



UFZ-Bericht

UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

Nr. 16/2001

Einfluss der Landnutzung auf Landschaftshaushalt und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen

Heidrun Mühle (Hrsg.)

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche
Räume

ISSN 0948-9452

UFZ-Bericht

**Einfluß der Landnutzung auf Landschaftshaushalt
und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen**

Heidrun Mühle (Hrsg.)

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Problemstellung (<i>H.Mühle</i>).....	Seite 1
2	Landschaftsbewertung und –optimierung sowie Entwicklung von Szenarien nach der Methode der multikriteriellen Landschaftsoptimierung (<i>B.Meyer, H.Mühle, R.Grabau</i> m).....	7
2.1	Einleitung	
2.2	Untersuchungsraum und Methoden der Bewertung und Optimierung landschaftsökologischer Funktionen.....	
2.2.1	Geoökologische Bewertung des heutigen Zustandes der Landschaft.....	
2.2.2	Bedeutung von Szenarien für Landnutzungsoptionen.....	
2.2.2.1	Optimierungsziele für die Naturschutzszenarien.....	
2.2.2.2	Restriktionen	
2.2.2.3	Maximierung und Kompromisse	
2.3	Landschaftsplanerischer Entwurf als Ergebnis.....	
2.4	Schlussfolgerungen und Ausblick	
3	Ökonomische Folgen der Landnutzung mit hoher Diversität (<i>J.v. Baillou</i>).....	31
3.1	Einleitung	
3.2	Methoden.....	
3.3	Untersuchungsergebnisse	
3.3.1	Veränderung der Flurstruktur, des Nutzflächenanteils und der Anbaustruktur	
3.3.2	Ökonomische Auswirkungen einer veränderten Schlaggestaltung und des Flächenentzuges auf die Rentabilität der pflanzlichen Produktion	
3.4	Diskussion	
3.4.1	Positive Auswirkungen ökologischer Nutzeffekte	
3.4.2	Einzelbetriebliche Anpassungspotentiale	
 ASPEKTE DER BIOTISCHEN AUSSTATTUNG DES TESTGEBIETES (Kapitel 4, 5 und 6) 		
	Einführung	46
4	Entwicklung der floristischen Diversität auf Ackerstillegungsflächen (<i>J.Stadler,S. Klotz</i>)	48
4.1	Einleitung	
4.2	Material und Methoden	
4.3	Ergebnisse und Diskussion.....	
5	Die Bedeutung der Ausbreitungsdynamik von Pflanzenarten für die Wiederbesiedlung von Agrarökosystemen bei Nutzungsextensivierung (<i>A.Bischoff</i>)	57
5.1	Einleitung	
5.2	Methoden.....	
5.2.1	Untersuchungsflächen	
5.2.2	Vegetations- und Bodenanalysen	
5.2.3	Ausbreitungsversuche.....	
5.2.4	Untersuchungen zu Keimlingsetablierung, Wachstum und Reproduktion	
5.2.5	Statistik.....	
5.3	Ergebnisse	
5.3.1	Standortbedingungen.....	
5.3.2	Artenzusammensetzung.....	
5.3.3	Ausbreitungsversuche.....	
5.3.4	Keimlingsetablierung, Wachstum und Reproduktion.....	
5.4	Diskussion	
5.5	Schlussfolgerungen und Ausblick	

6	Avifaunistische Untersuchungen auf der Querfurter Platte (<i>Fachgruppe Ornithologie und Vogelschutz Merseburg e. V.</i>).....	72
6.1	Einleitung und Methoden	
6.2	Ergebnisse und Diskussion	
6.3	Schlussfolgerungen.....	

