Karten der mittleren Grundwasserneubildung in den Szenarien

Die Tabelle 30 zeigt die Wasserbilanzen der Szenarien für das Gesamtgebiet differenziert nach Hauptnutzungstypen. Es zeigen sich auch hier keine großen Unterschiede zwischen den Szena-

rien. Einzige Ausnahme bilden die Wasserbilanzen der Wälder in den Szenarien A und B im Vergleich zum Ist-Zustand. Die mittlere Evapotranspiration ist geringer, und die Sickerrate ist um 50 mm höher. Dies kann durch die Aufforstungsflächen erklärt werden. Auf aufgeforsteten Standorten sind die Wälder noch nicht so weit entwickelt und die Evapotranspiration und die Interzeption sind bei jüngeren Wäldern geringer, was zu einer höheren Sickerrate führt. Außerdem sind in beiden Szenarien in erster Linie sandige Standorte aufgeforstet worden, was zu einer hohen Versickerungsrate führt.

Die Äcker im Szenario B weisen eine höhere Evapotranspiration auf als im Szenario A oder im Ist-Zustand. Eine mögliche Erklärung hierfür könnte die längere Bodenbedeckung der Ackerflächen sein, die durch mehrjährigen Ackerfutterbau sowie Untersaaten zustande kommt.

Tabelle 30: Wasserbilanz der Hauptnutzungstypen in den Szenarien (langjährige Mittelwerte über alle Flächen, Angaben in mm). NDS = Niederschlag, Inter = Interzeption, Evapo = Evapotranspiration, Sicker = Sickerrate, Rest = Summe aus Interflow, Oberflächenabfluß, Oberflächenwasser, Dränabfluß, Wald-Ist = Wälder im Ist-Szenario usw..

	Wald-Ist	Wald-A	Wald-B	Acker-Ist	Acker-A	Acker-B	Grünland-Ist	Grünland-A	Grünland-B
NDS	770	770	770	770	770	770	770	770	770
Inter	195	190	190	90	90	90	140	140	140
Evapo	320	305	300	345	345	360	320	325	325
Sicker	195	245	250	310	305	290	250	240	230
Rest	60	30	30	25	30	30	60	65	75

Betrachtet man den Wasserhaushalt von Teileinzugsgebieten mit größeren Nutzungsveränderungen, zeigt sich folgendes Bild: Im Einzugsgebiet 4 (Schmalensee) liegt der Waldanteil im Szenario B bei 18,2%, während er im Szenario A bei nur 5,5% liegt. Der Ackeranteil ist vergleichbar hoch. Erwartungsgemäß ist in der Wasserbilanz des Szenarios B eine höhere Interzeption, Evapotranspiration und eine geringere Sickerrate festzustellen. Die Unterschiede sind allerdings nicht so ausgeprägt, wie vorher vermutet. Im Einzugsgebiet 5 (Teileinzugsgebiet Bornhöveder See) ist der Waldanteil im Szenario A höher (17,1%). In der kleinstrukturierten Landwirtschaft sind nur 1,4% Wälder vorhanden. Bezogen auf die Wasserbilanz wirkt sich diese Differenz durch eine geringere Sickerrate im Szenario B aus. Die Evapotranspiration ist allerdings im Szenario B höher. Dies ist durch den großen Anteil von Ackerflächen zu erklären (67% im Szenario B, 50% im Szenario A). Weitere Einzugsgebiete mit größeren Differenzen in der Wasserbilanz zwischen den Szenarien sind die Einzugsgebiete 11 und 13 (Teileinzugsgebiete des Bornhöveder Sees). In beiden Einzugsgebieten steigt der Interzeptionsverlust im Szenario B als Folge der umfangreichen Aufforstungen, während die Sickerrate zurückgeht. Die

gleiche Tendenz ist im Szenario A festzustellen, allerdings abgeschwächt, da die Aufforstungen weniger Fläche einnehmen.

Tabelle 31: Wasserbilanzen der Einzugsgebiete im Vergleich (alle Angaben in mm). Rest = Interflow, Oberflächenabfluß, Oberflächenwasser, Dränabfluß

EZG	Szenario	Niederschlag	Interzeption	Evapotranspiration	Sickerwasser	Rest
1	<i>Ist</i>	770	116	350	261	40
1	A	770	117	353	254	43
1	B	770	115	359	250	43
3	<i>Ist</i>	770	131	338	256	42
3	A	770	133	344	246	44
3	B	770	122	356	242	47
4	<i>Ist</i>	770	112	331	298	26
4	A	770	115	330	296	26
4	B	770	121	337	283	26
5	<i>Ist</i>	770	106	324	315	22
5	A	770	125	300	316	26
5	B	770	105	333	304	25
8	<i>Ist</i>	770	118	298	323	28
8	A	770	122	286	326	33
8	B	770	126	301	308	32
9	<i>Ist</i>	770	124	337	269	37
9	A	770	129	329	282	27
9	B	770	118	350	269	30
10	<i>Ist</i>	770	113	346	278	30
10	A	770	121	343	267	36
10	B	770	112	361	258	36
11	<i>Ist</i>	770	109	315	334	9
11	A	770	124	294	336	13
11	B	770	146	297	314	10
13	<i>Ist</i>	770	119	301	328	19
13	A	770	127	286	343	11
13	B	770	141	293	322	11

EZG	Szenario	Niederschlag	Interzeption	Evapotranspiration	Sickerwasser	Rest
14	Ist	770	107	362	247	51
14	A	770	113	364	234	56
14	B	770	110	367	235	55
16	<i>Ist</i>	770	145	343	196	83
16	A	770	149	343	187	88
16	B	770	144	349	186	88

In beiden Szenarien ist aufgeforstet worden. Der Waldanteil wurde in beiden Landschaften auf ca. 12% erhöht. Es sind jeweils ca. 400 ha Laubwald hinzu gekommen. Ein Vergleich der Wasserbilanzen dieser Standorte (Tabelle 32) zeigt Unterschiede zwischen den Szenarien. Diese Unterschiede sind nicht nutzungsbedingt, wie in den anderen diskutierten Fällen, sondern müssen standortbedingt sein. Hier zeigt sich die Konsequenz der unterschiedlichen Umsetzungsregeln für die Konkretisierung der Szenarien. Die Interzeption ist abhängig von der Phänologie und liegt in beiden Szenarien bei 175 mm.

Tabelle 32: Wasserbilanzen unter aufgeforsteten Standorten in den Szenarien (in mm)

Bilanzgröße	Szenario A	Szenario B
Niederschlag	770	770
Interzeption	175	175
Evapotranspiration	295	310
Sickerrate	285	275
Interflow, Oberflächenabfluß, Oberflächenwasser, Dränabfluß	15	10

5 Indikatorbezogene Bewertung der Ergebnisse

5.1 Einleitung

Nachdem die Definition, Ausgestaltung und Modellierung der Landschaftsszenarien in den Varianten Agrarindustrie und kleinstrukturierte Landwirtschaft erfolgt ist, soll an dieser Stelle eine vergleichende Bewertung erfolgen. Die Grundlagen der Bewertung sind im Kapitel 2.4 geschildert.

Zunächst werden einzelne nutzungssensible Landschaftsfunktionen bewertet, anschließend soll eine integrative Bewertung der Funktionsfähigkeit der Einzugsgebiete mit dem AMOEBA-Approach durchgeführt werden.

5.2 Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes

Der RSU (1994) macht deutlich, daß im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung die Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes entsprechend den naturräumlichen Gegebenheiten notwendig ist. MARKS et al. (1992) erarbeiteten eine *Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes*. Diese Arbeit enthält Arbeitsanleitungen, um die Funktionen und Potentiale des Landschaftshaushaltes zu bewerten. Die Nutzung bzw. Nutzungsintensität wird nur in wenigen Bewertungsanleitungen explizit oder implizit berücksichtigt.

Die Teilfunktion **Widerstand gegen Wassererosion** der Erosionswiderstandsfunktion wird in Anlehnung an die USLE bewertet. Die Nutzung fließt in Form des C-Faktors direkt in die Berechnung der Abtragshöhe ein.

In die Bewertungsvorschrift zur **Filter- Puffer- und Transformatorfunktion** wird allein die klimatische Wasserbilanz als nutzungssensitiver Parameter einbezogen. Diese Funktion ist eng verknüpft mit der **Grundwasserschutzfunktion**, die über die nutzungsabhängige Grundwasserneubildungsrate bestimmt wird. Die Grundwasserschutzfunktion kann nach MARKS et al. (1992) als räumlich differenzierte Fähigkeit des Landschaftshaushaltes verstanden werden, „das Grundwasser gegen Verunreinigungen zu schützen oder die Wirkung von Verunreinigungen zu schwächen“. Die Bewertungsvorschrift bei MARKS et al. (1992) ist eine sehr allgemeine und pauschale, da nur eine unspezifische Beurteilung, unabhängig von den potentiell gefährlichen Stoffen, durchgeführt wird. So kann beispielsweise ein und derselbe Standort eine geringe Grundwasserschutzfunktion im Hinblick auf die Nitratrückhaltung aufweisen, aber sehr wirksam das Grundwasser gegenüber eingetragenen Schwermetallen schützen. Dies ist in den für den Grundwasserschutz relevanten spezifischen Bodenfunktionen und –eigenschaften begründet.

Die **Grundwasserneubildungsfunktion** wird bei MARKS et al. (1992) in Abhängigkeit vom jeweiligen Nutzungstyp, differenziert in Acker, Grünland, Wald bewertet. Die Modellierung

der Landnutzungsszenarien mit dem Modellsystem WASMOD liefert hier eine wesentlich bessere Bewertungsgrundlage. Die Grundwasserneubildung wird zeitlich und räumlich hochaufgelöst, dynamisch berechnet und kann direkt bewertet werden.

Die **Abflußregulationsfunktion** berücksichtigt den Versiegelungsgrad und die Bodenbedeckung (Nutzung) zusammen mit der Hangneigung, der Infiltrationskapazität sowie der nutzbaren Feldkapazität und dem Untergrundgestein. Aufgrund der Berücksichtigung der Bodenbedeckung sind in den Szenarien Veränderungen in bezug auf die Abflußregulationsfunktion zu erwarten.

Die von der Vegetation und der Nutzung bestimmte Blattfläche beeinflusst die **Luftregenerationsfunktion**. Je größer und rauher die Blattfläche ist, desto höher ist die Filterfunktion gegenüber Schadstoffen. Die Bewertungsvorschrift berücksichtigt Wälder, Kleingehölze und waldfreie Biotopie wie Trockenrasen und Feuchtbiotopie. Aufgrund der Aufforstungen in den Szenarien A und B um jeweils knapp 400 ha, kann mit einer Verbesserung dieser Landschaftsfunktion gerechnet werden. Eine Quantifizierung wird an dieser Stelle jedoch nicht vorgenommen.

Die Bewertungsvorschrift der **klimameliorations- und bioklimatischen Funktion** nennt als bestimmende Variable den Anteil der Wiesen- und Ackerflächen. Allerdings spielt diese Funktion nur in den Siedlungsräumen eine Rolle und wird deshalb nicht weiter betrachtet.

Die Bewertung der **Ökotopbildungsfunktion** erfolgt über die Indikatoren Maturität, Natürlichkeit, Diversität und antropogene Beeinträchtigung des ökologischen Zustands. Diversität wird durch die Indikatorgrößen Strukturvielfalt und Artenreichtum ausgedrückt. Eine detailliertere Betrachtung der Szenarioauswirkungen erfolgt nicht.

Die **Naturschutzfunktion** dürfte als Folge unterschiedlicher Anteile von Bracheflächen in den Szenarien variieren. Eine Quantifizierung ist aber nicht möglich, weil keine Beurteilung der einzelnen Bracheflächen im Hinblick auf den Naturschutz möglich ist, sondern nur ihr Flächenanteil bekannt ist.

Die **Erholungsfunktion** wird unter Berücksichtigung der Hangneigung, der Nutzung und der Randeffekte bewertet. Eine Veränderung in der Bewertung der Szenariolandschaften ist zu erwarten, allerdings keine gravierenden Unterschiede.

Die Bewertung der **Potentiale des Landschaftshaushaltes** erfolgt durch die Einzelpotentiale Grundwasserdargebotspotential, biotisches Ertragspotential und landeskundliches Potential. Die Bewertungsanleitung dieser Potentiale sieht keine Berücksichtigung der Nutzung vor.

5.3 Sektorale Bewertungsansätze

5.3.1 Bodenerosion durch Wasser

Bodenerosion ist ein Indikator für fehlenden Erosionsschutz, ungünstige Fruchtfolgen und einer den standörtlichen Gegebenheiten unangepassten Nutzung. Hohe Bodenabträge führen z.B. zu einer Eutrophierung benachbarter Standorte oder Gewässer, einer Verschmutzung von Straßen, einer Abnahme der Bodenfruchtbarkeit, einer Umverteilung von Nährstoffen innerhalb eines Schrages und Ertragseinbußen.

Die Höhe der Bodenabträge durch Wassererosion wurde für das Untersuchungsgebiet mit dem Programm TOPNEW auf der Basis der ABAG berechnet. Diese Ergebnisse können in eine Bewertung der Szenariolandschaften einfließen. Nach dem Vorschlag von MARKS et al. (1992) erfolgt die Bewertung der Abträge wie in der Tabelle 33 dargestellt.

Tabelle 33: Bestimmung des Erosionswiderstandes der Landschaft und seine Bewertung im Hinblick auf die Bodenerosionsanfälligkeit und die landwirtschaftliche Nutzungseignung (aus: MARKS et al. 1992)

Mittlerer Bodenabtrag (t/ha*a)	Erosionswiderstand		Bewertung		
	Klasse	Bezeichnung	Bodenerosionsanfälligkeit	landwirtschaftliche Nutzungseignung	Klasse
< 1	I	sehr groß	keine	sehr gut	1
> 1 – 5	II	groß	sehr gering	gut	2
> 5 – 10	III	mittel	gering	mittel	3
> 10 – 15	IV	mäßig	mittel	mäßig	4
> 15 – 30	V	gering	groß	schlecht	5
> 30	VI	sehr gering	sehr groß	sehr schlecht	6

Eine Auswertung und Bewertung der Erosionsergebnisse in den Szenarien zeigt, daß nur sehr geringe Flächenanteile in allen betrachteten Szenarien eine mittlere, große oder sehr große Bodenerosionsanfälligkeit aufweisen (Tabelle 34). Ein Vergleich der Bewertungsergebnisse gibt aber dennoch Aufschlüsse: Flächen mit sehr großer Erosionsneigung sind in den Szenarien A und Ist doppelt so weit verbreitet wie im Szenario B. Auch Standorte mit mittlerer und großer Bodenerosionsanfälligkeit nehmen im Szenario B eine kleinere Fläche ein. Das Szenario A wird schlechter bewertet als das Ist-Szenario, obwohl die Gesamtbodenabträge niedriger sind (A: 1733 t/a, Ist: 1863t/a).

Tabelle 34: Bewertung der Bodenerosion (Bodenerosionsanfälligkeit) in den Szenariolandschaften. Flächenanteil (in ha) der Szenarien an den jeweiligen Bewertungsklassen

landwirtschaftliche Nutzungseignung	Bodenerosionsanfälligkeit	Ist-Szenario	Szenario A	Szenario B
sehr gut	keine	>6500	>6500	>6500
gut	sehr gering	400,2	385,3	411,5
mittel	gering	36,9	36,1	35,5
mäßig	mittel	7,7	9,9	6,5
schlecht	groß	5,25	6,4	4,3
sehr schlecht	sehr groß	2,2	2,1	1,1

Die von WISCHMEIER & SMITH (1965) erwähnte **Bodenabtragstoleranz** ist definiert als die Bodenabtragsmenge, die auf einem Standort ein hohes Ertragsniveau auf unbestimmte Zeit gewährleistet. Hier kann kritisch angemerkt werden, daß der Toleranzwert nur die Produktionsfunktion der Böden einbezieht, aber auch ökologische Funktionen durch Bodenabträge beeinträchtigt werden (STRÖBL 1999). STRÖBL (1999) hat die Ergebnisse der Szenario-rechnungen unter Berücksichtigung eines modifizierten, von der Bodenzahl abhängigen, Toleranzwertes bewertet:

$$T = (GZ/8) - 1$$

mit: T Toleranzwert in t/ha*a

GZ Grundzahlen (hier Bodenzahlen)

Überschreitet der langjährige potentielle Bodenabtrag den standortabhängigen Toleranzwert, so ist dies negativ zu bewerten, erfolgt keine Bodenerosion oder wird der Toleranzwert eingehalten, so ist dies positiv zu bewerten.

Im Szenario A wird der Toleranzwert auf einer Fläche von 79,8 ha überschritten. Im Szenario B geschieht dies nur auf einer Fläche von 48,5 ha. Im Ist-Szenario wird auf 62,2 ha der Toleranzwert überschritten. Der Vorteil dieses Bewertungsverfahrens gegenüber dem ersten, ist die Variabilität des Toleranzwertes in Abhängigkeit von der Bodenausstattung. Ein Szenariovergleich der Bewertungsergebnisse zeigt erneut, daß die Agrarindustrie am schlechtesten abschneidet und die kleinstrukturierte Landwirtschaft die wenigsten Toleranzwertüberschreitungen verursacht.

Eine weitere Möglichkeit, Bodenabträge zu bewerten, ist die Orientierung an der Bodenneubildung. Demnach sind Bodenverlagerungen tolerierbar, solange die Bodenneubildungsrate nicht überschritten wird. Als Umweltqualitätsstandard für eine nachhaltige Landwirtschaft schlagen HEINL et al. (1996) für schluffige und lehmige Standorte einen Toleranzwert, bezogen auf die

Bodenneubildung, von 1 t/ha*a und 0,5 t/ha*a auf Sand vor. Eine Anwendung dieser Standards führt zu folgender Bewertung der Landnutzungsszenarien:

Im Ist-Szenario werden auf 532 ha Fläche die Toleranzwerte überschritten, im Szenario A geschieht dies auf 515 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche und im Szenario B findet eine Überschreitung auf einer Fläche von 546 ha statt. Somit schneidet das Szenario B, anders als in den anderen Verfahren, bei dieser Bewertungsmethodik am schlechtesten ab.

5.3.2 Grundwasserneubildung

BORK et al. (1995) verwenden den Landschaftsindikator "Klimatische Wasserbilanz" zur Beschreibung und Bewertung des Wasserhaushalts. Die klimatische Wasserbilanz ergibt sich aus der Differenz zwischen Niederschlag und realer Verdunstung, sofern Speicheränderungen unberücksichtigt bleiben oder nicht stattfinden. Im Flachland ist dieser Wert, bei geringem Direktabfluß in Vorfluter, gleichzusetzen mit der Grundwasserneubildung. Die Jahressumme liefert, differenziert in die Werte des hydrologischen Sommer- und Winterhalbjahres, wichtige Hinweise zur Auswaschungsgefährdung von Nährstoffen außerhalb der Vegetationsperiode und Informationen über möglichen Wassermangel im Sommerhalbjahr.

Über die Grundwasserneubildung findet eine Speisung der Grundwasservorräte statt, die wiederum die Trink- und Brauchwasserversorgung sicherstellen. Aus Sicht der Wasserwirtschaft ist eine hohe Grundwasserneubildung positiv zu bewerten. Anzumerken sei in diesem Zusammenhang, daß die antropogene Nutzung der Landschaft zu quantitativ höheren Grundwasserspeisungen geführt hat, weil unter Ackernutzung wesentlich mehr Grundwasser gebildet wird als unter Wald. MARKS et al. (1992) klassifizieren und bewerten die Grundwasserneubildungsfunktion wie in Tabelle 35 angegeben.