ERFASSUNG VON ZUSTANDSGRÖSSEN UND INDIKATORENENTWICKLUNG (Kapitel 7, 8, 9 und 10)

7	Ertragsentwicklung sowie Richtwerte für den C- und N-Gehalt ackerbaulich genutzter Böden (<i>M.Körschens</i>)	81
7.1	Einleitung	
7.2	Ergebnisse und Diskussion	
7.2.1	Ertragsentwicklung.....	
7.2.2	Ertragswirksamkeit der OBS	
7.2.3	C- und N-Dynamik.....	
7.2.4	N- und C-Bilanzen.....	
7.2.5	Ableitung optimaler OBS – Gehalte.....	
7.3	Schlussfolgerungen und Ausblick	
8	Charakterisierung des Leistungsvermögens mikrobieller Biozönosen von Löß-Schwarzerde bei unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen in Abhängigkeit vom C_{org}-Gehalt (<i>E.-M.Klimanek</i>)	97
8.1	Einleitung	
8.2	Material	
8.3	Methoden.....	
8.4	Ergebnisse	
8.4.1	Einfluss der Düngung auf mikrobielle Parameter.....	
8.4.2	Einfluss des Bewuchses auf die mikrobielle Aktivität	
8.4.3	Nachwirkung hoher C _{org} -Gehalte auf die mikrobielle Aktivität von Löß-Schwarzerde	
8.5	Schlussfolgerungen.....	
9	Beiträge zur Ermittlung der N-Immissionen und -Emissionen im System Boden-Pflanze-Atmosphäre (<i>R.Russow, K.Heinrich, A.John; H.-U.Neue; unter Mitarbeit von F.Böhme und W. Schaecke</i>).....	115
9.1	Einleitung	
9.2	N-Immissionen	
9.2.1	Problemstellung.....	
9.2.2	Material und Methoden	
9.2.3	Ergebnisse	
9.2.4	Zusammenfassung und Bewertung der Ergebnisse	
9.3	N-Emission in Form von N ₂ , NO und N ₂ O	
9.3.1	Problemstellung und Kenntnisstand aus Laboruntersuchungen	
9.3.2	N ₂ O-Emission auf Schwarzerde am Standort Bad Lauchstädt	
9.3.3	Ergebnisse und Diskussion der N ₂ O-Emissionen	
9.3.4	NO-Emission auf Schwarzerde am Standort Bad Lauchstädt	
9.3.5	Ergebnisse und Diskussion der NO-Emissionen	
9.4	Zusammenfassung und Bewertung der Ergebnisse zur N ₂ O - und NO –Emission	
9.5	Ausblick	
10	Abschätzung des von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen ausgehenden Gefahrenpotenzials, dargestellt am Beispiel des Stickstoffs, im Gebiet der Querfurter Platte (<i>J.Seeger, R. Meißner</i>)	134
10.1	Einleitung	
10.2	Material und Methoden	

10.3	Ergebnisse	
10.3.1	Bestimmung der Tracer	
10.3.2	Wirkung relevanter Einflussfaktoren auf die Tracerverlagerung	
10.3.3	Wirkung relevanter Einflussfaktoren auf die sickerwassergebundenen N-Austräge	
10.3.4	Bestimmung der Tracerverlagerung und der N-Austragspotenziale auf der Untersuchungsebene – Freilandparzellen	
10.3.5	Wirkung relevanter Einflussfaktoren auf die Tracerverlagerung (Ackerflächen)	
10.3.6	Wirkung relevanter Einflussfaktoren auf das N-Austragspotenzial (Ackerflächen)	
10.3.7	Vergleich des Wanderungsverhaltens von Tracern und des N-Austragspotenzials auf den Versuchsebenen Lysimeter und Freilandparzellen	
10.4	Schlussfolgerungen	
11	Modellierung von Stoffflüssen - Wasser- und Stoffhaushalt in einem Ackerbaugebiet auf der Querfurter Platte (U.Franko;S.Schenk)	154
11.1	Einleitung	
11.2	Material und Methoden	
11.3	Ergebnisse	
11.4	Schlussfolgerungen	
12	Bereitstellung von flächendeckenden Informationen zur Landnutzung mit Daten und Methoden der Fernerkundung (U.Steinhardt)	167
12.1	Einleitung	
12.2	Material und Methoden	
12.2.1	Fernerkundung und Fernerkundungsdaten	
12.2.2	Klassifikation von Fernerkundungsdaten	
12.2.2.1	Multispektrale monotemporale Klassifikation – dargestellt am Beispiel der Landsat-TM-Szene vom 21.07.1994 –	
12.2.2.2	Multitemporale Klassifikation unter Einbeziehung abgeleiteter spektraler Signaturmerkmale – dargestellt am Beispiel der Datensätze aus dem Jahr 1997 –	
12.3	Ergebnisse	
12.4	Ausblick	