Tabelle 35: Klassifizierung der Grundwasserneubildung (aus: MARKS et al. 1992)

Punkte	Grundwasserneubildung	Bewertung
1	> 320	sehr hoch
2	> 240 - < 320	hoch
3	180 – 240	mittel
4	100 – 180	gering
5	< 100	sehr gering

Das Modellsystem WASMOD berechnet die Grundwasserneubildungsrate im Untersuchungsgebiet räumlich und zeitlich hoch aufgelöst. Zur Bewertung wird der langjährige Mittelwert verwendet, um den Einfluß jährlicher Klimaschwankungen auszuschließen.

Tabelle 36: Bewertung der Grundwasserneubildung im Szenariovergleich

Bewertung	Ist-Zustand (ha)	Szenario A (ha)	Szenario B (ha)
sehr hoch	1916	1500	1228
hoch	2218	2587	2824
mittel	511	588	600
gering	171	191	220
sehr gering	289	238	233

Allgemein kann festgestellt werden, daß die Grundwasserneubildungsfunktion in allen drei Landschaften als hoch bis sehr hoch zu bezeichnen ist. Der Flächenanteil an diesen Bewertungsklassen liegt im Ist Szenario bei 81%, im Szenario A bei 80% und im Szenario B bei 79%. Obwohl die Modellergebnisse auf den ersten Blick keine großen Unterschiede zeigen (vgl. Kapitel 4.3.5), sind die Bewertungsergebnisse im Detail verschieden. In den Szenarien A und B sind Flächen mit einer sehr hoch bewerteten Grundwasserneubildungsfunktion im Vergleich zum Ist-Zustand zurückgegangen. Dieser Rückgang ist im Szenario B stärker ausgeprägt. Die Bewertungsstufe „hoch“ ist dagegen in den Szenarien A und B mit größerem Flächenanteil vertreten.

5.3.3 Abflußregulationsfunktion

Die Funktion einer Landschaft, den Abfluß zu regulieren und den Direktabfluß zu minimieren, wird in der Bewertungsgrundlage nach MARKS et al. (1992) in Abhängigkeit von folgenden Parametern beurteilt:

- Versiegelungsgrad/Bodenbedeckung
- Hangneigung
- Infiltrationskapazität
- nutzbare Feldkapazität
- Untergrundgestein usw.

Die Vorschrift verteilt für die relevanten Eigenschaften Punkte, die summiert die Bewertung ergeben. Nutzungssensitiv ist lediglich der Faktor Bodenbedeckung, der recht differenziert berücksichtigt wird (Tabelle 37).

Tabelle 37: Bewertung von Versiegelung/Bodenbedeckung

Bodenbedeckung	Punkte
betonierte, asphaltierte, überbaute Flächen	**
Hackfrüchte, Gemüse, Mais	1

Getreide (außer Mais)	2
Dauergrünland	3
Buschwerk (Brachflächen)	4
Wald	**

** = betonierte, asphaltierte oder überbaute Flächen werden in jedem Fall mit „sehr gering“, Wälder in jedem Fall mit „sehr hoch“ bewertet (siehe **Tabelle 39**)

Die anderen Parameter sind nutzungsunabhängig und somit in allen drei Szenarien gleich ausgeprägt.

Tabelle 38: Bewertung der Hangneigung, der Infiltrationskapazität und der nutzbaren Feldkapazität (nFK) nach MARKS et al. (1992) und LESER & KLINK (1988):

Hangneigung	Punkte	Infiltrationskapazität (Bodenart)	Punkte	Klasse der nFK (in mm)	Punkte
0 – 2°	5	S, H	5	> 200	5
2 – 7°	4	SL, IS, t'S	4	140 – 200	4
7 – 15°	3	sL, IU, uL	3	90 – 140	3
15 – 35°	2	tL, stL	2	50 – 90	2
> 35°	1	T	1	< 50	1

Die Gesamtpunktzahl entscheidet in dem Bewertungsschritt über die Einordnung des Standortes in bezug auf die Abflußregulationsfunktion (Tabelle 39). Die Ergebnisse zeigen, daß in allen Szenarien die Abflußregulationsfunktion *mittel* bis *sehr hoch* einzuschätzen ist. Der Szenarienvergleich zeigt nur geringe Unterschiede in der Bewertung. In den Szenarien A und B ist der Flächenanteil mit *sehr hoher* Bewertung um jeweils 350 ha angestiegen, was allein durch die Aufforstungsmaßnahmen zu erklären ist. Der Anteil der Flächen mit *geringer* und *sehr geringer* Einschätzung bleibt nahezu unverändert, was auf einen geringen Einfluß der Landnutzungsveränderungen auf diese Landschaftsfunktion schließen läßt.

Tabelle 39: Bewertungsergebnis der Abflußregulationsfunktion in den Szenarien (Flächenanteil in ha)

Bewertung	Ist-Szenario	Szenario A	Szenario B
sehr hoch	541	919	908
hoch	3361	3101	3049
mittel	2160	2008	2077
gering	58	87	84
sehr gering	490	498	496

5.3.4 Nitrat im Grundwasser

Die Stoffbelastung des Grund- und Sickerwassers mit Nitrat kann durch Überdüngung, hohe Hintergrundbelastung, hohe Deposition und unangepaßte Nutzung verursacht werden. Weitere Möglichkeiten hoher Nitratkonzentrationen sind (MUNF 1996):

- Düngung außerhalb der Vegetationsperiode,
- Grünlandumbruch,
- Anbau flachwurzelter Pflanzenarten,
- Aufbringung von organischen Nährstoffträgern (Gülle, Klärschlamm, Kompost) zu Abfallentsorgungszwecken und nicht zu Düngezwecken.

Seit 1986 gilt für Nitrat im Trinkwasser ein Grenzwert von 50 mg Nitrat/l, der als **Umweltqualitätsstandard** in dieser Untersuchung gelten soll. In Schleswig-Holstein erfolgt die Trinkwasserversorgung ausschließlich aus dem Grundwasser. Jährlich werden 220 Mio. m³ Grundwasser durch die öffentliche Wasserversorgung entnommen. Dementsprechend muß es das Ziel sein, diese Ressource langfristig zu schonen und vor Einträgen zu schützen (LAWA 1995). Insgesamt werden in Schleswig-Holstein bereits in 14% aller Wasserwerke Nitratkonzentrationen von >25 mg NO₃/l erreicht. Naturräumlich, so wird von der LAWA (1995) festgestellt, ist das Problem einer Verunreinigung des oberflächennahen Grundwassers mit Nitrat im Östlichen Hügelland weniger gravierend als in der Geest.

Eine Bewertung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des Bodens auf Grundlage der Modellergebnisse wurde bereits von STRÖBL (1999) durchgeführt. Dabei wurde folgende Klassifikation angewandt:

Tabelle 40: Bewertung der Nitratkonzentration im Sickerwasser (in mg NO₃/l) und Flächenanteile (in ha) in den Szenarien (ausgewertete Fläche 5100 ha)

Nitratkonzentration	Bewertung	Ist-Szenario	Szenario A	Szenario B
< 25	sehr gut	829	1127	1470
25 – 50	gut	644	505	2636
50 – 100	schlecht	3024	2893	956
> 100	sehr schlecht	602	574	38

Die Landnutzungsszenarien zeigen deutliche Veränderungen in den Bewertungsergebnissen. Während die Unterschiede zwischen dem Ist-Zustand und dem Szenario A nicht gravierend sind, zeigt sich im Szenario B eine deutliche Verbesserung dieser Funktion. Die intensive Landbewirtschaftung in dem Agrarindustrie-Szenario und im Ist-Zustand führen zu *schlechten* Sickerwasserqualitäten in der Landschaft, die eine Nutzung der Ressource Grundwasser gefährden können. Dieser Zustand kann durch die flächendeckende Einführung des ökologischen

Landbaus korrigiert werden. Im Szenario B kann die Qualität des Sickerwassers in großen Teilen als *gut* bis *sehr gut* bezeichnet werden. Die Unterschiede zwischen dem Szenario A und dem Ist-Szenario sind weniger deutlich. In der Agrarindustrie vergrößert sich die Fläche mit einer *sehr guten* Sickerwasserqualität um fast 300 ha. Ein Großteil dieser Verbesserung ist auf die Aufforstungen zurückzuführen.

Die Abbildung 45 zeigt die räumliche Ausprägung der bewerteten Nitratkonzentration. Die deutlichen Unterschiede zwischen dem Ist-Szenario und dem Szenario A auf der einen Seite und dem Szenario B auf der anderen Seite sind deutlich erkennbar.

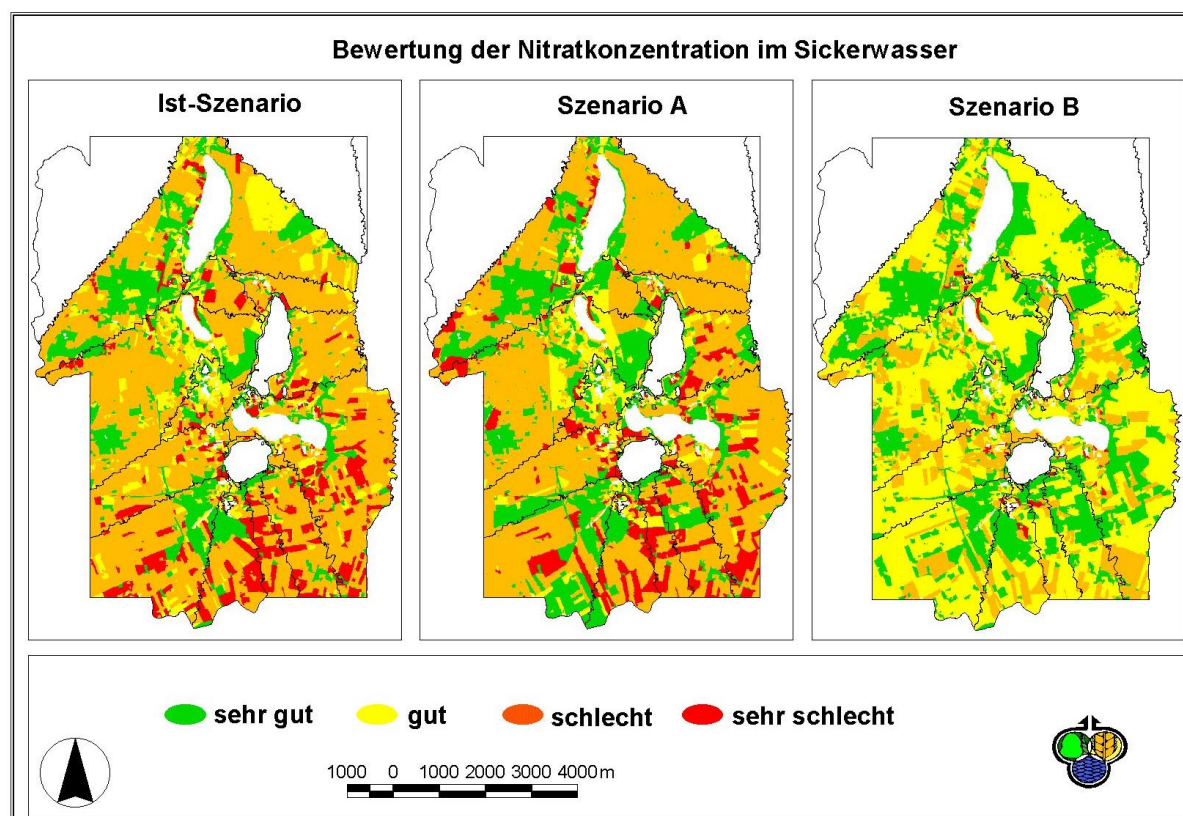


Abbildung 45: Bewertungskarten der Nitratkonzentration im Sickerwasser in den Szenarien

5.3.5 N-Bilanz

Eine Stickstoffbilanz umfaßt sämtliche Ein- und Austräge an Stickstoffverbindungen auf einer Fläche oder einem Betrieb. Folgende Stickstoffbilanzen lassen sich erstellen:

- Betriebsbilanz (Hoftorbilanz)
- Stallbilanz
- Flächenbilanz (Schlagbilanz)

Dabei sind aus wasserwirtschaftlicher Sicht die Flächenbilanzen vorzuziehen (DVWK 1996), während für die Beratung in der Landwirtschaft Stall- oder Betriebsbilanzen wichtiger sein

können. Der Bilanzierungszeitraum sollte in der Praxis mindestens zwei Fruchtfolgerotationen umfassen.

Einen Einblick in die Effizienz eines Agrarökosystems bietet die Aufstellung einer flächenbezogenen N-Bilanz. Durch die Aufstellung einer solchen Bilanz kann analysiert werden, welche N-Verluste auftreten und über welchen Pfad sie das System verlassen. Hier bestehen zwei Hauptpfade: Entweder werden N-Überschüsse als Nitrat mit dem Sickerwasser in das Grundwasser oder über Interflow sowie Oberflächenabfluß in benachbarte Systeme eingetragen oder gasförmige Stickstoffverbindungen verlassen das Gebiet als NH_3 oder als Stickoxide (z.B. N_2O). Der Stickstoffhaushalt in Agrarökosystemen, ist durch die Einzelprozesse Düngung, Mineralisation, Immobilisierung, N-Fixierung, Nitrifikation, Denitrifikation, Volatilisation und Leaching bestimmt, die komplex miteinander verknüpft sind. Das Ergebnis dieser Prozesse ist in einer N-Bilanz abgebildet.

Bei der Bilanzierung des Landschaftsindikators Stickstoff wird immer wieder ein großer Bilanzierungsüberschuß festgestellt: BACH et al. (1997) ermitteln ein Überschußsaldo von 111 kg N/ha LF*a, ISERMANN & ISERMANN (1996) beziffern den Fehlbetrag für Deutschland sogar mit 154 kg N/ha LF*a.

Die Modellierung mit WASMOD ermöglicht eine vollständige Bilanzierung aller Pool- und Flußgrößen. Die Ergebnisse sind bereits im Kapitel 4 vorgestellt worden.

Im Rahmen einer Bewertung stellt sich die Frage nach möglichen Umweltqualitätsstandards bzw. nach tolerierbaren oder unvermeidlichen Bilanzüberschüssen. Solche Richt- oder Grenzwerte sollten bei Einhaltung im langjährigen Mittel geringe Nitratbelastungen im Grundwasser verursachen (DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT 1992). Für das Untersuchungsgebiet existieren keine Umweltqualitätsstandards für N-Bilanzüberschüsse, so daß das Umweltqualitätsziel „Verringerung der N-Verluste in den Einzugsgebieten“ als Bewertungsgrundlage angewendet wird.

HEINL et al. (1996) bemerken, daß bei einer landwirtschaftlichen Nutzung eines Gebietes stoffliche Verluste unumgänglich sind. Ziel sollte es sein, die Verluste zu minimieren.

Als Nachhaltigkeitsstandard schlagen HEINL et al. (1996) vor, Emissionen im Gleichgewicht zwischen Abgabe und Aufnahmepotential der Umwelt zu halten.

Fest steht, daß Eutrophierungen von Oberflächengewässern und von benachbarten terrestrischen Ökosystemen die Artenzusammensetzung verändern und zerstören können. Die Kontamination des Grundwassers beeinträchtigt die Nutzung als Trinkwasser, die gasförmigen Verluste führen zur Versauerung der Niederschläge mit den daraus resultierenden Folgen und sind als klimarelevant zu bezeichnen. Somit sind weder hohe Verluste durch Auswaschung noch durch gasförmiges Entweichen positiv zu bewerten.

Tabelle 41: Bewertung der N-Verluste bzw. Bilanzüberschüsse (Summe aus Leaching und gasförmigen Verlusten in kg N/ha) (+ = leichte Verbesserung; ++ = wesentliche Verbesserung, - = leichte Verschlechterung, +/- = unverändert)

EZG	Ist-Szenario	Szenario A	Bewertung	Szenario B	Bewertung
1	60	57	+	35	++
3	64	58	+	42	++
4	73	73	+/-	44	++
5	72	64	+	42	++
8	76	81	-	48	++
9	70	64	+	45	++
10	73	62	++	47	++
11	75	72	+	40	++
13	74	81	-	47	++
14	78	64	++	43	++
16	75	70	+	60	++

Das Ergebnis der Bewertung ist eindeutig. Die Stickstoffverluste aus den Einzugsgebieten sind im Ist-Zustand mit zwei Ausnahmen die höchsten. Die Bewertung ist dadurch ebenfalls eindeutig: Das Landnutzungssystem im Ist-Zustand ist im Hinblick auf die Minimierung der N-Verluste das schlechteste, während das Szenario B mit dem ökologischen Landbau in allen Fällen am besten zu bewerten ist.

5.3.6 Naturraum- und Biotopausstattung und Habitatfunktion

Die Funktion der Landschaft als Lebensraum für Flora und Fauna wird in MARKS et al. (1992) als Ökotoptbildungs- und Naturschutzfunktion bezeichnet. Ein häufig genanntes Kriterium in diesem Zusammenhang ist die Diversität. GRABAUM (1996) bezeichnet die Diversität sogar als Hauptindikator für Nachhaltigkeit im ökologischen Sinn.

Da die Qualität von Biotopen in den Szenariolandschaften nicht bewertet werden kann und die Artendiversität von Flora und Fauna unbekannt ist, kann eine Bewertung der Szenarien nur über **Indikatoren** erfolgen. Für landwirtschaftlich geprägte Gebiete kann die **Bewirtschaftungsintensität** als Indikator für den Artenreichtum herangezogen werden (STRÖBL 1999). Weiterhin kann die **Verbreitung von Kleinstrukturen** (als typische Kleinstrukturen in Schleswig-Holstein sind Knicks zu nennen) als Anzeiger für die Habitatfunktion genutzt werden. Die Wertigkeit von Knicks für die Flora und Fauna ist wiederum von einer Vielzahl von

Faktoren abhängig, die im Rahmen der Szenarien nicht komplett vorliegen (z.B. Struktur und Zusammensetzung der Knicks).

In den Szenarien verändert sich geringfügig die Knickdichte und –länge, was zu geringen Veränderungen der Landschaftsbewertung führen wird.

STACHOW (1995) beschreibt den Landschaftsindikator „Naturraum- und Biotopausstattung“ anhand der Teilindikatoren Naturräumliche Vielfalt, Vielfalt der Flächennutzung und Naturnähe der Flächennutzungen. In dieser Arbeit soll die **Vielfalt der Flächennutzung** über den SHANNON-Index berechnet und die Szenarien vergleichend bewertet werden.

Hypothese der nachfolgenden Bewertung ist, daß eine vielfältige Nutzungsstruktur günstiger für eine biotische Vielfalt ist als eine monotone. Weiterhin wird angenommen, daß eine gleichmäßige Verteilung der Nutzungstypen eine reichhaltige Naturraum- und Biotopausstattung begünstigt (STACHOW 1995). An dieser Stelle sei angemerkt, daß die Bewertungsmethode die räumliche Nutzungsverteilung nur begrenzt erfaßt. So kann mit dem SHANNON-Index in einem Gebiet nicht quantifiziert werden, ob fünf große, räumlich zusammenhängende Nutzungseinheiten existieren oder von jeder Nutzungseinheit 20 verschiedene Teilflächen vorhanden sind. Der SHANNON-Index berücksichtigt nur die Anzahl der Hauptnutzungstypen und den Flächenanteil, aber nicht ob es nur einen großen Wald gibt oder fünf kleinere Waldstücke.