TEILPROJEKTE MIT GRUNDLAGENCHARAKTER (Kapitel 13, 14, 15 und 16)

13	Entscheidung über Landnutzungsänderungen – ein kombiniertes Verfahren für Politik- und Planungsberatung (Klauer, B.Meyer, H.Horsch,F. Messner, R.Grabau)	192
13.1	Einleitung	
13.2	Zwei Verfahren mit einem integrativen Konzept	
13.2.1	Das Querfurter Verfahren – ein Konzept zur Landschaftsbewertung und –optimierung	
13.2.2	Das Torgauer Verfahren – ein Konzept zur Bewertung von Handlungsalternativen in Konfliktsituationen	
13.3	Die Kombination des Querfurter und Torgauer Verfahrens	
13.4	Diskussion	
14	Deposition von N-haltigen Verbindungen in naturnahe Ökosysteme landwirtschaftlich dominierter Räume (H.Schulz)	209
14.1	Einleitung	
14.2	Material und Methoden - Identifizierung und Quantifizierung von atmogenen N-Verbindungen	
14.2.1	Natürliche Isotopensignaturen von atmogenen Depositionsformen (NH_3 , NH_4^+ , NO_2 , NO_3^-)	
14.2.2	Ermittlung von trockenen gasförmigen Depositionen	
14.3	Ergebnisse und Diskussion	
14.3.1	Natürliche Isotopensignaturen von atmogenen Depositionsformen (NH_3 , NH_4^+ , NO_2 , NO_3^-)	
14.3.2	Quantifizierung von trockenen gasförmigen Depositionen	
14.3.3	Räumliche Muster atmogener N-Einträge	
14.3.4	Zeitliche Veränderungen atmogener N-Einträge	
14.4	Zusammenfassung und Ausblick	

15	Pestizide im System Boden–Pflanze (F.Böhme,K.Heinrich,A.Quarta,K.Schäfer,E.Schulz)...	218
15.1	Einleitung	
15.2	Einfluss von Bodenart und OBS auf den Transfer organischer Fremdstoffe vom Boden in die Pflanze	
15.3	Einfluss von Applikationsdosis und –form auf Rückstände von Pestiziden in Boden und Pflanze	
15.4	Einfluss von Pestiziden auf den Stoffhaushalt von Pflanzen	
15.5	Abschätzung der Bioverfügbarkeit von organischen Fremdstoffen für deren Aufnahme durch Pflanzen	
15.6	Eintrag von PAK über den Luftpfad in agrarisch und industriell genutzten Gebieten des Raumes Halle	
16	Auswirkungen der Landschaftsbewertung und -optimierung auf die Landschaftsstruktur im Untersuchungsraum der Querfurter Platte (A.Lausch, B.Meyer).....	236
16.1	Zielsetzung der Untersuchungen	
16.2	Methodische Vorgehensweise	
16.3	Analyse der Landschaftsstruktur für die Landschaftsbewertung und die Optimierungsszenarien im Testgebiet	
16.3.1	Analyse der Szenarien mit Flächenmaßen	
16.3.2	Analysen der Szenarien mit Maßen der Nächsten-Nachbarschaft (Nearest Neighbour)	
16.3.3	Analysen der Szenarien mit Kanten- und Kontrastmaßen	
16.3.4	Analysen der Szenarien mit Maßen der Diversität und Verteilung	
16.4	Diskussion	
16.5	Schlussfolgerungen und Ausblick	
17	Zusammenfassung der Ergebnisse, Diskussion und Ausblick (H.Mühle)	260
	Literaturverzeichnis.....	
	Abbildungsverzeichnis.....	
	Tabellenverzeichnis.....	
	Autorenverzeichnis.....	