Zur Berechnung des SHANNON-Index wird die Landnutzung in fünf Hauptnutzungstypen differenziert: Acker, Intensivgrünland, Extensivgrünland und Brachen, Wälder sowie Siedlungen.

Index nach SHANNON (übernommen aus STACHOW 1995):

$$H_s = -1 * \sum \frac{n}{a} * \ln \frac{n}{a}$$

- a die Anzahl der Einheiten aller Klassen, in diesem Fall also die Gesamtfläche, die von Hauptnutzungen eingenommen wird;
- n die Anzahl der Einheiten einer bestimmten Klasse, in diesem Fall also die Flächen, die von einzelnen Hauptnutzungen eingenommen werden.

Tabelle 42: SHANNON-Index der Flächennutzung in den Szenarien (zur Numerierung der Einzugsgebiete siehe S. 35)

EZG	Ist-Szenario	Szenario A	Szenario B
1	1,11	1,16	1,06
3	1,33	1,37	1,15
4	1,07	1,14	1,28
5	1,02	1,32	0,99
8	1,23	1,38	1,46

9	1,10	1,23	1,06
10	1,08	1,32	0,97
11	0,90	1,21	1,19
13	1,02	1,19	1,31
14	0,82	0,89	0,77
16	1,39	1,38	1,40
Gesamtgebiet	1,20	1,30	1,23

Der maximal erreichbare Hs-Wert liegt bei 1,61, wenn jeder Hauptnutzungstyp jeweils 20% der Fläche einnimmt. Sind keine Siedlungen in einem Einzugsgebiet vorhanden, liegt der maximale Hs-Wert für vier Hauptnutzungstypen bei 1,31 (jeweils 25% Flächenanteil).

Die Auswertung der Ergebnisse ergibt, daß im Szenario A, der Agrarindustrie, in sieben Einzugsgebieten die höchsten Indizes berechnet werden. Im Szenario B, der kleinstrukturierten Landwirtschaft, wird in vier Einzugsgebieten der höchste Werte erreicht. Der Ist-Zustand ist in keinem Einzugsgebiet mit dem höchsten Hs-Wert vertreten.

Die höchste Flächenvielfalt wird im Szenario im Einzugsgebiet 8 erzielt. Veränderungen in der Landnutzungsvielfalt sind im EZG 11, im EZG 10, im EZG 5 besonders deutlich festzustellen. Geringe Hs-Werte werden in den Einzugsgebieten 11 (IST), 14 (alle Szenarien) und 10 (B) berechnet. Im Einzugsgebiet 11 ist im Ist-Zustand kaum Wald und Siedlungsfläche vorhanden, so daß die Nutzung durch Acker und Grünland beherrscht wird. Das Einzugsgebiet 14 zeichnet sich durch den höchsten Anteil intensiver Landnutzungsformen aus (75% Acker, 10-15% Intensivgrünland). Die Landnutzungsverteilung des Einzugsgebietes 10 wird im Szenario B durch großflächigen Grünlandumbruch vereinheitlicht. Bemerkenswert ist, daß die Aufforstungen im Szenario B, obwohl auf einer zusammenhängenden Fläche durchgeführt, keine Reduzierung des Hs-Wertes in den betroffenen Einzugsgebieten zur Folge haben.

Bewertend kann gesagt werden (unter Berücksichtigung der getroffenen Annahmen), daß die Flächennutzungsvielfalt im Szenario A am günstigsten ist, um eine diverse Artenvielfalt hervorzubringen. Einschränkend muß allerdings erwähnt werden, daß die Vielfalt der Ackernutzung im Szenario A die geringste ist und daß nicht die Bewirtschaftungsintensität berücksichtigt wird. In diesem Punkt ist das Szenario B mit ökologischem Landbau sicherlich besonders günstig, weil auf den Einsatz von N-Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel verzichtet wird. Die Aussagekraft dieses Indikators ist zumindest als unsicher zu bezeichnen, weshalb auch auf eine Berücksichtigung in der Gesamtdarstellung bzw. -bewertung verzichtet wird.

5.4 Integrative Bewertung

5.4.1 Einleitung

Abweichend von der klassischen sektoralen Bewertung muß es neben einer Einzelbewertung der Indikatoren eine Aufgabe der Ökosystemforschung sein, komplexe Wirkungszusammenhänge anhand von geeigneten Indikatorensets oder Indizes aufzeigen und bewerten zu können. Diese ganzheitliche Betrachtung der Funktionalität von Ökosystemen wird aus dem Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung sowie der Leitlinie Ökosystemintegrität abgeleitet (BAUMANN & MÜLLER 1999). In diesem Kapitel soll eine bewertende, integrative Gesamtbilanz erstellt werden, um eine Übersicht über die Indikatorenausprägung zu vermitteln und eventuelle Wechselwirkungen graphisch zu präsentieren und zu analysieren.

GRABAUM (1996) betont, daß die Landschaft multifunktional ist und somit auch multifunktional zu bewerten sei und übernimmt in seiner multikriterialen Landschaftsbewertung den Ansatz von NIEMANN (1992), der eine **Nutzwertanalyse** unter Berücksichtigung vieler ökologischer Gegebenheiten betreibt. GREINER (1992) versucht mittels eines sogenannten Ökoindezes, einen Indikator zu formulieren, der in adäquater Weise die negativen Einflüsse der Landwirtschaft auf die Umwelt beschreibt. Hierfür werden die ökologischen Bereichsindizes Bodenbedeckungsgrad, Gesamtdüngungsmenge, N-Bilanzüberschuß und Pflanzenschutz Aufwand zu einem Ökoindezes aggregiert, der Aussagen über die Landnutzungsintensität machen soll. Dieser wird einem Wirtschaftlichkeitsindex gegenübergestellt, welcher die Bereichsindizes Gewinn aus der Landwirtschaft, verfügbares Haushaltseinkommen und Eigenkapitalbildung berücksichtigt. In einer Nutzwertanalyse ist nun der Gesamtnutzwert festzustellen. GREINER (1992) bemerkt, daß bei unterschiedlich gewichteten Teilindizes unterschiedliche Ergebnisse erzielt werden. Daraus ergibt sich eine gewisse Gewichtungproblematik, der sich jeder Anwender dieser Methodik bewußt sein muß.

Zur Bewertung von Kleinlandschaften im Kraichgau wenden ASSFALG & WERNER (1992) die Nutzwertanalyse an, um über verschiedene Zielkriterien die Landschaften mit ihrer aktuellen und später mit der optimierten Nutzung zu bewerten.

Die Nutzwertanalyse wird nach GREINER (1992) der Multidimensionalität der Komplexität der Zusammenhänge gerecht und ermöglicht einen quantitativen Vergleich von Landnutzungsintensitäten. Sie ist aber insofern problematisch, daß sie viele Probleme in ihrer korrekten Anwendung und Interpretation aufwirft. Ganz evident sind die Schwierigkeiten bei der Auswahl von zu bewertenden Objekteigenschaften und der Formulierung eines Zielsystems. Später ergibt sich die Frage nach der Gewichtung der einzelnen Wertausdrücke und Teilnutzen. Vorteilhaft ist sicherlich die leichte technische Durchführung und die Transparenz des Verfahrens. MARKS et al. (1992) betrachten die Nutzwertanalyse als ein zu starres Verfahren, um ökolo-

gische Bewertungen durchzuführen. Kritisiert wird die weitreichende Quantifizierung, die eine Genauigkeit vortäuscht, die nicht gegeben ist.

Der in den Niederlanden für den Gewässerschutz entwickelte Amöben-Ansatz orientiert sich an dem Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Amöbe steht als Abkürzung für „Allgemeine Methode zur Ökosystembeschreibung und Bewertung“ (RSU 1994). Der Ansatz sieht vor, einen Satz von Indikatoren auszuwählen und für diese Indikatoren einen Soll-Zustand bzw. Referenzzustand unbelasteter Systeme zu ermitteln. Je näher der Ist-Zustand diesem Referenzzustand ist, desto wahrscheinlicher ist eine nachhaltige Entwicklung (RSU 1994). Der „Amoeba-Approach“ ist für die Vermittlung komplexer Umweltziele geeignet (MARZELLI 1994). Dieser Bewertungsansatz zeigt, daß nicht immer eine Verrechnung nötig ist, sondern allein eine optische Darstellung ausreicht (WIEGLEB 1997).

In BORK et al. (1995) wird die Gesamtübersicht aller Indikatoren als Polardiagramm dargestellt. Diese Abbildungsform unterscheidet sich von einer Amöben-Darstellung dadurch, daß kein Referenzzustand definiert wurde. Auch in dieser Arbeit werden keine Amöben im definitivem Sinne entwickelt, obwohl die Darstellungsform daran erinnert. Es werden nur Polardiagramme zur gleichzeitigen und übersichtlichen Darstellung mehrerer Indikatoren abgebildet. Zur Übernahme des Amöben-Ansatzes fehlt die Definition des Referenzzustandes. Für die einzelnen Indikatoren können zur Zeit noch keine Umweltqualitätsstandards abgeleitet werden. Deshalb kann auch kein „Window of Viability“ definiert werden, innerhalb dessen eine nachhaltige Entwicklung des Systems möglich wäre. Dies wird von REICHE (2000) geleistet, der mit DILAMO zwei Extremszenarien (den „best und worst case“) berechnet. Er beschreibt mit dem ersten Extremszenario den Optimal- bzw. den Referenzzustand (Laubwald bzw. Bruchwald auf der gesamten Fläche) und mit dem zweiten Extremszenario den „worst case“, Maismonokultur- und Intensivgrünland auf der gesamten Fläche.

5.4.2 Einzugsgebietsbezogene ganzheitliche Bewertung der Szenarien

Zur Bewertungsmethodik und zur Ableitung von Funktionalitätsindikatoren siehe Kapitel 2.4.

Im Rahmen der Einzugsgebietsbewertung lassen sich einige, für alle Bewertungseinheiten geltende, allgemeine Tendenzen herausarbeiten:

1. Die Indikatoren des Wasserhaushalts unterscheiden sich kaum. Der Gebietsabfluß, der Wasservorrat sowie die Evapotranspiration variieren nur gering. Der Einfluß der Landnutzungsveränderungen in den Szenarien auf diese Funktionsindikatoren ist gering.
2. Gravierende Bewertungsunterschiede ergeben sich für die Indikatoren N-Zyklus A, N-Zyklus B, N-Verlustminderung, Erosionsminderung und in wenigen Fällen für den Indikator Kohlenstoffvorrat. Unterschiede sind zwischen den Szenarien aber auch zwischen den einzelnen Einzugsgebieten auffällig.

3. Das Szenario B, die kleinstrukturierte Landwirtschaft mit dem ökologischen Landbau, schneidet in bezug auf die Funktionalität am besten ab. Damit kann abgeleitet werden, daß das Szenario B eher eine nachhaltige Entwicklung fördert oder zuläßt als der Ausgangszustand oder das Szenario A. Das Szenario B wird in der N-Mineralisation, dem N-Zyklus und dem N-Austrag deutlich besser bewertet als die beiden Vergleichsszenarien.

Die Abbildung 46 zeigt die Bewertungsdarstellung des Gesamteinzugsgebiets, die Abbildung 47 und die Abbildung 48 zeigen die Bewertungsdarstellungen der abgegrenzten Einzugsgebiete im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Wie im Kapitel 2 erläutert, wird die Indikatorausprägung im Ist-Szenario als 100% definiert und die Werte in den Szenarien als Relativwert zu diesen 100% dargestellt.

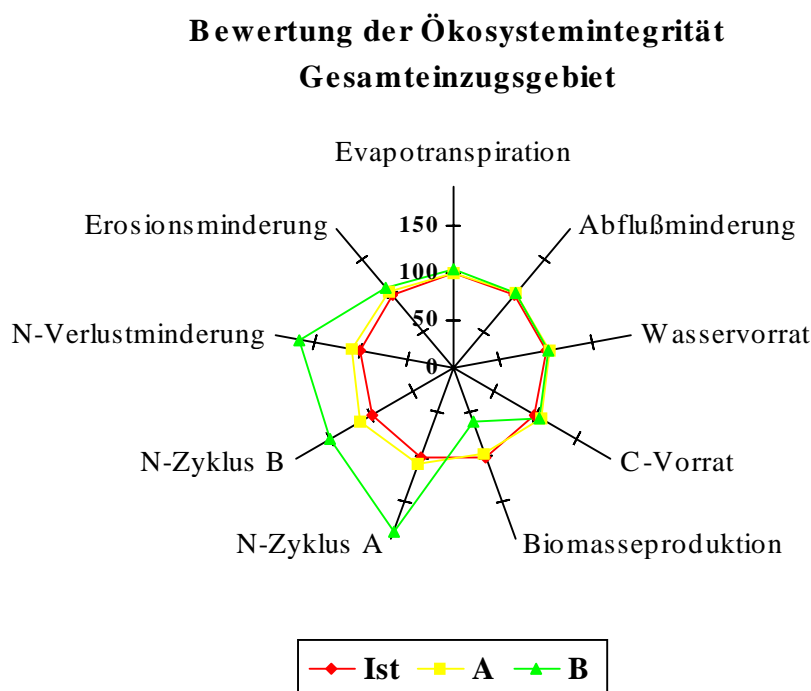


Abbildung 46: Bewertung der Ökosystemintegrität im Gesamteinzugsgebiet (Indikatorausprägung Ist-Szenario = 100%)

Im Gesamtgebiet verbessert sich die Funktionalität des Szenarios B und somit die Integrität gegenüber dem Ist-Zustand. Während die Transpiration, der Gebietsabfluß, der Wasservorrat im Boden, der C-Vorrat und die Erosionsminderung nahezu unverändert bleiben, zeigt sich in den Funktionalitätsindikatoren N-Zyklus A und B sowie N-Verlustminderung eine deutliche Verbesserung. Dieser Umstand ist in erster Linie auf die Einführung des ökologischen Landbaus auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen zurückzuführen. Dadurch verringern sich die N-Importe und als Folge auch die N-Verluste. Durch den Anbau von Leguminosen und die Ausbringung von Wirtschaftsdünger wird die Mineralisation und die N-Rückführung auf hohem Niveau gehalten. Die gleichzeitige Verringerung der N-Importe führt zu einer Erhöhung der Cycling-Indikatoren.

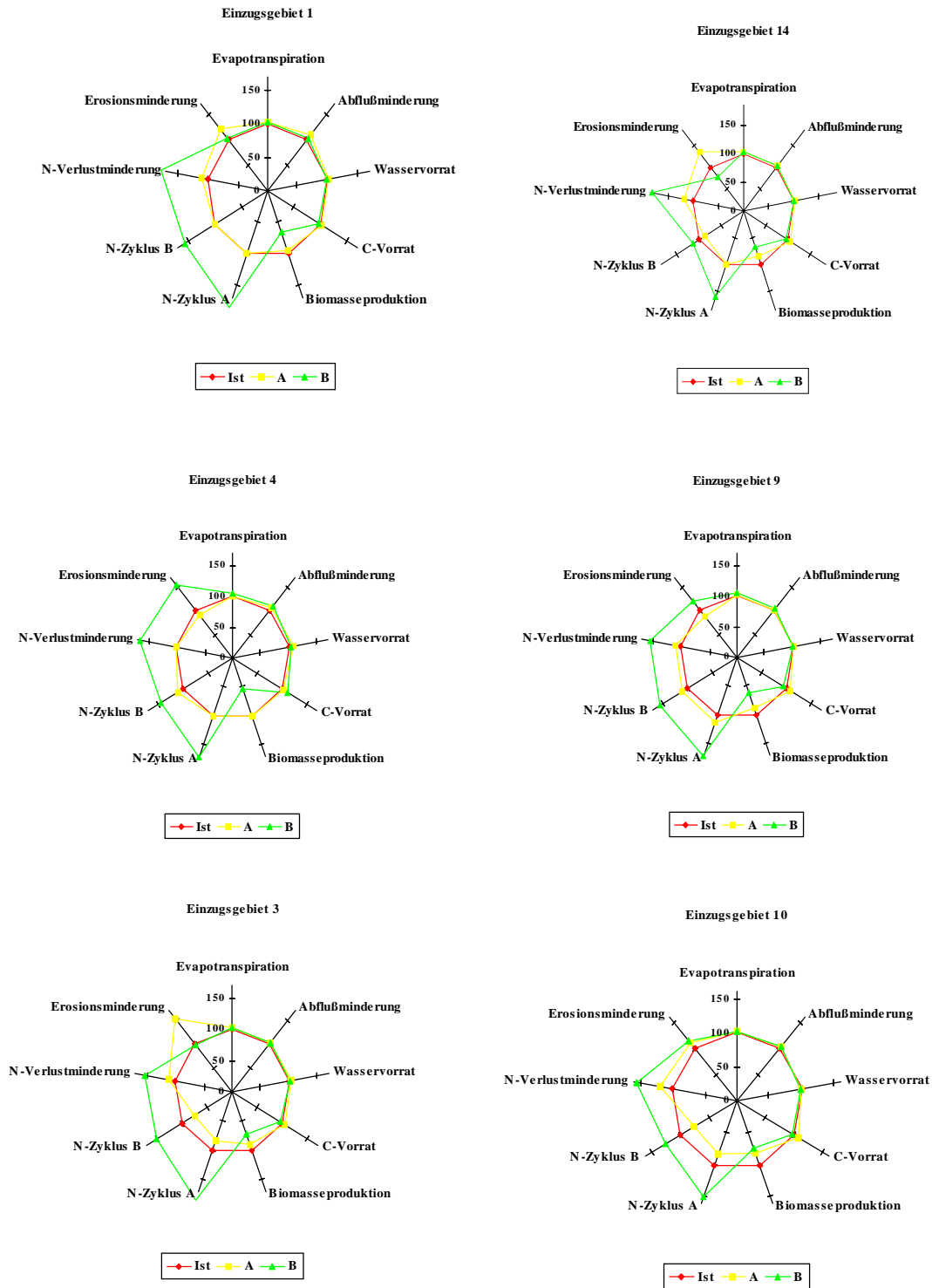


Abbildung 47: Darstellung der Funktionalitätsindikatoren der Einzugsgebiete 1, 14, 4, 9, 3 und 10 (Stolper See, Schmalensee, Belauer See und Schierensee) (Indikatorausprägung Ist-Szenario = 100%)

Das größte Teileinzugsgebiet, das **Einzugsgebiet 1**, wird ähnlich wie das Gesamtgebiet bewertet. Die Biomasseproduktion (Nettoprimärproduktion) geht im Szenario B zurück, die Indikatoren des Wasserhaushalts sind in allen drei Szenarien fast unverändert und die stickstoffbezogenen Indikatoren zeigen im Szenario B eine deutliche Verbesserung des Umweltzustandes im Einzugsgebiet an. Der Umweltzustand im Szenario A bleibt, mit Ausnahme der Erosionsminderung, die sich im Szenario A leicht verbessert, im Vergleich zum Ist-Zustand auf dem gleichen Niveau.

Das **Einzugsgebiet 14**, das zweite Teileinzugsgebiet des Stolper Sees, zeigt andere Veränderungen in bezug auf die Ökosystemfunktionalität. Das Szenario A und das Ist-Szenario unterscheiden sich in diesem System deutlicher voneinander. Im Szenario A verschlechtern sich die Kreislaufführung und die Biomasseproduktion geringfügig. In dem Szenario B zeigt sich eine deutliche Verschlechterung des Erosionsschutzes, aber eine Steigerung der N-Verlustminderung und der Cycling-Indikatoren.