1 Einleitung und Problemstellung

H Mühle

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume, Leipzig

Ziele des Verbundprojektes und der Teilprojekte

Seit Jahrhunderten gestaltet der Mensch bewusst oder unbewusst seine Umwelt. Daher gibt es weltweit kaum noch naturbelassene Landschaften, man spricht vielmehr von „Kulturlandschaften“. Auch im Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig-Halle stellen diese einen wichtigen Gegenstand in der Forschung dar, wobei „... ein regionaler, landschaftsbezogener und landnutzungsorientierter Forschungsansatz zugrunde liegt“ (UFZ FuE-Programm 1999/2000). Dabei wird das Ziel verfolgt, Konzepte zur nachhaltigen Gestaltung von Kulturlandschaften zu entwickeln, wobei unter Nachhaltigkeit „... eine Entwicklung zu verstehen ist, in der die Bedürfnisse der heutigen Generation in einer Weise erfüllt werden, dass die Möglichkeiten künftiger Generationen nicht gefährdet werden“ (BRUNDTLAND 1987). Seit Bestehen des UFZ werden zur Lösung dieser und weiterer relevanter Umweltprobleme interdisziplinäre Forschungsansätze in einer Matrixstruktur verfolgt. In Projektbereichen angesiedelte Verbundprojekte bündeln die Fachkompetenz der disziplinär ausgerichteten Sektionen, so dass Probleme aus den verschiedenen Blickwinkeln der Disziplinen angegangen und allgemeingültige Aussagen getroffen werden können. Das trifft auch für das Verbundprojekt „Einfluss der Landnutzung auf Landschaftshaushalt und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen“ zu, das der Landnutzungsforschung in ausgeräumten Agrarlandschaften gewidmet war. Die erreichten Ergebnisse werden im vorliegenden Band dargestellt und diskutiert.

Ausgeräumte Agrarlandschaften wurden unter dem Aspekt, eine stärkere Nachhaltigkeit, eine größere Diversifizierung und eine damit verbundene Zunahme an Arten bzw. eine Entlastung des Landschaftshaushaltes zu etablieren, bisher kaum untersucht. Das Interesse vieler Autoren gilt vielmehr Landschaften, die stärker strukturiert sind und damit eine größere biotische Ausstattung besitzen. Die Querfurter Platte als intensiv genutzte Agrarlandschaft wurde jedoch von den Bearbeitern bewusst ausgewählt, um Konzepte für eine dauerhaft umweltgerechte Landbewirtschaftung auch für derartige Regionen zu entwickeln. Es wurde ein interdisziplinäres Verbundprojekt mit Teilprojekten, die auch eigene wissenschaftliche Ziele verfolgten, definiert.

So münden all diese Arbeiten in das Ziel, Veränderungen im Testgebiet einzuleiten, die sowohl zur Erhaltung einer ökologisch funktionsfähigen Kulturlandschaft beitragen als auch die ökonomischen und sozialen Interessen der Landbevölkerung berücksichtigen.

Daraus leiteten sich folgende Fragen ab:

- ⇒ Können Vorschläge zu einer nachhaltigen Gestaltung der Landschaft gemacht werden?
- ⇒ Welche monetären (und damit sozialen) Auswirkungen hätten derartige Szenarien?
- ⇒ Gibt es Leitbilder für die Region und können diese mit Hilfe der Szenarien/Vorschläge präzisiert werden?
- ⇒ Kann eine höhere biologische Diversität mit einem stärkeren Schutz der abiotischen Ressourcen Boden, Wasser und Atmosphäre verbunden werden ?
- ⇒ Wie entwickelt sich die Vielfalt an Pflanzenarten auf Brachen und extensivierten Ackerflächen?
- ⇒ Welche Größen sind als Indikatoren für eine umweltverträgliche Landbewirtschaftung geeignet?
- ⇒ Welche Faktoren sind für den Landschaftshaushalt wichtig und wie entwickeln sie sich, wenn verschiedene Szenarien angenommen werden?
- ⇒ Kann mit Hilfe von Methoden der Fernerkundung der Untersuchungsraum erfaßt werden?
- ⇒ Welche grundlagenorientierten Aussagen erfolgen im Rahmen des Projektes ?