In dem **Einzugsgebiet 4**, dem Schmalensee-Einzugsgebiet, werden das Ist-Szenario und das Szenario A wieder nahezu gleich bewertet. Das Szenario B schneidet in bezug auf die Integrität bzw. Funktionalität allerdings wesentlich besser ab: In der kleinstrukturierten Landwirtschaft wird neben einer Verbesserung der N-Austragsminimierung und des N-Zyklus auch eine Verminderung der Erosion festgestellt. Die Produktivität des Systems verringert sich jedoch.

Auch im **Einzugsgebiet 9** gilt, daß der Ausgangszustand und das Szenario A kaum Veränderungen in den Funktionalitätsindikatoren aufweisen. Im Szenario verbessert sich neben den Stickstoffindikatoren auch die Erosionsminderung.

Das **Einzugsgebiet 3** weist im Szenario A eine deutliche Erosionsminderung auf. Der N-Zyklus nimmt in diesem Szenario als Folge des Rückgangs der Viehhaltung und somit der Rückführung von Wirtschaftsdünger ebenso ab wie die Biomasseproduktion. Das Szenario B kann die N-Verlustminderung und den N-Zyklus wesentlich verbessern.

Als Konsequenz des Nutzungswandels in den Szenarien hat sich die Funktionalität im **Einzugsgebiet 10** verändert: Im Szenario A verschlechtern sich drei Indikatoren und drei Indikatoren verbessern sich. Damit ist keine eindeutige Aussage über den Umweltzustand zu treffen. Ein Rückgang ist in bezug auf den N-Zyklus im Szenario A (Rückgang Viehhaltung und Düngung mit Wirtschaftsdünger) festzustellen. Deutlicher ist die Situation im Szenario B, in dem eine Verbesserung der Umweltsituation erzielt wird. Lediglich die Biomasseproduktion geht zurück.

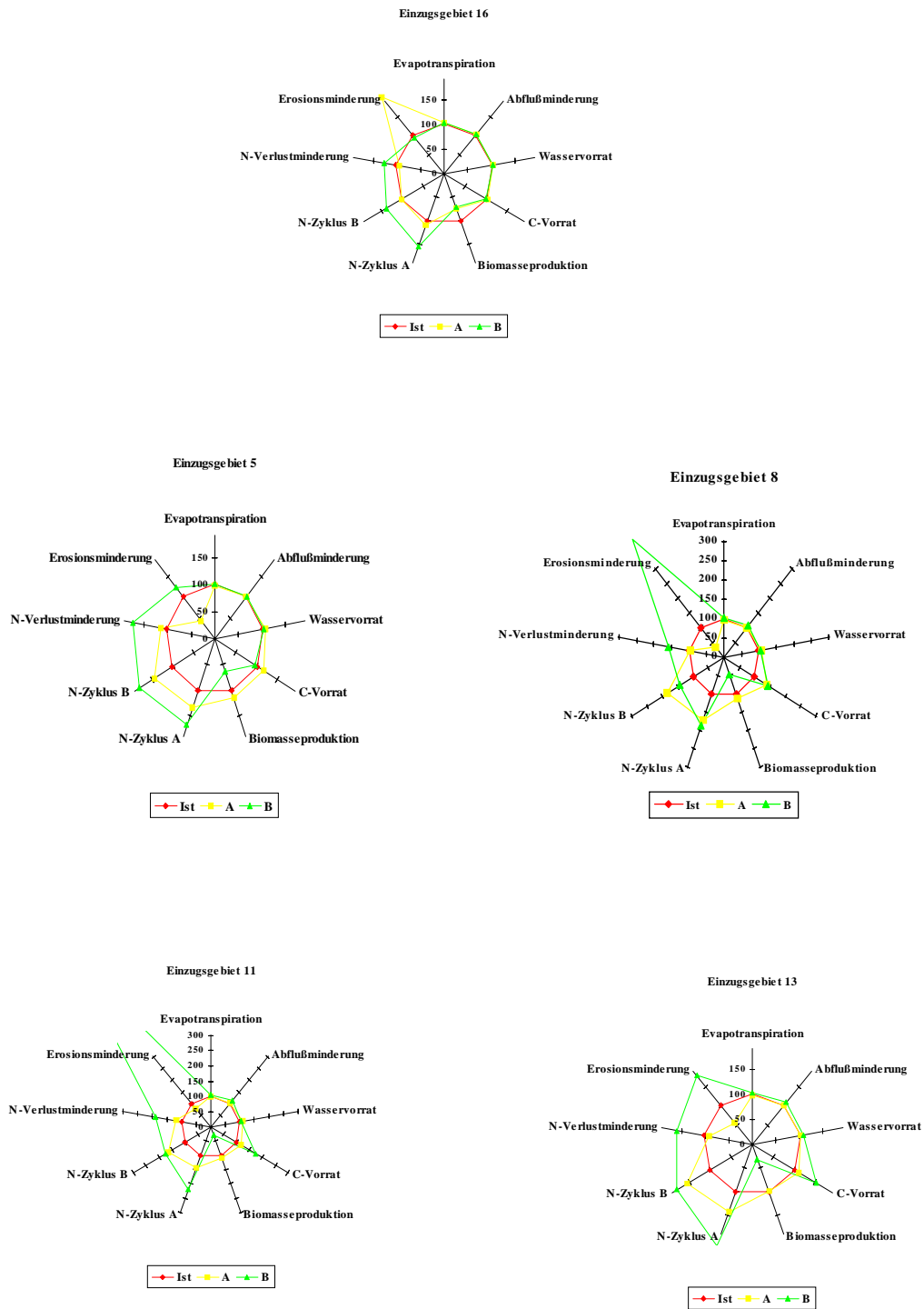


Abbildung 48: Darstellung der Funktionalitätsindikatoren der Einzugsgebiete 16, 5, 8, 11 und 13 (Schierensee und Bornhöveder See) (Indikatorausprägung Ist-Szenario = 100%)

Das Einzugsgebiet 16, ein Teileinzugsgebiet des Schmalensees, zeichnet sich durch einen sehr hohen Anteil an Niedermoorböden aus. Im Szenario B verbessert sich die Situation der Ökosystemeigenschaften Kreislaufführung und Stoffverluste. Die Produktion von Biomasse geht allerdings zurück. Im Szenario A verändern sich nur die Indikatoreausprägungen der Indikatoren Erosionsminderung und Biomasseproduktion. Hier ist eine gegenseitige Beeinflussung zu erkennen: Durch Aufforstungen und Intensitätsverringering der Grünlandbewirtschaftung (Zunahme von Dauerbrache und geringere Düngung auf Niedermoorböden) werden erosionsanfällige Standorte aus der Nutzung genommen, und die geringere Nutzungsintensität auf Niedermoorstandorten führt zu einer Reduzierung der Produktionsfunktion.

Anders stellt sich die Situation im **Einzugsgebiet 5** dar: Hier zeigt das Szenario A als Folge der Ausweitung des Maisanbaus eine wesentlich reduzierte Erosionsminderungsfunktion, obwohl auch in diesem Einzugsgebiet aufgeforstet wurde. Eine leichte Verbesserung zeigt sich bei den Stickstoffverlusten und der Biomasseproduktion. Die Kreislaufindikatoren N-Zyklus A und B steigen ebenfalls. Das Szenario B reduziert die Stoffverluste und erhöht die Kreislaufführung von Nährstoffen.

Große Unterschiede zeigt das **Einzugsgebiet 8** im Indikator Erosionsminderung: Im Szenario B führen die Veränderungen der Landnutzung und der Bewirtschaftung zu einer Verbesserung auf fast 400% der Ausgangssituation, während im Szenario A eine Verschlechterung auf nur noch knapp 35% des Ist-Wertes festzustellen ist. Die Speicherfunktion des Einzugsgebiets steigt in bezug auf Kohlenstoff als Folge der Aufforstungen. Außerdem erhöht sich im Szenario A die Kreislaufführung des Stickstoffs. Im Szenario B kann die Funktionalität des Systems und somit des Umweltzustands verbessert werden: Die Ökosystemfunktionen Kreislaufführung, Stoffverluste und Speicherkapazitäten verbessern sich deutlich. Lediglich die Biomasseproduktion geht stark zurück.

In dem **Einzugsgebiet 11** wird im Szenario B eine auffällige Verbesserung der Erosionsminderung erreicht (der Indikatorwert steigt auf über 700%, d.h. die Bodenabträge gehen auf 1/7 der Ausgangswerte zurück). Diese Steigerung kann durch die umfangreichen Aufforstungen erreicht werden, die auch die Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung ermöglichen. Die einzige negative Auswirkung ist die starke Reduzierung der Biomasseproduktion. Im Szenario A kann die Kreislaufführung verbessert werden, aber die Erosionsminderung verschlechtert sich.

Das Szenario B führt im **Einzugsgebiet 13** zu einer Verbesserung aller Indikatoren bis auf die Biomasseproduktion. Diese Funktionalitätssteigerung ist ebenfalls auf die Aufforstungsmaßnahmen zurückzuführen. Im Szenario A verschlechtert sich der Erosionsschutz. Allerdings kann die Kreislaufführung von Nährstoffen und Energie des Einzugsgebiets positiver bewertet werden als der Ausgangszustand.

6 Schlußfolgerungen für das Landschaftsmanagement

Diese Untersuchung hat gezeigt, daß die Szenarioerstellung und Modellierung von Konsequenzen veränderter Landnutzung mit den angewendeten Methoden möglich ist. Durch die konsequente Anwendung der Szenariotechnik und moderner GIS-Methoden gelingt es, ein transparentes, inhaltlich konsistentes, flächenscharfes und dadurch planungsrelevantes Bild einer möglichen zukünftigen Landbewirtschaftung zu entwerfen und darzustellen. Die Ergebnisse der Modellberechnungen zeigen, wie wertvoll Simulationsmodelle bei der Betrachtung komplexer Systeme sind. Das verwendete Modellpaket DILAMO und speziell das Simulationsmodell WASMOD reagieren auf Nutzungsveränderungen sensitiv und erlauben eine Quantifizierung verschiedener ökologisch und ökonomisch relevanter Indikatoren. Ohne die Anwendung dieser modernen computergestützten Methoden ist weder im kleinen noch im großen Maßstab eine qualitative oder gar quantitative Abschätzung der Folgen einer Landnutzungsveränderung in dieser inhaltlichen und räumlichen Auflösung denkbar. Das Ökosystem ist mit seinen ganzen Wechselwirkungen zu komplex, um präzise Aussagen dieser Art zu Landnutzungsveränderungen ohne die Modellierung von Szenarien machen zu können. Die Anwendung der Szenariotechnik und die Entwicklung von Szenarien bietet sich im Zusammenhang mit der Landnutzung an, da es viele unsichere Einflußfaktoren auf die zukünftige Landnutzung gibt. Die Agenda 2000, das Nachhaltigkeitsparadigma, ein Regierungs- und Politikwechsel, technischer Fortschritt oder ein Wertewandel in der Gesellschaft können die Landbewirtschaftung in einer heute nicht absehbaren Form beeinflussen und verändern. Durch die beschriebenen Szenarien **Agrarindustrie** und **kleinstrukturierte Landwirtschaft** mit ökologischem Landbau konnten in dieser Arbeit zwei entgegengesetzte Tendenzen der Landwirtschaft aufgezeigt werden: Auf der einen Seite die Intensivierung, auf der anderen Seite die Ökologisierung der Landwirtschaft. Dadurch spiegeln die Szenarien die Bandbreite denkbarer Entwicklungen wider.

Die integrative Bewertung der Modellergebnisse hingegen ist aufgrund fehlender Umweltqualitätsstandards problematisch. Die Ableitung von Funktionalitätsindikatoren zur Operationalisierung der Ökosystemintegrität konnte zwar durchgeführt werden, aber für die verwendeten Funktionalitätsindikatoren sind häufig keine wissenschaftlich oder gesellschaftlich abgesicherten Standards vorhanden, die als Orientierung und als Maßstab bzw. Zielgröße für die Bewertung dienen könnten. Dadurch ist im Rahmen der Bewertung häufig nur eine qualitative Aussage im Sinne von besser oder schlechter möglich. Hier besteht großer Forschungsbedarf. In Zukunft ist auch eine Verrechnung zu einem Gesamtindikator oder die unterschiedliche Gewichtung der einzelnen Indikatoren denkbar. Für den Bereich der Bornhöveder Seenkette ist von REICHE (2000) geplant, mit Hilfe von DILAMO ein naturnahes Landschaftsszenario zu modellieren, um „natürliche“ Ausprägungen der Funktionalitätsindikatoren zu berechnen. Da-

mit wäre für die Amöben-Darstellung die Ableitung von Zielgrößen bzw. Referenzzuständen einer naturnahen Landschaftssituation möglich.

Die Anwendung von Simulationsmodellen ist auch für die Überprüfung geplanter Eingriffe in das Ökosystem sinnvoll. Langfristige Szenariorechnungen könnten dazu dienen, zu überprüfen, ob das angestrebte Planungsziel, z.B. die Reduzierung der N-Konzentration im Sickerwasser, mit den geplanten Eingriffen in den Landschaftshaushalt überhaupt erreicht werden kann. Die flächendeckende Einführung des ökologischen Landbaus kann jedenfalls, so verdeutlichen es die Ergebnisse, zu einer wesentlichen Verbesserung der stofflichen Belastung der Ökosysteme führen. Diese Möglichkeit der Landnutzung kann für besonders belastete oder gefährdete Einzugsgebiete im Rahmen von ökologischen Planungsvorhaben in Betracht gezogen werden. Neben einer vollständigen Umstellung auf ökologischen Landbau ist natürlich auch die Einführung dieser Form der Landbewirtschaftung auf wenige ausgewählte Gebiete denkbar. Beispielsweise zeigen die Modellergebnisse des Ist-Zustandes eine besonders hohe Gefährdung von Stickstoffauswaschung in den Teileinzugsgebieten 8 und 13 (beides Teileinzugsgebiete des Bornhöveder Sees). In beiden Teileinzugsgebieten ist im Szenario B, der kleinstrukturierten Landwirtschaft mit ökologischem Anbau, eine deutliche Verringerung der N-Auswaschungsverluste festzustellen.

Die Modellergebnisse zum Szenario A, der Agrarindustrie, zeigen, daß durch eine Einhaltung der bestehenden Empfehlungen und Vorschriften eine Effektivitätssteigerung gegenüber dem Ist-Zustand erreicht werden kann, ohne daß es generell zu einer Zunahme der Belastungen kommt.

Beide Beispiele veranschaulichen, daß ein gut geplantes und sinnvolles Landschaftsmanagement, durch Szenario- bzw. Modellrechnungen begleitet werden sollte, um die Folgenabschätzung zu untersuchen sowie unerwünschte Nebeneffekte bereits im Vorfeld erkennen zu können.

7 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit hatte die Entwicklung, Modellierung und Bewertung von Planungsszenarien für das Gebiet der Bornhöveder Seenkette zum Ziel. Ausgehend vom Ist-Zustand der Landnutzung (Ist-Szenario) wurden zwei Landnutzungsszenarien definiert und abgeleitet: das Planungsszenario A beschreibt eine Landschaft mit einer Landbewirtschaftung, die als „Agrarindustrie“ bezeichnet wird, das Planungsszenario B eine „kleinstrukturierte Landwirtschaft“ mit ökologischer Landbewirtschaftung. Die Szenariolandschaften wurden sehr detailliert beschrieben und flächenscharf in einem Geographischen Informationssystem abgebildet. Die Szenarioentwicklung sollte dabei möglichst formalisiert und transparent durchgeführt werden, weshalb eine weitestgehende regelbasierte Ableitung aus dem Ist-Zustand unter Anwendung der Szenariotechnik erfolgte.

Die Agrarindustrie (Szenario A) zeichnet sich durch höhere Viehzahlen, hohe Düngeintensität, Schlagvergrößerung, kürzere Fruchtfolgen, Zunahme von Monokulturen, Aufforstungen sowie einer Abnahme an Ackerflächen und einer Zunahme von verbrachten Flächen aus. In der kleinstrukturierten Landwirtschaft (Szenario B) kommt es zu einem Rückgang der Viehzahlen, einem vollständigen Verzicht auf mineralische Düngung durch Einführung des ökologischen Landbaus, einer Verkleinerung der Schläge, Aufforstungen, einem verstärktem Anbau von Sommerungen und Zwischenfrüchten, einer Zunahme der Ackerflächen und einer Abnahme der Dauergrünlandnutzung.

Mit Hilfe des Modellpakets DILAMO wurde die Folgeabschätzung und Bilanzierung veränderter Landnutzung und somit die systemanalytische Untersuchung dieser zukünftigen Entwicklungen vorgenommen. Zu diesem Zweck wurden die beiden Szenarien in einem GIS abgebildet und für die Modellanwendung parametrisiert. Insgesamt wurde eine Fläche von 7050 ha für Modellrechnungen parametrisiert, wovon 5105 ha das Gesamtgebiet der Bornhöveder Seenkette beschreiben. Das Modellsystem mußte um eine Komponente zur Beschreibung der N-Fixierung durch Leguminosen erweitert werden. In diesem Punkt besteht sicherlich noch Verbesserungsbedarf hinsichtlich einer physikalisch-determinierten Modellkomponente zur N-Fixierung durch Leguminosen mit entsprechender Validierung, um die wichtigen Prozesse im ökologischen Landbau besser abbilden zu können. Durch den Einsatz von DILAMO als Simulationsmodell konnte die Bodenerosion, die Wasser-, die Kohlenstoff- und die Stickstoffdynamik berechnet werden.

Die flächenhaft und zeitlich hochaufgelösten Ergebnisse wurden in Form von Tabellen und Karten beschrieben, auf Plausibilität geprüft und diskutiert. Die Ergebnisse der Bodenerosionsmodellierung mit einem USLE-basierten Verfahren zeigten keine gravierenden Unterschiede zwischen den Szenariolandschaften. Die Unterschiede liegen mit 5-10% Bodenabtragsunterschied unter der Genauigkeit des Modellansatzes. Die gesamte jährliche Bodenabtragsmenge

ist im Ist-Szenario am höchsten und liegt im Szenario A 5% und im Szenario B 10% unter diesem Vergleichswert. Der abgeschätzte, potentielle Sedimenteintrag durch Bodenerosion in die Gewässer des Untersuchungsgebiets liegt in den Szenarien B und Ist auf gleich hohem Niveau und verringert sich im Szenario A um 10%.

Der berechnete Wasserhaushalt des Untersuchungsgebiets zeigt sich trotz der Landnutzungsveränderungen in den Szenarien nahezu unverändert. Trotz großer Unterschiede zwischen den Szenarien reagiert der Wasserhaushalt recht unsensibel auf Landnutzungsveränderungen.

Anders stellt sich die Situation bei der Berechnung und Bilanzierung der Stickstoffdynamik dar: Im Szenario B kann durch die flächendeckende Einführung des ökologischen Landbaus recht schnell und effektiv der N-Verlust verringert werden. Es zeigten sich geringere Sickerverluste und niedrigere Denitrifikationsraten im Vergleich zum Ausgangszustand. In der Agrarindustrie wurden trotz Intensivierung der Landbewirtschaftung ähnlich hohe oder niedrigere N-Verluste im Vergleich zum Ist-Szenario registriert. Der gesamte Stickstoffhaushalt reagiert sensitiv gegenüber Nutzungsänderungen. Die Betrachtung der einzelnen Teileinzugsgebiete der Bornhöveder Seenkette zeigt eine deutlich räumlich differenzierte Ergebnisausprägung.