Die Gliederung des vorliegenden Berichtes orientiert sich an den Fragen, die von den Bearbeitern beantwortet werden. In der Zusammenfassung wird die Kooperation zwischen verschiedenen Teilprojekten dargestellt. Nicht jeder war mit jedem vernetzt; wo es sich als sinnvoll erwies, beziehen sich die Teilprojekte jedoch aufeinander. Im Mittelpunkt des Verbundprojektes standen die Szenarien für eine künftige Landnutzung (Abb. 1.1), die aus der Landschaftsbewertung und -optimierung hervorgingen und im „Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume“ erarbeitet wurden. Eng damit verbunden war das Teilprojekt „Ökonomische Folgen der Landnutzung mit hoher Diversität“, das im Institut für Agrarökonomie und Agrarraumgestaltung der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg bearbeitet wurde und sich an die von der Landschaftsoptimierung entworfenen Szenarien anlehnte. Die Honorierung einer hohen Diversität der Betriebe kann aufgrund der Berechnung der Einkommenseinbußen erfolgen, die aus ebendieser Diversität resultieren.

In den Teilprojekten der Sektion „Biozönoseforschung“ wurden die Strategien „Brachlegung“ und „Umstellung auf extensive Ackernutzung“ im Hinblick auf eine Erhöhung der Biodiversität untersucht, ergänzt durch die Erfassung des Brutvogelbestandes durch die Fachgruppe

„Ornithologie und Vogelschutz e.V. Merseburg“. Die Teilprojekte der Sektion „Bodenforschung“ umfassen ein weites Forschungsspektrum, sie orientieren sich in vielen Fällen am Dauerversuch in Bad Lauchstädt oder beziehen die Ergebnisse aus diesem Versuch in ihre Auswertungen ein. Ein Teil befasst sich mit der Untersuchung des C-N-Haushaltes im Boden, aus der Optimalwerte für den umsetzbaren Stickstoff und Kohlenstoff im Boden resultieren, mit dem mikrobiellen Bodenleben und den Stickstoffimmissionen und -emissionen. Ein Teilprojekt der Sektion betrifft die mit Hilfe eines Modells untersuchte Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik. Dafür wurden Szenarien entwickelt, anhand derer die Stickstoffausträge in die Umwelt bei variiertem Landnutzung abgeschätzt werden können. Das Teilprojekt „Klassifizierung von Fernerkundungsdaten“ lieferte dafür ein Landnutzungsmuster, auf das sich die Modellierung stützen kann.

Die Stoffbewegung in der ungesättigten Bodenzone mittels Tracerversuchen wurde untersucht, ebenso wie die Beurteilung von Gefährdungen aus Bodenkontaminationen anhand von Modellversuchen.

Auf den Teil Landschaftsbewertung und -optimierung nehmen zwei weitere Teilprojekte Bezug, das sogenannte „Torgauer Verfahren“ und das Teilprojekt, das sich mit landschaftlichen Strukturmaßen beschäftigt. Die Deposition von stickstoffhaltigen Verbindungen ist für Untersuchungen zur Herkunft von luftgetragenen N- Belastungen künftig geeignet.

Beschreibung des Naturraumes

Wie bekannt ist, kam in der Vergangenheit der Landbewirtschaftung eine wichtige Rolle bei der Entwicklung und Pflege der Kulturlandschaft zu. Noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts waren die Agrarlandschaften Deutschlands durch große Diversität geprägt. Verschiedene Biotope hatten nebeneinander Platz, Stallung spielte als Mittel zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit eine große Rolle, mit mineralischen Düngemitteln und Pestiziden wurde, wenn überhaupt, sparsam umgegangen. Die Schläge waren klein und oft von artenreichen Hecken oder Feldrainen umsäumt.

Seit der Entwicklung moderner Produktionsverfahren ab Mitte des 20. Jahrhunderts hat sich die Landwirtschaft von einem naturverbundenen und -schonenden zu einem Wirtschaftszweig entwickelt, der in einigen Fällen (Eberswalde, Vechta) erhebliche Umweltbelastungen verursacht und gleichzeitig von diesen betroffen ist. Eine intensive landwirtschaftliche Nutzung findet in der Regel auf sogenannten Gunststandorten statt, die boden-, klima- und wasserhaushaltsbedingt gute Voraussetzungen für eine effektive Produktion bilden. Der ökonomisch nutzbare Ertrag hat in dieser Art von Landbau hohe Priorität. Zu diesen Regionen zählt auch die „Querfurter Platte“, die im folgenden charakterisiert wird (ALTERMANN et al. 1995, OTTO et al. 1995), und auf der sich die

konkreten Untersuchungsstandorte Bad Lauchstädt, Etzdorf und Flächen des Agrarunternehmens Barnstädt befinden. Zum Vergleich zweier Ansätze der Landschaftsbewertung wurde außerdem das sogenannte Torgauer Gebiet herangezogen, das in Kapitel 13 kurz beschrieben wird.

Die Querfurter Platte ist ein Gebiet, in dem die Landwirtschaft seit Jahrhunderten eine dominierende Rolle spielt. Obwohl durch den Regenschatten des Harzes (Mitteldeutsches Trockengebiet) beeinflusst, ist die Landwirtschaft in dieser Region wegen der fruchtbaren Böden (durchschnittliche Bodenzahl von 79 auf einer Boniturskala von 1–100) heute noch ein dominierender Wirtschaftsfaktor, was auch am Landschaftsbild zu erkennen ist. Die Querfurter Platte ist eine durch die Flurbereinigung und die Industrialisierung der Landwirtschaft ausgeräumte, schwach reliefierte Landschaft, gekennzeichnet durch große Ackerschläge und eine sehr geringe Zahl strukturbildender Elemente wie Kleingehölze, Hecken, Ackerraine, Teiche oder andere Oberflächengewässer. Es herrschen Marktfruchtbetriebe vor, deren Fruchtfolgen aufgrund ökonomischer Zwänge und technologischer Möglichkeiten zunehmend enger werden. Es werden nur wenige Fruchtarten in die Fruchtfolgen einbezogen. Die Gesamtfläche der Querfurter Platte wird mit 19.695 ha angegeben, wobei sich die Autoren in der Agrarstrukturellen Vorplanung bei der Festlegung der Größe des Planungsgebietes an Gemarkungsgrenzen orientierten (OTTO et al. 1995). Der Anteil der Landwirtschaftsfläche beträgt 89 %, von der landwirtschaftlich genutzten Fläche werden etwa 97 % ackerbaulich genutzt. Es herrschen Lößböden vor. Deren Ausbildung ist abhängig von der Mächtigkeit der Lößdecke, von der Zusammensetzung der Substrate im Liegenden der <1 m mächtigen Löss, vom Relief, von paläoklimatischen Einflüssen sowie wahrscheinlich auch von der petrographischen Zusammensetzung der Lößdecken (ALTERMANN et al. 1995). Die Schwarzerde (Tschernozem) aus Löß ist die dominierende Bodenform. Für den Standort Bad Lauchstädt werden hohe Nährstoffgehalte angegeben (N-Gehalt 0.17 %; C-Gehalt 2.07 %; P 21 mg/100g Boden; K 23 mg/100g Boden; Mg 13 mg/100g Boden; pH-Wert 6.6), die Bodenart ist Lehm mit einem Ton-Gehalt von 21 %. Das Grundwasser steht in einer Tiefe von ca. 12 m an (KÖRSCHENS et al. 1994).