Die Modellergebnisse zum Kohlenstoffhaushalt der Landschaft zeigten, daß der ökologische Landbau zu einer langsamen Aufzehrung der Kohlenstoffvorräte als Folgeerscheinung geringer Biomasseerzeugung und geringer C-Zufuhr durch Erntereste im Boden führt.

Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte durch ausgewählte Indikatoren. Dabei wurden sektorale und mehrdimensionale, integrative Bewertungsverfahren angewendet. Die sektorale Bewertung orientierte sich teilweise an den Arbeiten von MARKS et al. (1992) zum Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes. Im einzelnen wurden die Bodenerosion durch Wasser, die Grundwasserneubildung, die Abflußregulationsfunktion, die Nitratkonzentration im Sickerwasser, die einzugsgebietsbezogenen Stickstoffbilanzüberschüsse und die Naturraum- und Biotopausstattung bewertet. Als Leitlinie für eine mehrdimensionale Bewertung diente die „Ökosystemintegrität“. Die Bewertung der Ökosystemintegrität erfolgte über „Funktionalitätsindikatoren“ einzugsgebietsbezogen für alle Teileinzugsgebiete der Bornhöveder Seenkette. Die Indikation der Ökosystemintegrität erfolgte über die Funktionalitätsindikatoren Evapotranspiration, Abflußminderung, Wasservorrat, C-Vorrat, Biomasseproduktion, N-Zyklus A, N-Zyklus B, N-Verlustminderung und Erosionsminderung.

Die einzugsgebietsbezogene Bewertung zeigt für das Szenario B das günstigste Bild in bezug auf die Ökosystemintegrität. Die Funktionalitätsindikatoren verdeutlichen, daß die Szenariolandschaft mit ökologischem Landbau eine nachhaltige Entwicklung eher fördert als die beiden Vergleichsszenarien.

8 Literaturverzeichnis

- AGÖL (Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Landbau) (Hrsg.) (1991): Rahmenrichtlinien zum ökologischen Landbau. 13. durchges. Auflage, Bad Dürkheim.
- AHRENS, B. (1998): Konzept und Entwicklung eines regelbasierten Systems für die Erstellung von Landnutzungsszenarien mit einem Geographischen Informationssystem. Diplomarbeit, Inst. für Informatik und Praktische Mathematik, Univ. Kiel.
- ASSFALG, W. & WERNER, R. (1992): Die optimale Nutzung von Agrarlandschaften. Berichte über Landwirtschaft 70, S.358-386.
- AUERSWALD, K. (1989): Prognose des P-Eintrags durch Bodenerosion in die Oberflächengewässer der BRD. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/II, S. 661-664.
- AUERSWALD, K., FLACKE, W. & NEUFANG, L. (1988): Räumlich differenzierte Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten. - Modellgrundlagen der dABAG. - Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 151, S. 369-373.
- BACH, M.; FREDE, H.-G.; LANG, G. (1997): Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Bilanzen für die Bundesrepublik Deutschland – Methodik, Trends und Bewertung von PARCOM-gemäßen und flächenbezogenen Bilanzierungen. In: VDLUFA (Hrsg.): Stoff- und Energiebilanzen in der Landwirtschaft. VDLUFA-Schriftenreihe 46, S. 351-354.
- BARATTA (Hrsg.)(1994): Der Fischer Weltalmanach '95. Fischer Taschenbuch Verlag, Frankfurt a. M.
- BATELLE-INSTITUTS FRANKFURT (o.J.): Battelle-Szenario-Technik.
- BAUMANN, R. & MÜLLER, F. (IN PRINT): Indikatoren für Ökosystemfunktionen. Ergebnisse des GfÖ-Arbeitskreises Theorie in der Ökologie, Jahrestreffen 1999 in Blaubeuren.
- BÄUMER, K. (1992): Allgemeiner Pflanzenbau. Ulmer, Stuttgart, 3. Auflage, 544 S.
- BECHMANN, A. (1977): Ökologische Bewertungsverfahren und Landschaftsplanung. In: Landschaft + Stadt 9, (4), S. 170-182.
- BECHMANN, A., MEYER-SCHAI DNAGEL, R. & RÜHLING, I. (1993): Landwirtschaft 2000 – Die Zukunft gehört dem ökologischen Landbau. Szenarien für die Umstellungskosten der Landwirtschaft in Deutschland. Barsinghäuser Berichte, Heft 27, Barsinghausen.
- BEHNKEN, C. (1999): Entwurf eines naturschutzfachlichen Leitbildkonzeptes für die Bornhöveder Seenkette und exemplarische Umsetzung mit Hilfe eines GIS-gesteuerten Szenarios. Diplomarbeit, Geogr. Inst. Universität Kiel.
- BEINHAUER, R. (1988): Klimatologische Einordnung des Untersuchungsraumes. - Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette, Interne Mitteilungen 2, S. 53-62.

-
- BIOLAND VERBAND FÜR DEN ORGANISCH-BIOLOGISCHEN LANDBAU e.V. (Hrsg.) (1997): Bioland-Richtlinien für Pflanzenbau, Tierhaltung und Verarbeitung. Bioland-Bundesgeschäftsstelle, Göppingen, 72 S.
- BORK, H.-R., DALCHOW, C., KÄCHELE, H., PIORR, H.-P. & WENKEL, K.-O. (1995): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland. Ernst & Sohn, Berlin.
- BRAUN, G. (1975): Entwicklung eines physikalischen Wasserhaushaltsmodells für Lysimeter. - Mitteilungen Lichtenweiß Institut für Wasserbau der TU Braunschweig 49, S. 1-38.
- BRAUN, J. (1995): Auswirkungen einer flächendeckenden Umstellung der Landwirtschaft auf ökologischen Landbau. Agrarwirtschaft 44, S.247-256.
- BRINK, B. ten (1991): The AMOEBA approach as a useful tool for establishing sustainable development? – In: KUIK, O. & VERBRUGGEN, J. (eds.): In search for indicators of sustainable development. Dordrecht, 71-87.
- BUCHWALD, K. & ENGELHARDT, W. (Hrsg.) (1996): Bewertung und Planung im Umweltschutz. Umweltschutz, Grundlagen und Praxis. Bd. 2. Bonn.
- BUND & MISEREOR (Hrsg.) (1996): Zukunftsfähiges Deutschland. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin, 453 S.
- CHRISTEN, T. (1997): Auswirkungen unterschiedlicher Umweltpolitiksszenarien für Marktfruchtbaubetriebe - eine ökonomisch-ökologische Folgenabschätzung möglicher administrativer Rahmenbedingungen. Shaker Verlag, Aachen.
- CORDESEN, E. (1993): Böden des Kieler Raumes. Untersuchungen der Böden natürlicher Lithogenese unter Verwendung EDV-gestützt ausgewerteter Daten der Bodenschätzung. - Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel 25.
- DE GROOT, R. S. (1992): Functions of Nature. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT (Hrsg.) (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Oldenburg, 42 S.
- DIBBERN, I. (2000): Ökologisch-ökonomisch Modellierung von Landnutzungssystemen – Ein Beitrag zur verbesserten Bewertung dauerhaft umweltgerechter Entwicklungen in der Flächennutzung. Diss. Univ. Kiel.
- DIBBERN, I., HEINRICH, U., REICHE, E.-W. & WINDHORST, W. (1998): Projekt Osterau - Ein Beispiel zur digitalen automatisierten Bestimmung von gewässerkundlichen Fachinformationen. In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Bd 28: 83 - 90.
- DOLESCHEL, P. (1993): Fruchtfolgeoptimierung zur Einhaltung von Bodenabtragstoleranzen. Diss. TU München.

-
- DRUCKER, P.F. (1977): *An Introductory View of Management*, New York.
- DUCOT, C., LUBBEN, G.J. (1980) A Typology for Scenarios. *Futures*, Vol. 12: 51-57.
- DVWK (1996) (Hrsg.): *Wasserwirtschaftliche Forderungen an die Landnutzungsplanung zur Verminderung des Nitrataustrags insbesondere in Wasserschutzgebieten*. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 111.
- ERNSTBERGER, H. (1987): *Einfluß der Landnutzung auf Verdunstung und Wasserbilanz*. Dissertation, Gießen.
- FELDMANN, R., HENLE, K., AUGÉ, H., FLACHOWSKY, J., KLOTZ, S., KRÖNERT, R. (Hrsg.) (1997): *Regeneration und nachhaltige Landnutzung*. Berlin, Heidelberg.
- FINCK, P., HAUKE, U., SCHRÖDER, E. (1993): Zur Problematik der Formulierung regionaler Landschaftsleitbilder aus naturschutzfachlicher Sicht. In: *Natur und Landschaft*, 68. Jg., Heft 12: 603-607.
- FINCK, P., HAUKE, U., SCHRÖDER, E., FORST, R. & WOITHE, G. (1997): *Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 50/1.
- FINK, M. & REICHE, E.-W. (1999): Erprobung und Anwendung einer Methode zur digitalen flächenhaften Übertragung von punktbezogenen Bodeninformationen. In: STROBL, J. & BLASCHKE, T. (Hrsg.): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI*. Wichmann Verlag, Heidelberg, 575 S.
- FINK, M. (1997): *Methodische Untersuchungen zur räumlichen Zuordnung von Daten der Bodenschätzung unter Verwendung eines digitalen Höhenmodells*. Diplomarbeit, Kiel.
- FOERSTER, P., MEYERCORDT, A. (1994): Stickstoff-Dynamik nach Klee grasumbruch. In: *Ökologie + Landbau* (92), 22. Jg.: 50-52.
- FOOD AND AGRICULTURAL ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS (1989): *Weltlandwirtschaft 2000. Eine FAO-Studie*. *Angewandte Wissenschaft* 375, S. 1-439.
- FRÄNZLE, O., BRUHM, I., GRÜNBERG, K.-U., JENSEN-HUSS, K., KUHN, D., KUHN, G., MICH, N., MÜLLER, F. & REICHE, E.-W. (1987): *Darstellung der Vorhersagemöglichkeiten der Bodenbelastung durch Umweltchemikalien*. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 106 05 026. Berlin.
- FRÄNZLE, O., KUHN, D., KUHN, G. & ZÖLITZ, R. (1986): *Auswahl der Hauptforschungsräume für das Ökosystemforschungsprogramm der Bundesrepublik Deutschland*. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern/Umweltbundesamtes. Forschungsbericht 101 04043/02. Kiel.

-
- FRÄNZLE, O., ZÖLITZ-MÖLLER, R., BOEDEKER, D., BRUHM, I., HEINRICH, U., JENSEN-HUSS, K., KLEIN, A., KOTHE, P., MICH, N., REICHE, E.-W., REIMERS, T. & SAAGER, W. (1991): Erarbeitung und Erprobung einer Konzeption für die ökologisch orientierte Planung auf der Basis der regionalisierenden Umweltbeobachtung am Beispiel Schleswig-Holsteins. Vorläufiger Abschlußbericht, Kiel.
- FREDE, H.-G. & DABBERT, S. (1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Ecomed, 2. Auflage, 451 S.
- FÜRST, D (1990): Stellenwert von Umweltqualitätszielen innerhalb der Umweltplanung. In: UVP-Report 3/ 90: 56-60.
- FÜRST, D., KIEMSTEDT, H., GUSTED, E., RATZBOR, G., SCHOLLES, F. (1992): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. Umweltbundesamt Berlin, Texte 34/ 92. Berlin.
- GARNIEL, A. (1988): Morphogenetische Entwicklung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. - Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette, Interne Mitteilungen 2, S. 40-52.
- GARNIEL, A. (1991): Weichselzeitliche Morphogenese im nördlichen Mittelholstein unter besonderer Berücksichtigung der Eisabbauvorgänge - Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein 61, S. 25-54.
- GAUSEMEIER, J.; FINK, A.; SCHLAKE, O. (1996): Planen und Führen mit Szenarien. 2. Aufl., Hanser, München [u.a.].
- GESCHKA, H. & REIBNITZ, U. v. (1982): Die Szenario-Technik. Ein Instrument der Zukunftsanalyse und der strategischen Planung. In: TÖPFER, A. & AFHELDT, H. (Hrsg.): Praxis der strategischen Unternehmensplanung. S. 125-170, Frankfurt.
- GÖBEL, B. (1997): Messung und Modellierung des flächenhaften Wasser- und Stofftransports aus landwirtschaftlich genutzten Flächen auf zwei Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung der Bereitstellung bodenkundlicher Daten für die Modellrechnung. EcoSys Suppl. Bd. 19, 135 S.
- GÖTZE, U. (1993): Szenario-Technik in der strategischen Unternehmensplanung. 2. Aufl., Deutscher Universitäts Verlag, 396 S.
- GRABAUM (1996): Verfahren der polyfunktionalen Bewertung von Landschaftselementen einer Landschaftseinheit mit anschließender "Multicriteria Optimization" zur Generierung vielfältiger Landnutzungsoptionen. Aachen, 1996.
- GREINER, R. (1992): Art und Umfang der Extensivierung landwirtschaftlicher Bodennutzung in Abhängigkeit von agrarpolitischen Maßnahmen. Landwirtschaft und Umwelt, Bd. 7, 305S.

-
- HAASE, G. (1978): Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotentialen. In: Petermanns Geogr. Mitt. (122): 113-125.
- HANSEN, S.; JENSEN, H.E.; NIELSEN, N.E.; SVENDSEN, H. (1990): DAISY - A soil, plant, atmosphere system model. - NPO-Research report No. A 10. The national agency of environmental protection. Copenhagen, Denmark.
- HAUDE, W. (1954): Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration. - Mitteilungen der DWD, 8.
- HEIDT, E. & PLACHTER, H. (1996): Bewerten im Naturschutz,- Probleme und Wege zu ihrer Lösung. In: Bewertung im Naturschutz. In: Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 1996, Band 23: S. 193-252.
- HEINL, W., LEIBENATH, M. & RADLMAIR, S. (1996): Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Ein Szenario am Beispiel des „Tertiärhügellands Nord“ in Bayern. – Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (2), S. 45-53.
- HEINRICH, U. AHRENS, B. (1999): Ein regelbasiertes System zur Erstellung von Landnutzungsszenarien mit einem Geographischen Informationssystem. In: STROBL, J. & BLASCHKE, T. (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI. Wichmann Verlag, Heidelberg, S. 257-264.
- HENSEL, H. & BORK, H.-R. (1988): EDV-gestützte Bilanzierung von Erosion und Akkumulation in kleinen Einzugsgebieten unter Verwendung der Modifizierten Universal Soil Loss Equation. - Landschaftsökologisches Messen und Auswerten 2.2/3, S. 107-136.
- HOFFMANN, F. (1988): Ergebnisse von Simulationsrechnungen mit einem Bodenstickstoffmodell zur Düngung und zum Zwischenfruchtbau in Trinkwasserschutzgebieten. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 151, 281-287.
- HOLLE, R.; ALVERMANN, G.; HANSEN, J.; ZERGER, U. (1994): Ökonomische und arbeitswirtschaftliche Kennzahlen ökologisch bewirtschafteter Betriebe in Schleswig-Holstein. Erhebung aus dem WJ 1992/93. Bordesholm, unveröffentlicht.
- HOLST, M. & MATTHES, U. (1994): Leitbilder und Ziele für eine umweltschonende Raumentwicklung in der Ostsee-Küstenregion Mecklenburg-Vorpommern. Szenarien, Leitbilder und Instrumente. UBA-Texte 33/94.
- HORLITZ, T. & TAMPE, K. (1998): Kosten zweier möglicher Entwicklungsszenarien des Naturschutzes in einem nordwestdeutschen Modellgebiet. In: Natur und Landschaft, S. 435-442.
- HORLITZ, T. (1998): Naturschutzszenarien und Leitbilder. In: Naturschutz und Landschaftsplanung, 30 (10): 327-330.

-
- HÖRMANN, G., CORNELIA, G., HERBST, E., GREFERS, M., KLUGE, K., REICHE, E.-E., WIDMOSER, P. (1995): Auswirkung einer globalen Temperaturerhöhung auf den Wasserhaushalt. In: Auswirkung einer Temperaturerhöhung auf die Ökosysteme der Bornhöveder Seenkette. ECOSYS Bd. 2, S. 27-49.
- HOYNINGEN-HUENE, J. (1983): Einfluß der Landnutzung auf den Gebietswasserhaushalt. In: DVWK Schriften 57.
- HÜBLER, K.-H. (1989): Bewertungsverfahren zwischen Qualitätsanspruch, Angebot und Anwendbarkeit. In: HÜBLER, K.-H. & OTTO-ZIMMERMANN, K. (Hrsg.): Bewertung der Umweltverträglichkeit. Eberhard Blottner Verlag, Taunusstein.
- HYDRO AGRI DÜLMEN GmbH (Hrsg.) (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 12. Aufl., Verlagsunion Agrar, Münster-Hiltrup, München, Frankfurt, Wien, Bern, 618 S.
- ISERMANN, K. & ISERMANN, R. (1996): Anforderungen, Ausgangssituation, Lösungsansätze und Aussichten für eine nachhaltige Landnutzung aus Sicht des Nährstoffhaushaltes. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 80, S. 241-244.
- JENKINSON, D.S.; HART, P.B.S.; RAYNER, J.H.; PARRY, L.C. (1987): Modelling the turnover of organic matter in longterm experiments in Rothamsted. - Intercol. Bulletin 15, S. 1-18.
- JESSEL, B. (1996): Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 28, (7): S. 211-216.
- KENKEL, A. (1999): Wasser- und Stoffhaushalt im landwirtschaftliche genutzten Trinkwassereinzugsgebiet Gelliehausen (Gemeinde Gleichen). EcoRegio, Bd. 1, S. 1-180. Göttingen.
- KERNER, H. F. (1998): Auswahl von Indikatoren der Funktionalität von Ökosystemen und Ökosystemkomplexen im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR). In: Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Band 4, Metzler-Poeschel, Wiesbaden, 85 S.
- KESSLER, M. (1998): Analyse des Niederschlag-Abfluß-Verhaltens des Osterausystems (Schl.-H.). Diplomarbeit, Geogr. Inst. Universität Kiel.
- KETELSEN, H., HANSEN, J & REICHE, E.-W. (1999): Modellstudien zur Nitratauswaschung unter beweidetem Grünland. Eingereicht in Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde.
- KIEMSTEDT, H. (1992): Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege.- Jb. Natursch. Landschaftspfl. 45: 92 – 99.