Im Untergrund befindet sich im wesentlichen Muschelkalk. Die sehr schwach geneigten Gesteine des Tafelstockwerks führen zu einem wenig bewegten Relief, vorkommende Täler auf der Platte sind meist muldenförmig ausgeprägt. Nach Westen endet die Querfurter Platte mit einer Schichtstufe, die bewußt nicht in die Untersuchungen einbezogen wurde, da sie sowohl mit den austretenden Untergrundgesteinen Muschelkalk und Buntsandstein als auch in der Reliefenergie und der Flora einen vielfältigeren Charakter aufweist, als die eigentliche Platte. SCHUMANN & MÜLLER (1995) beschreiben die klimatischen Bedingungen für die Testregion (Tab. 1.1).

Tab. 1.1)

Mittlere Monats- und Jahresmittel von Lufttemperatur, Niederschlagshöhe und realer Verdunstung

	Station	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Temperatur (°C)	Bad Lauchstädt	0,3	0,4	3,7	8,2	12,8	16,6	17,8	17,4	14,0	9,4	4,6	1,3	8,8
Niederschlag (mm)	Bad Lauchstädt	26	22	31	38	51	64	61	62	35	39	31	28	488
Niederschlag (mm)	Nemsdorf	32	28	35	39	52	67	58	62	41	38	35	33	520
reale Verdunstg. (mm)	Halle	12	12	24	40	72	74	71	60	39	21	18	14	460

(nach SCHUMANN & MÜLLER (1995) sowie Angaben des DWD, Agrarmeteorologische Beratungs- und Forschungsstelle Halle)

Der Agrarmeteorologische Dienst ermittelte für Querfurt einen mittleren jährlichen Niederschlag von 488 mm, der Deutsche Wetterdienst (DWD, Agrarmeteorologische Beratungs- und Forschungsstelle Halle) gibt für Nemsdorf einen durchschnittlichen Wert von 520 mm an. In den Monaten Mai bis August wurden mit 52-67 mm die höchsten Niederschläge gemessen. Für den Untersuchungsraum liegen zusätzlich Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) nach MÜLLER-WESTERMEIER (1995) im Quadratkilometer-Raster für die monatliche Niederschlagsverteilung vor, in deren Berechnung der Höheneinfluss einbezogen wurde. Die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur beträgt an der für die Querfurter Platte repräsentativen Station Bad Lauchstädt 8,8 °C. Die klimatische Wasserbilanz ist ausgeglichen, wobei defizitäre Perioden im Spätfrühling und Sommer auftreten. Die Hauptwindrichtung ist West-Süd-West.