-
- KLUGE, W. & S. JELINEK (1999): Anforderungen an die Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in Tieflandeinzugsgebieten Schleswig-Holsteins -Erfahrungen aus dem Bornhöved- und Stör-Projekt-. In: FOHRER, N. & P. DÖLL (Hrsg.): Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in großen Einzugsgebieten, Kassel Univ. Press, S. 135-142.
- KNICKEL, Kh. & H. PRIEBE (Hrsg.) (1997): Praktische Ansätze zur Verwirklichung einer umweltgerechten Landnutzung.
- KÖPPEL, J. (1996): Bewertung und Umweltqualitätsziele. In: Akademie für Natur- und Umweltschutz (Hrsg.): Bewertung im Naturschutz, Band 23. Baden-Württemberg.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (HRSG.) (1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (1998): Richtwerte für die Düngung. Kiel, 41 S.
- LANGLEY, J.A.; HEADY, E.O.; OLSON, K.D. (1983): The macro implications of a complete transformation of U.S. agricultural production to organic farming practices. - Agriculture, ecosystems and environment, Vol. 10, S. 323-333.
- LEITUNGSGREMIUM (Hrsg.) (1992): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Arbeitsbericht 1988 - 1991. - EcoSys, 1.
- LEITUNGSGREMIUM (Hrsg.) (1995): Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf die Ökosysteme der Bornhöveder Seenkette. - Ecosys, 2.
- LEITUNGSGREMIUM (Hrsg.) (1996): Ökosystemforschung an Knicks. Untersuchungen an Wallhecken in Schleswig-Holstein. EcoSys Bd. 5, 241S
- LESER, H. & H.-J. KLINCK (1998): Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25000 (KA GÖK 25). Bearbeitet vom Arbeitskreis Geoökologische Karte und Naturraumpotential. Forschungen zur deutschen Landeskunde 228. Trier.
- LESER, H., HAAS, H.-D., MOSIMANN, T., PAESLER, R., HUBER-FRÖHLI, J. (1993): DIERCKE-Wörterbuch Allgemeine Geographie. München.
- MARKS, R., MÜLLER, M. J., LESER, H., KLINCK, H.-J. (Hrsg.) (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts. Forschungen zur deutschen Landeskunde 229.
- MARZELLI, S. (1994): Zur Relevanz von Leitbildern und Standards für die ökologische Planung. In: Laufener Seminarbeitr. 4/94, s. 153-158. Akad. Natursch. Landschaftspfl. (ANL) – Laufen/ Salzach.
- MEYER, B.C. & GRABAUM, R. (1996): Zur Einschätzung der Bodenerosionsgefährdung durch Wasser mit GIS (ARC/INFO). In: Geoökodynamik, Band XVII: 45 - 67.

-
- MEYER, B.C. (1997): Landschaftsstrukturen und Regulationsfunktionen in Intensivagrarlandschaften im Raum Leipzig-Halle. Regionalisierte Umweltqualitätsziele – Funktionsbewertungen – multikriterielle Landschaftsoptimierung unter Verwendung von GIS. UFZ-Bericht Nr. 24/1997. Leipzig
- MEYER, M. (1996): Erprobung und Anwendung von Methoden zur einzugsgebietsbezogenen Modellierung der Phosphatdynamik terrestrischer Ökosysteme. Diplomarbeit, Kiel.
- MEYER, M., REICHE, E.-W., HEINRICH, U. & FILIPINSKI, M. (1998): Einzugsgebietsbezogene Erosionsmodellierung und Erstellung von Gewässerbelastungskarten. In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Bd. 28: 91-98.
- MEYER-SCHÖNHERR, M. (1992): Szenario-Technik als Instrument der strategischen Planung. Schriftenreihe Unternehmensführung, Bd. 7.
- MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE RÄUME, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND TOURISMUS DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MLR) (Hrsg.) (1998): Agrarreport Schleswig-Holstein 1998. 149 S.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MUNF) (Hrsg.) (1997): Landschaftsprogramm Schleswig-Holstein. Entwurf 1997. Kiel.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MUNF) (Hrsg.) (1996): Bodenschutzprogramm. Kiel.
- MÜLLER, F. (1998): Ableitung von integrativen Indikatoren zur Bewertung von Ökosystem-Zuständen für die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. In: Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Band 2, Metzler-Poeschel, Wiesbaden, 135 S.
- NACHBAR, M. (1997): Neuartige Bewertungskarten zur Berücksichtigung stofflicher Aspekte in der örtlichen Landschaftsplanung - das Beispiel der Gemeinde Belau. Diplomarbeit, Geogr. Inst. Universität Kiel.
- NAUNIN, R. (1990): Die Starkregen in Schleswig-Holstein. Diplomarbeit, Kiel.
- NEUERBURG, W., PADEL, S. (1992): Organisch-biologischer Landbau in der Praxis. Verlagsunion Agrar, München, Frankfurt, Münster-Hiltrup, Wien, Bern, 311 S.
- NEUFANG, L., AUERSWALD, K., & W. FLACKE, 1989: Automatisierte Erosionsprognose- und Gewässerverschmutzungskarten mit Hilfe der dABAG - ein Beitrag zur standortgerechten Bodennutzung. - Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch 7, S. 771-789.
- NIEMANN, E. (1982): Methodik zur Bestimmung der Eignung, Leistung und Belastbarkeit von Landschaftselementen und Landschaftseinheiten. IGG Leipzig, Wissenschaftliche Mitteilungen, Sonderheft 2.

-
- OEHMICHEN, J. (1986): Pflanzenproduktion. Band 2, Produktionstechnik. Parey, Berlin, Hamburg, 607 S.
- OLSSON, M. & PIEKENBROCK, D. (1993): Kompakt-Lexikon Umwelt- und Wirtschaftspolitik. BUNDESZENTRALE FÜR POLITISCHE BILDUNG (Hrsg.). Bonn.
- PAFFRATH, A. (1994): Geringere Stickstoffverluste durch Auswaschung im ökologischen Landbau. In: Ökologie + Landbau (90), 22. Jg., 9-10.
- PETERS, H.-J. (1994): Leitbilder, Umweltqualitätsziele und Umweltstandards aus rechtlicher Sicht. In: Laufener Seminarbeitr. 4/94, s. 153-158. Akad. Natursch. Landschaftspf. (ANL) – Laufen/Salzach.
- PIETSCH, J. (1983): Bewertungssystem für Umwelteinflüsse. Verlag W. Kohlhammer, Köln. 143 S.
- PIOTROWSKI, J. (1991): Quartär- und hydrogeologische Untersuchungen im Bereich der Bornhöveder Seenkette, Schleswig-Holstein. Berichte - Reports Geologisch-Paläontologisches Institut Universität Kiel 43.
- PLACHTER, H. (1996): Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26, S. 287-303.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (RSU) (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Verlag W. Kohlhammer GmbH, Stuttgart, Mainz. 423 S.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (RSU) (1994): Umweltgutachten 1994. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart, 384 S.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (RSU) (1996): Umweltgutachten 1996. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart, 467 S.
- REICHE, E.-W. & SCHLEUSS, U. (1992): Untersuchungen zur Aussagegenauigkeit von Daten der Bodenschätzung anhand der Ergebnisse einer aktuell durchgeführten Bodenkartierung mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS). - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 67, S. 249-252.
- REICHE, E.-W. (1991): Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden. – Kieler Geographische Schriften 79.
- REICHE, E.-W. (1994): Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale. - Ecological Modelling 75/76, S. 371-384.
- REICHE, E.-W. (1996): WASMOD – Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen – Darstellung des aktuellen Entwicklungsstandes. In: BRECK-

-
- LING, B., ASSHOFF, M. (Hrsg.): Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung. EcoSys Suppl. Bd. 4, 342 S.
- REICHE, E.-W. (1998): Bodenschätzungs-Standardauswertung Schleswig-Holstein: Eine Methode zur computergestützten Übersetzung, Parameterisierung und planungsbezogenen Bodenbewertung. Mitteil. d. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. , 87, 93-42. Reiche 1998 (Mitt. d. Deutsch bodenk. Gesellschaft)
- REICHE, E.-W. (2000): Darstellung und Anwendung von Verfahren zur regionalisierenden Bilanzierung und ökosystemaren Bewertung des Landschafts- und Stoffhaushalts auf Grundlage digitaler Analyse- und Modellierungswerkzeuge. Habil.schr. In Vorbereitung. Kiel.
- REICHE, E.-W., MEYER, M., DIBBERN, I. (1999): Modelle als Bestandteile von Umweltinformationssystemen dargestellt am Beispiel des Methodenpaketes „DILAMO“. In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung: Grundlagen einer nachhaltigen Entwicklung. Wichmann Verlag.
- REICHE, E.-W., SCHIMMING, C.-G., METTE, R. & J. SCHRAUTZER (1995): Nitrogen balances of ecosystems, landscapes and watersheds. In: VAN CLEEMPUT, O. et al. (eds.): Progress in Nitrogen Cycling Studies, S. 365-369.
- RIECKEN, U. (1992): Grenzen der Machbarkeit von „Natur aus zweiter Hand“. Natur und Landschaft 67 (11): 527-535.
- SANDHÖVEL, A. (1995): Politisch-administrative Rahmenbedingungen von Umweltqualitätszielen. In: Gesellschaft für Umweltgeowissenschaften (Hrsg.): Umweltqualitätsziele – natürliche Variabilität – Grenzwerte. Ernst & Sohn, 93 S.
- SAUER, S. (1999): Allgemeine Aspekte der Grünlandwirtschaft. in: FREDE, H.-G., DABBERT, S. (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Ecomed, 2. Aufl., Landsberg, 451 S.
- SAUERBORN, P. (1994): Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland - Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa. - Bonner Bodenkundliche Abhandlungen 13.
- SCHIMANSKI, K. (1997): Die Entwicklung und Umsetzung von Leitbildern in den Bereichen Naturschutz und Fließgewässer. Diplomarbeit, Geogr. Inst. Universität Kiel.
- SCHIMMING, C.-G., METTE, R., REICHE, E.-W. (1995): Stickstoffflüsse in einem typischen Agrarökosystem Schleswig-Holsteins. Meßergebnisse, Bilanzen, Modellvalidierung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 158: 313-322.

-
- SCHLEUSS, U. (1992): Böden und Bodenschaften einer Norddeutschen Moränenlandschaft - Ökologische Eigenschaften, Vergesellschaftung und Funktionen der Böden im Bereich der Bornhöveder Seenkette. - EcoSys, Supplement 2.
- SCHMIDT, H., FRAGSTEIN, P. v., KÖLSCH, E., RAKETE, P. (1995): Die Bedeutung der Grünbrache für viehlose Betriebe. *Ökologie & Landbau* 95 (3/1995), S. 32-33.
- SCHMIDT, K. (1991): Digitale Satellitenbilddauswertung als Instrument der Umweltbeobachtung in Verbindung mit einem Geographischen Informationssystem. Diplomarbeit, Kiel.
- SCHNEIDER, E.D. & KAY, J. (1994): Complexity and thermodynamics: Towards a new ecology. *Futures* 26, S. 626-647.
- SCHOLLE, D. (1997): GIS-gestützte Zusammenführung ökologischer Daten. *Ecosys Suppl.* Bd. 21, 201 S., Kiel.
- SCHRÖDER, W. 1996: Einsatz von Biosphärenreservaten für integrative Umweltbeobachtung und -bewertung sowie Naturschutz. In: *Bewertung im Naturschutz. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 1996, Band 23: S. 193-252.*
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & KAINZ, M. (1987): *Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen.* Ulmer, Stuttgart.
- SNEYD, J. (1995): *Alternative Nutzpflanzen.* Ulmer. Stuttgart. 143 S.
- SPOHN, L. & NEUERBURG, W. (1993): *Viehloser ökologischer Landbau.* *Ökologie + Landbau* 85, S. 43-46
- STACHOW, U. (1995): *Naturraum- und Biotopausstattung.* In: BORK, H.-R., DALCHOW, C., KÄCHELE, H., PIORR, H.-P. & WENKEL, K.-O. (1995): *Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland.* Ernst & Sohn, Berlin. S. 286-321.
- STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (1991): *Arbeitsbericht. Gemeindeergebnisse der allgemeinen Viehzählung 1990.* Kiel.
- STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (1993): *Arbeitsbericht. Gemeindeergebnisse der allgemeinen Viehzählung 1992.* Kiel.
- STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (1997): *Arbeitsbericht. Gemeindeergebnisse der allgemeinen Viehzählung 1996.* Kiel.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1995): *Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugsräume. Bericht zum Stand der Arbeiten. Internes Dok., Wiesbaden, Berlin. 101 S.*

-
- STRÖBL, B. (1999): Bewertung von Landschaftsfunktionen im Bereich der Bornhöveder Seenkette unter Anwendung eines geographischen Informationssystems. Diplomarbeit, Kiel.
- TREPEL, M. (1999): Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. Diss., Universität Kiel. 140 S.
- VATN, A. et al. (1996): Policies for Reduced Nutrien Losses and Erosion from Norwegian Agriculture - Integrating Economics and Ecology. - Norwegian Journal of Agricultural Sciences, Suppl. No. 23.
- VENEBRÜGGE, G. (1988): Charakterisierung des Untersuchungsraumes. - Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette, Interne Mitteilungen 2, S. 2 - 39.
- VIEGAS, J. (1995): Satellitenbilddauswertung zentrales Schleswig-Holstein - Klassifizierung der Szene. Projektzentrum Ökosystemforschung, Kiel.
- VOLZ, K.-H. (1991): Förderung der Erstaufforstung in den neuen Bundesländern. In: BUNDESMINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.): Nutzen-Kosten-Untersuchung zur Förderung der Erstaufforstung; Situationsanalyse und Vorschläge zur Erstaufforstung in den neuen Bundesländern. Bonn, 103 S.
- WEINGARTEN, P. (1996): Grundwasserschutz und Landwirtschaft. In: de Haen, H. (Hrsg.): Landwirtschaft und Umwelt, Schriften zur Umweltökonomik, Band 13. Institut für Agrarökonomie der Georg-August-Universität Göttingen. Vauk Kiel KG, 279 S.
- WEISS, U. (2000): Vergleich von Modellansätzen zur Schätzung von Stickstoffausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Böden Schleswig-Holsteins (Arbeitstitel). Diss. Uni. Kiel, in Vorbereitung.
- WENKEL, K.-O. (1995) Klima und Witterung. In: BORK, H.-R., DALCHOW, C., KÄCHELE, H., PIORR, H.-P. & WENKEL, K.-O. (1995): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland. Ernst & Sohn, Berlin. S. 53-56.
- WERNER, A. (1995): Entwicklung und Realisierung nachhaltiger Landnutzungssysteme. In: Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 36, 202-206.
- WIEGLEB, G. (1994): Einführung in die Thematik des Workshops „Ökologische Leitbilder“. Lausitzer Wissenschaftstage, Workshop Ökologische Leitbilder, Cottbus 9.6.1994. TUC Aktuelle Reihe (Hrsg.), S. 7-13.
- WIEGLIEB, G. (1997): Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. In: Zeitschrift f. Ökologie u. Naturschutz (ZÖN), Band 6 (1): S. 44-62.
- WIGGERING, H. & RENNINGS, K. (1995): Dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung – Leitlinie zur Bestimmung von Umweltindikatoren und Umweltqualitätszielen. In: Gesellschaft

für Umweltgeowissenschaften (Hrsg.): Umweltqualitätsziele – natürliche Variabilität – Grenzwerte. Ernst & Sohn, 93 S.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1965): Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland East of the Rocky-Mountains. Agriculture Handbook 282.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1978): Predicting Rainfall Erosion Losses. A Guide to Conservation Planning. - Agriculture Handbook 537.

WISSENSCHAFTLICHER RAT DER DUDENREDAKTION (Hrsg.) (1990): Das Fremdwörterbuch. Dudenverlag, Mannheim/Wien/Zürich, 5. Auflage.

ZENTNER, R.D. (1975): Scenarios in forecasting. Chemical & Engineering News, 53, S. 22-34.

9 Anhang

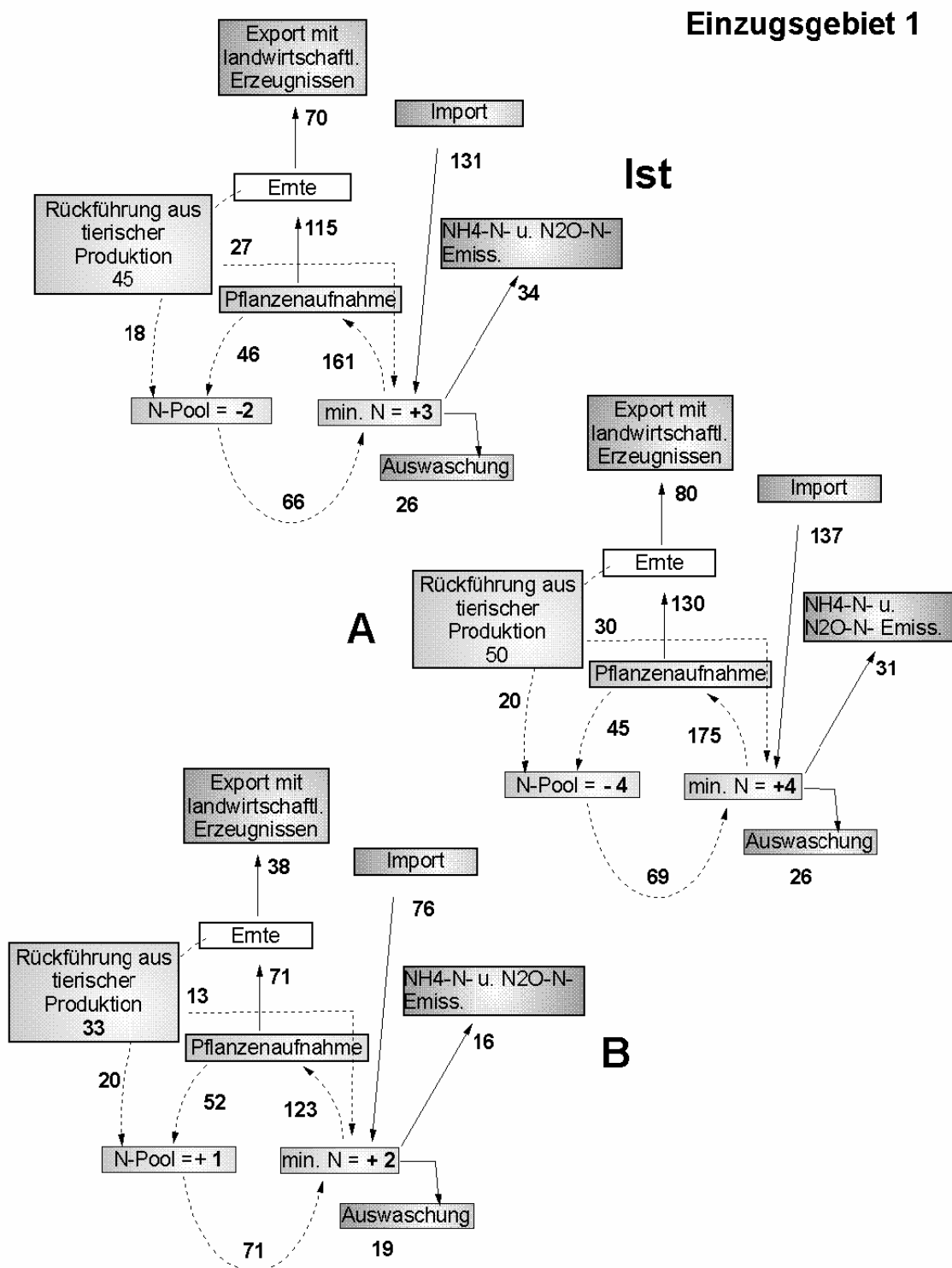


Abbildung 49: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 1 (Stolper See) in den Szenariovarianten Ist, A und B (alle Angaben in kg N/ha*a)

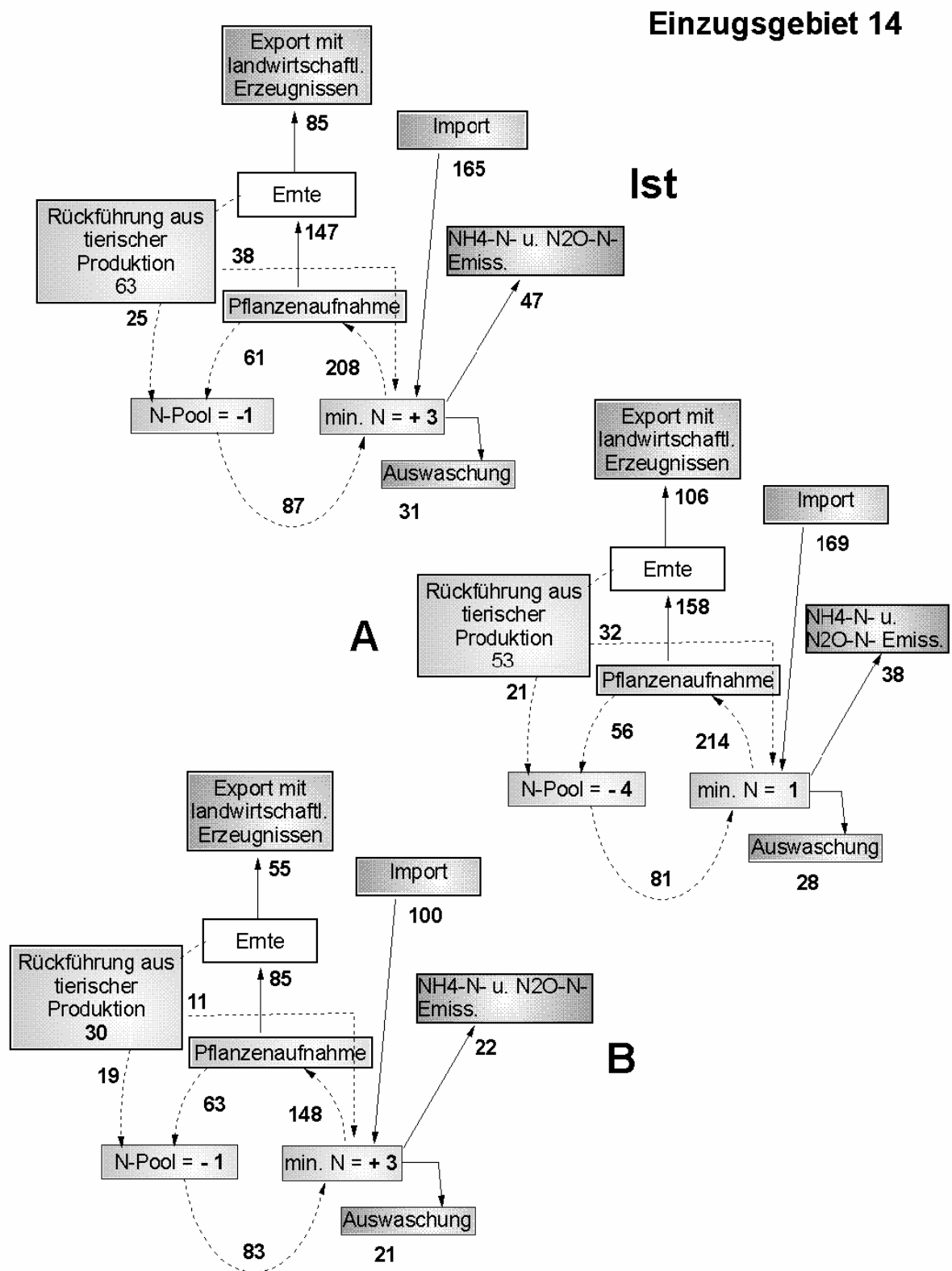


Abbildung 50: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 14 (Stolper See) in den Szenariovarianten Ist, A und B (alle Angaben in kg N/ha*a)

Einzugsgebiet 4

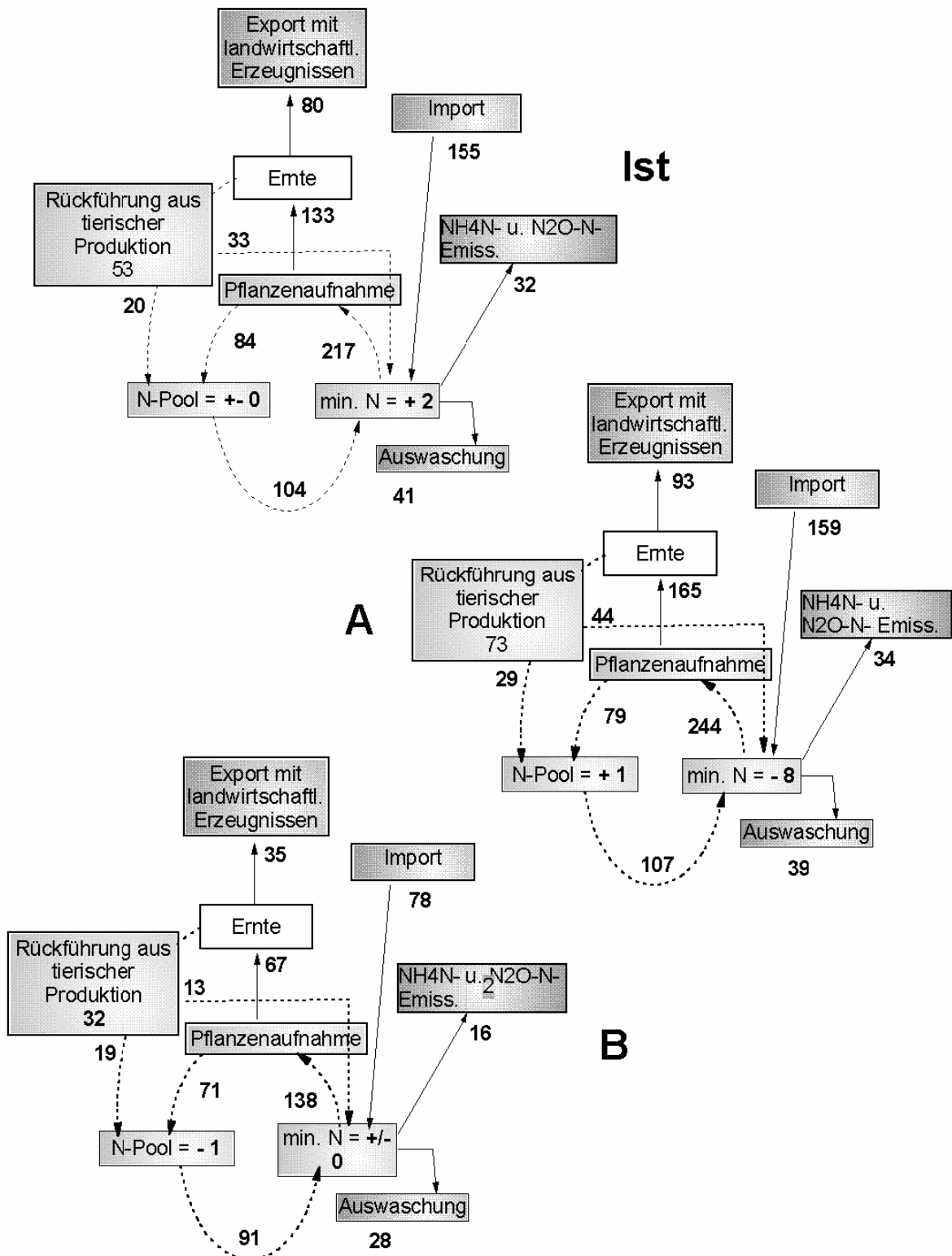


Abbildung 51: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 4 (Schmalensee) in den Szenariovarianten Ist, A und B (alle Angaben in kg N/ha*a)

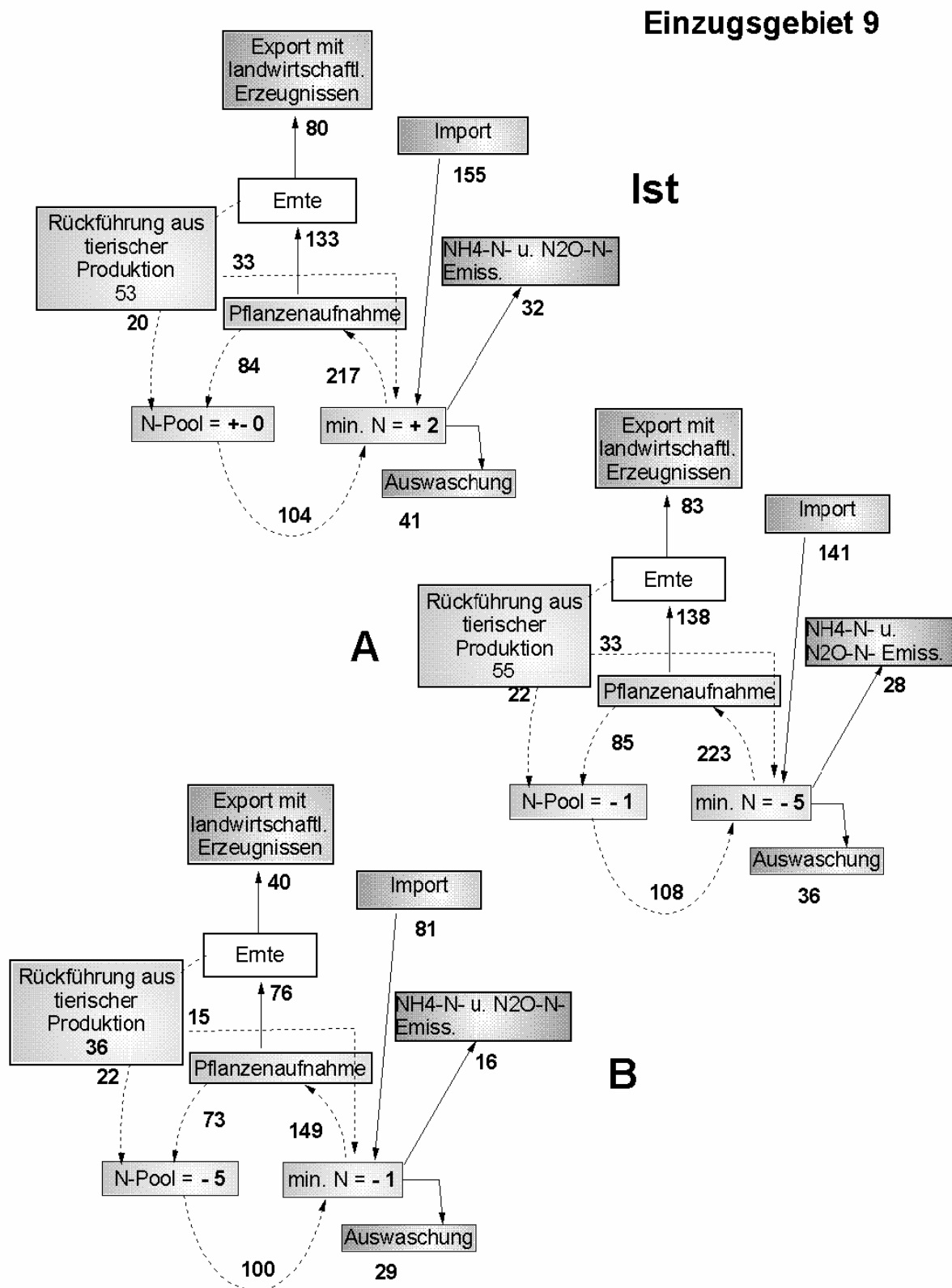


Abbildung 52: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 9 (Belauer See) in den Szenariovarianten Ist, A und B (alle Angaben in kg N/ha*a)

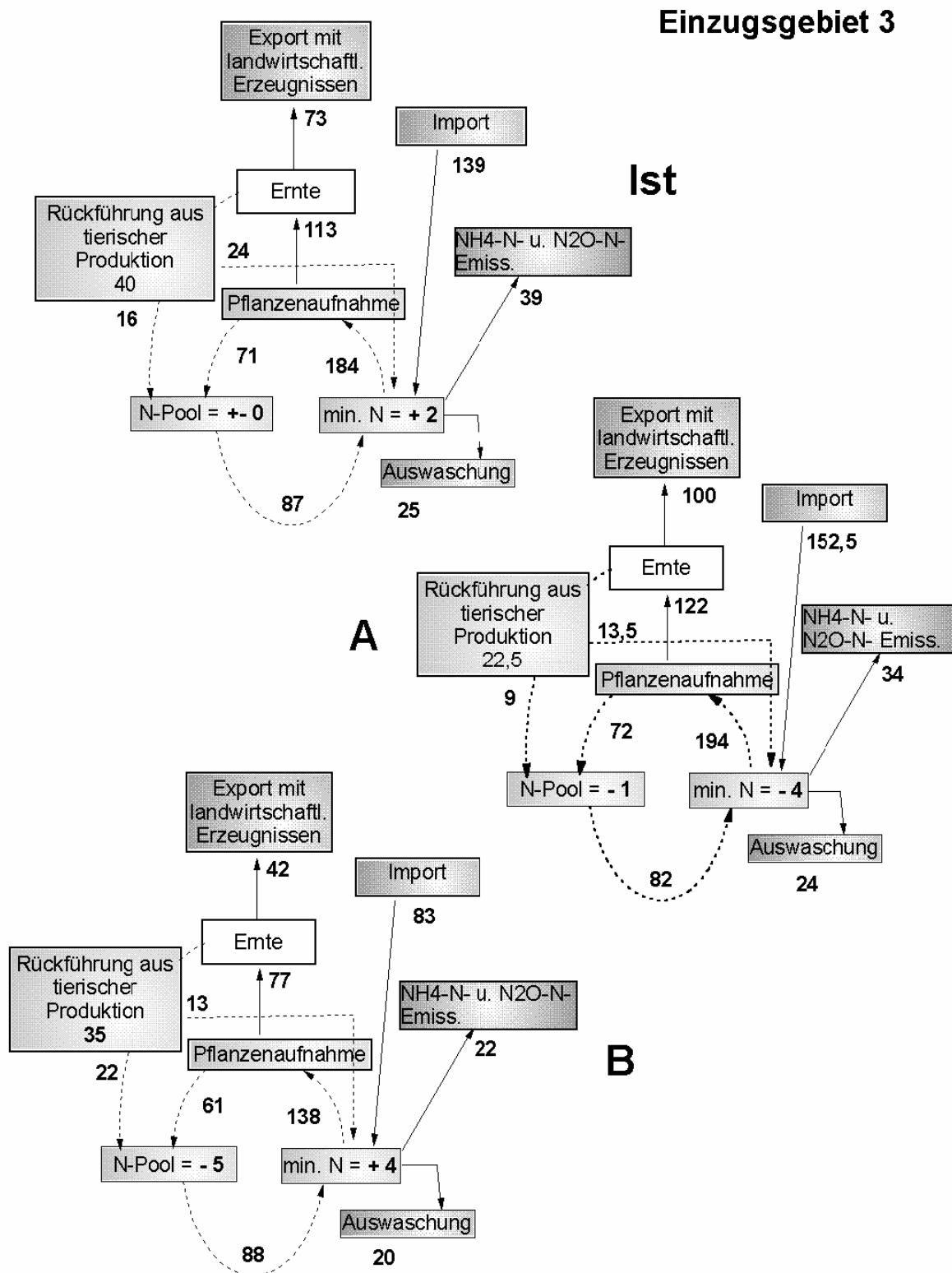


Abbildung 53: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 3 (Schierensee) in den Szenariovarianten Ist, A und B (alle Angaben in kg N/ha*a)

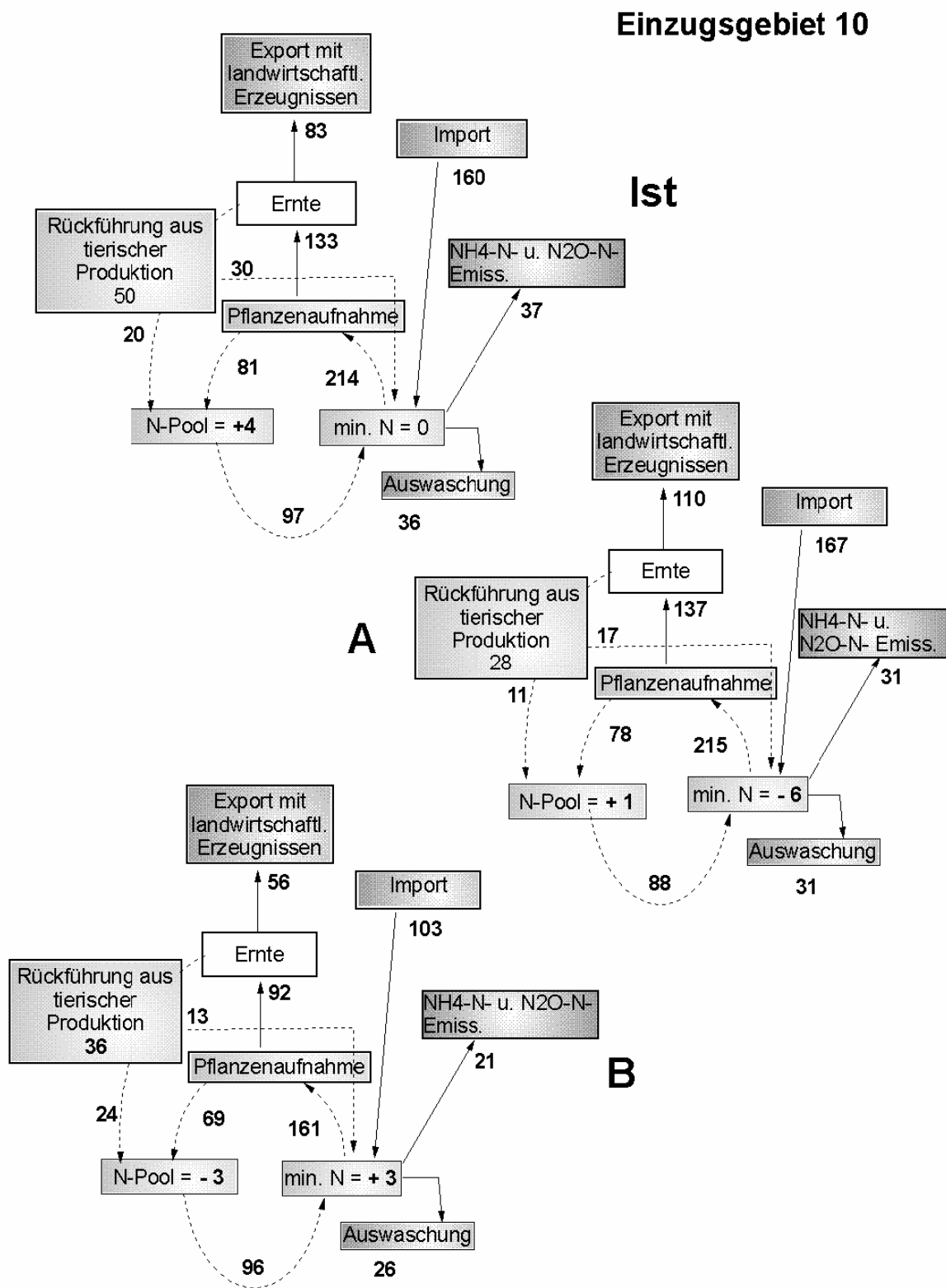


Abbildung 54: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 10 (Schierensee) in den Szenariovarianten Ist, A und B (alle Angaben in kg N/ha*a)

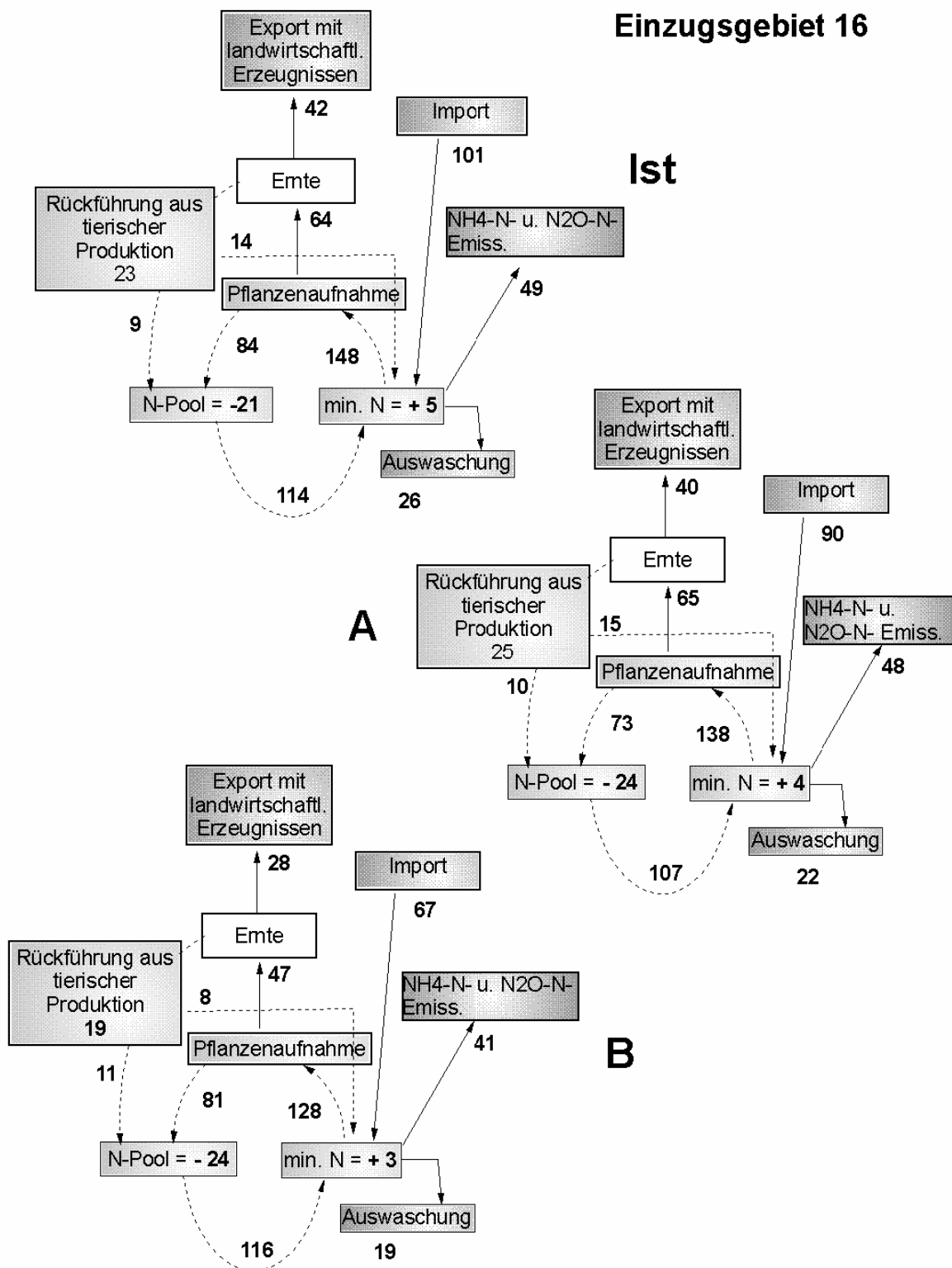


Abbildung 55: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 16 (Schierensee) in den Szenariovarianten Ist, A und B (alle Angaben in kg N/ha*a)

Einzugsgebiet 5

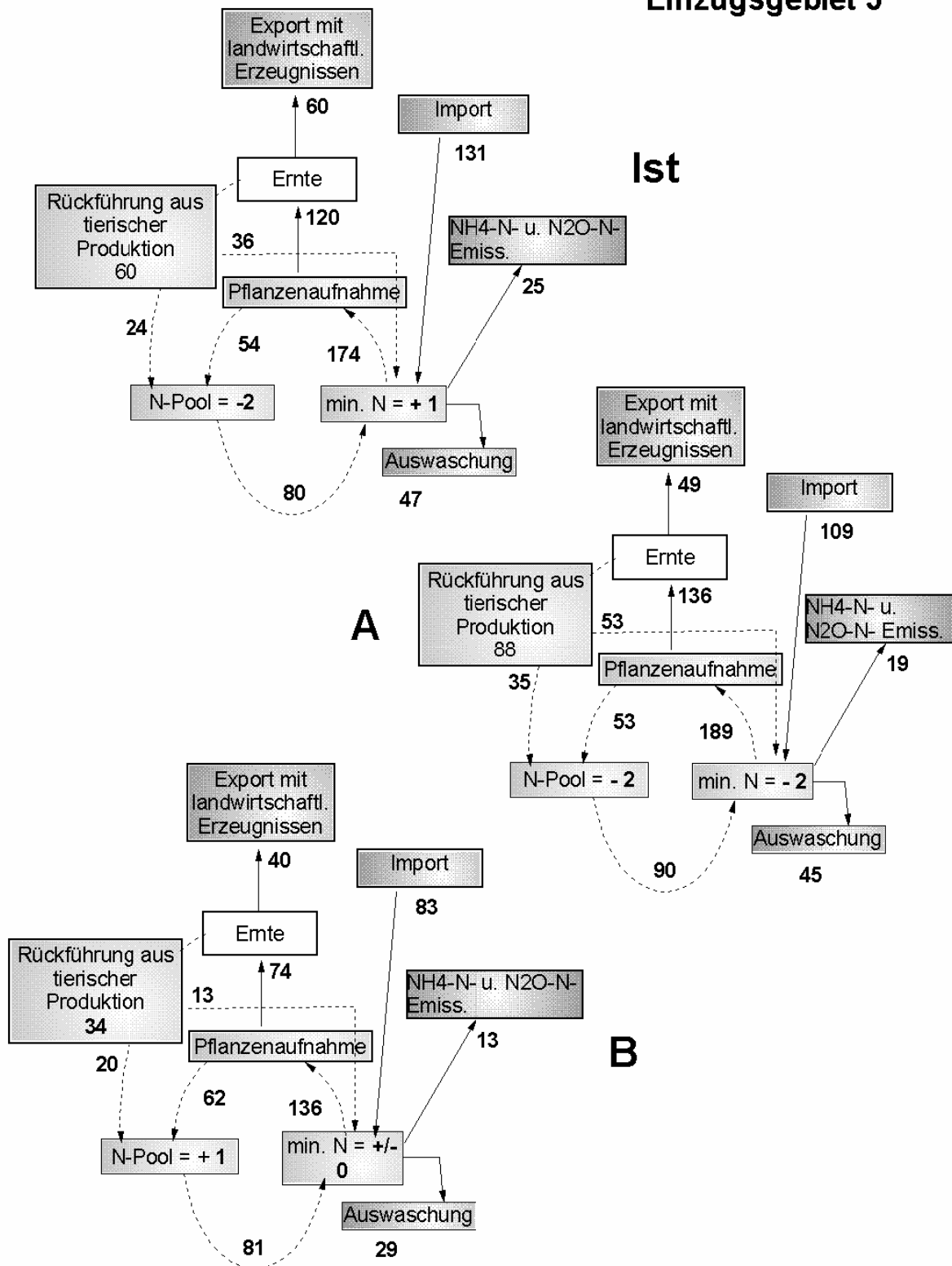


Abbildung 56: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 5 (Bornhöveder See) in den Szenariovarianten Ist, A und B (alle Angaben in kg N/ha*a)

Einzugsgebiet 8

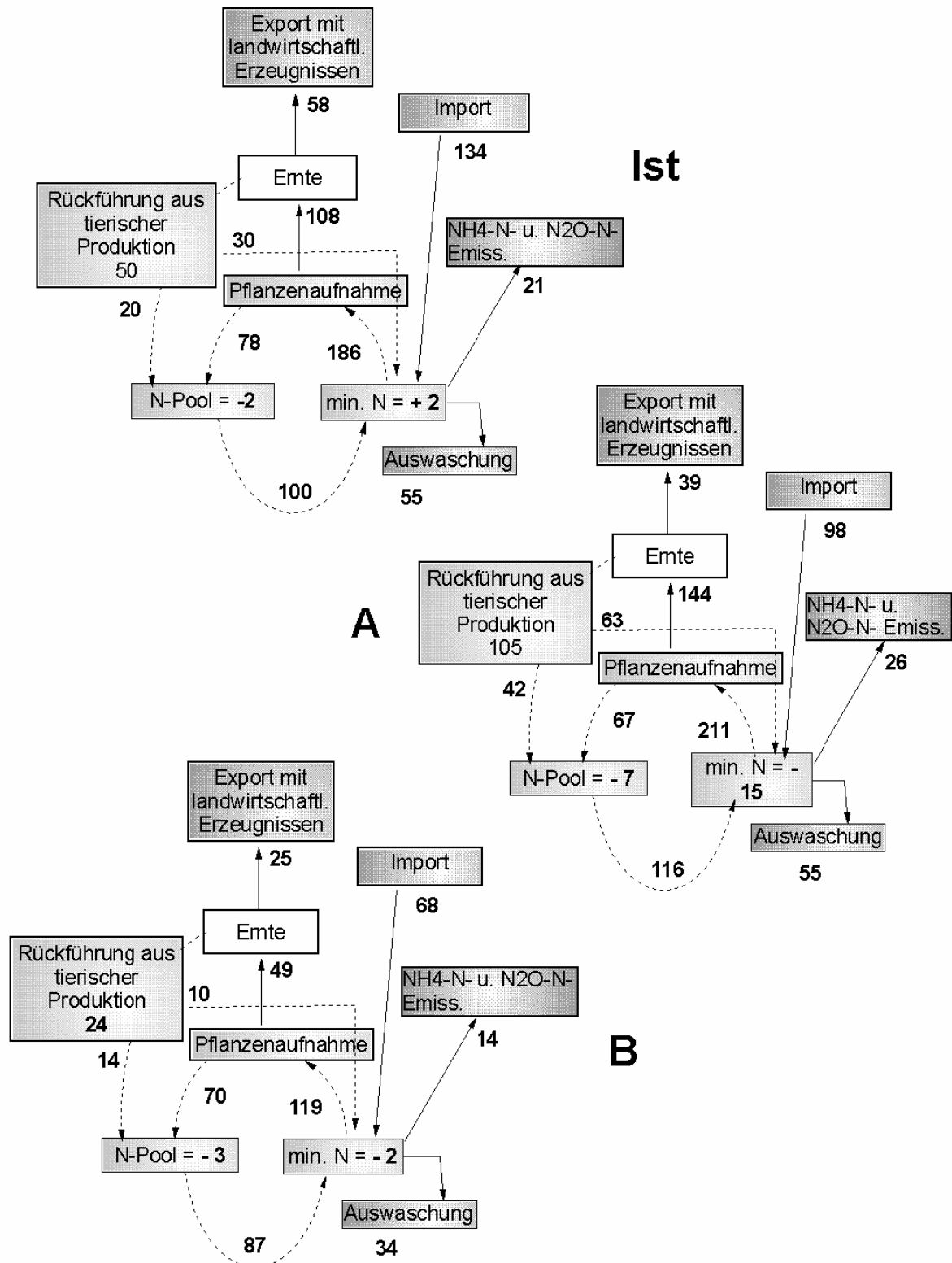


Abbildung 57: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 8 (Bornhöveder See) in den Szenariovarianten Ist, A und B (alle Angaben in kg N/ha*a)

Einzugsgebiet 11

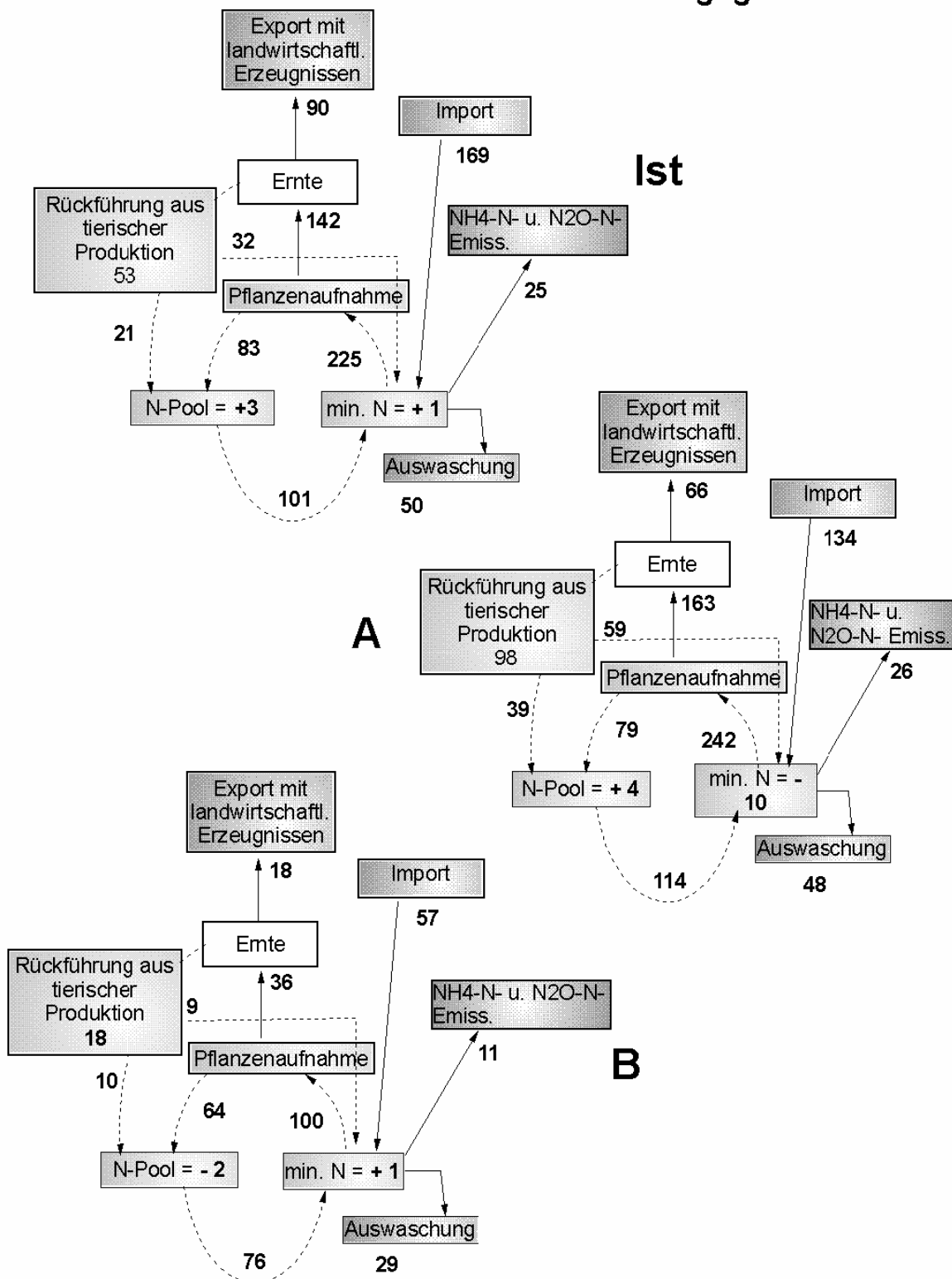


Abbildung 58: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 11 (Bornhöveder See) in den Szenariovarianten Ist, A und B (alle Angaben in kg N/ha*a)

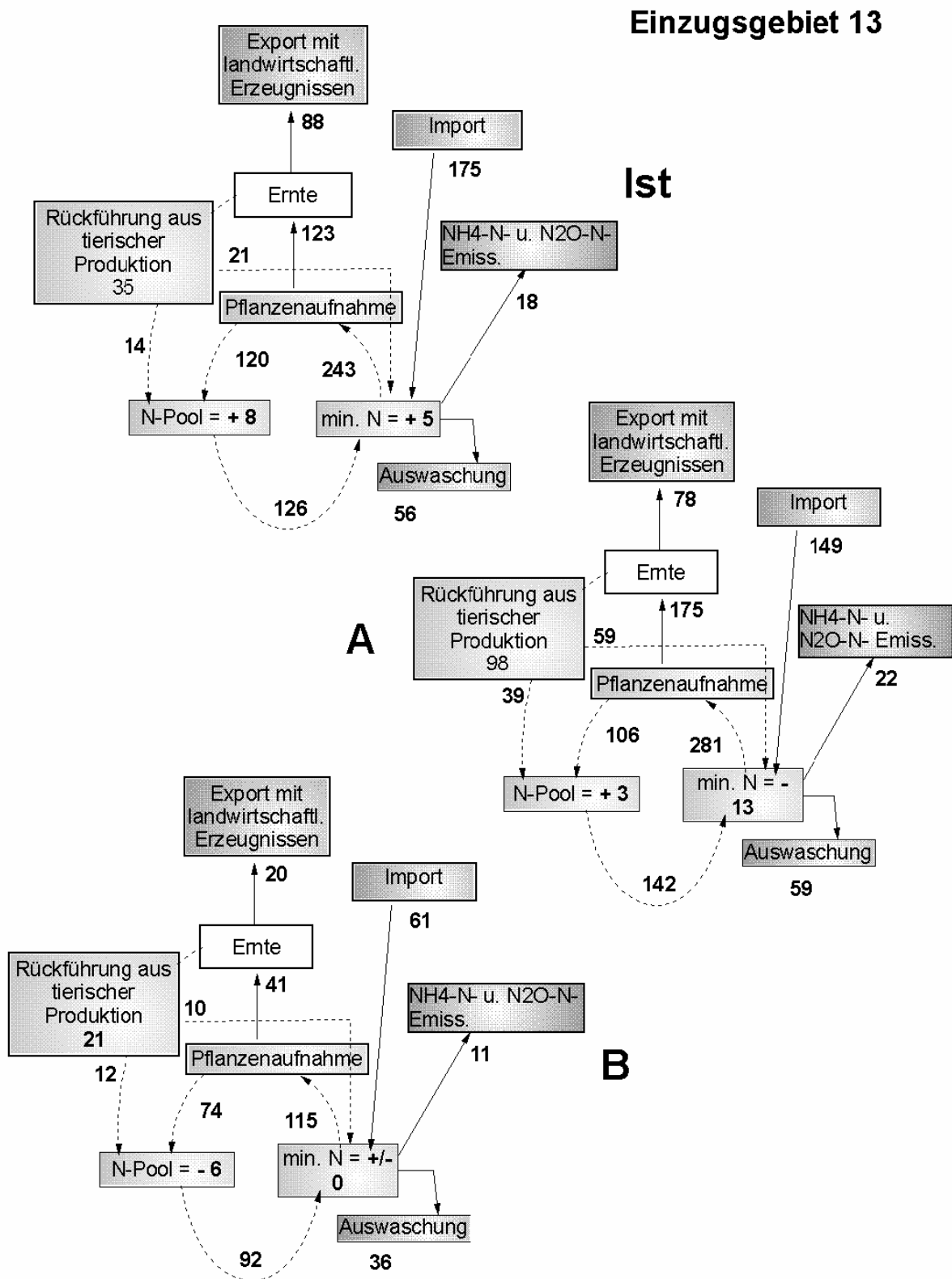


Abbildung 59: Differenzierte, mittlere N-Bilanz für das Teileinzugsgebiet 13 (Bornhöveder See) in den Szenariovarianten Ist, A und B (alle Angaben in kg N/ha*a)