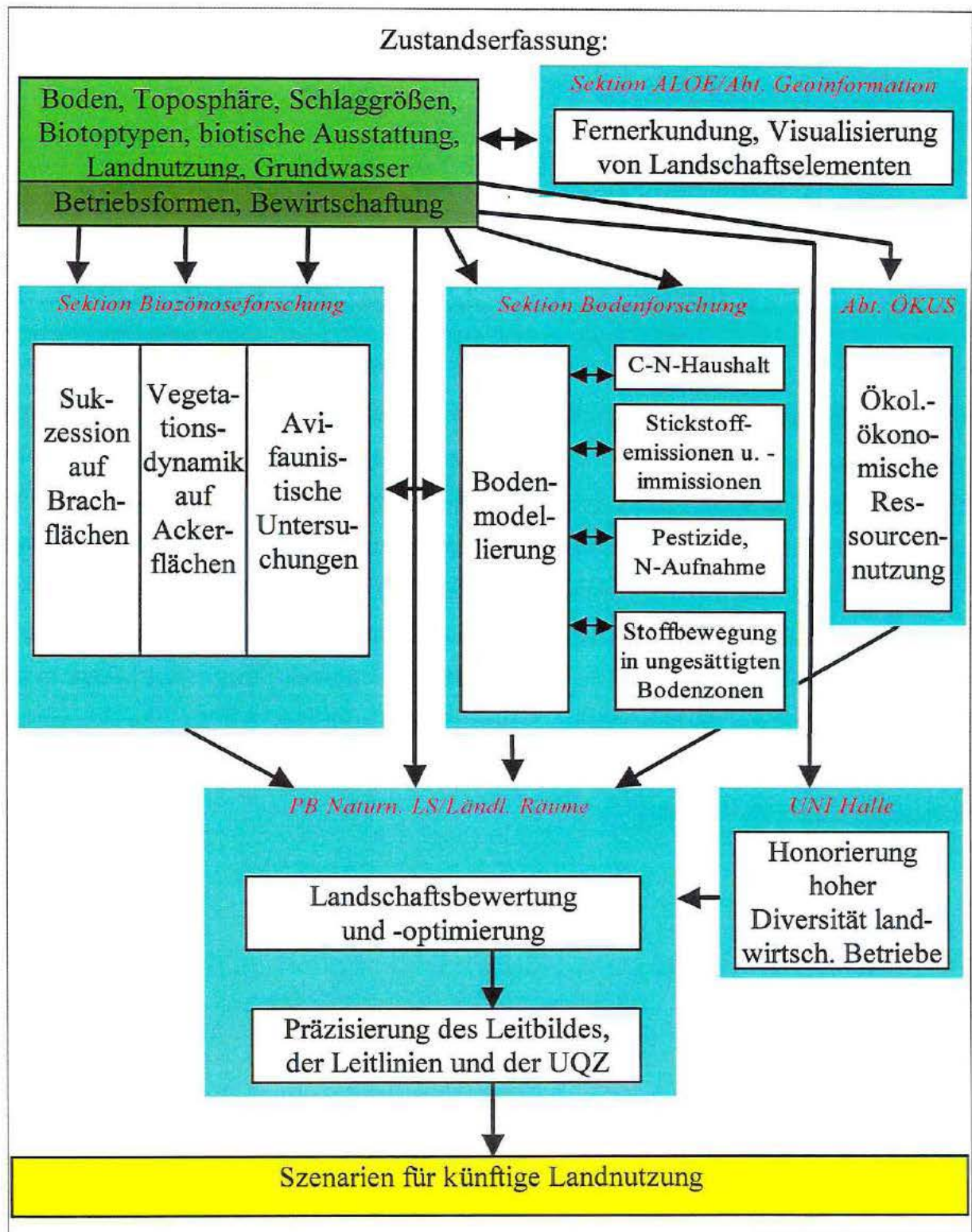


Abb. 1.1)

Struktur des Verbundprojektes: Einfluss der Landnutzung auf Landschaftshaushalt und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen

2 Landschaftsbewertung und –optimierung sowie Entwicklung von Szenarien nach der Methode der multikriteriellen Landschaftsoptimierung.

B.C. Meyer, H. Mühle & R. Grabaum

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Angewandte Landschaftsökologie und
Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume, Leipzig

Abstract

Landscape assessment and optimization and scenario development based on the method of multicriteria optimization

The areas in central Germany used for agricultural purposes are characterized by very fertile black soils and intensive agriculture. For hundreds of years this region has been poor in structural elements. Nowadays it features short crop rotations, large fields and only few hedges, rows of fruit trees or copses. In many cases this intensive agricultural management is the cause of the threats to soil, water, atmosphere and biosphere.

The project presented in this article focuses on developing scenarios for different land use options as a tool to help farmers, landscape planners, environmental and agricultural authorities to assess the results of land use changes.

These scenarios are based on methods which evaluate the landscape in relation to a number of different functions such as soil erosion, water discharge regulation and crop production suitability. The method uses a database integrated into a GIS (geographic information system) and multicriteria optimization. The method of optimization produces results which can be considered as compromises between the goal functions. The methods are described and the findings presented.

Zusammenfassung

Die Gebiete in Mitteldeutschland, die von der Landwirtschaft genutzt werden, sind gekennzeichnet durch sehr fruchtbare Schwarzerdeböden und eine intensive Agrikultur. Bereits seit mehreren 100 Jahren ist diese Region arm an strukturbildenden Elementen. Sie wird heute charakterisiert durch Fruchtfolgen mit wenig Fruchtfolgegliedern, sehr große Schläge und nur wenige Hecken, Obstbaumreihen und Feldgehölze. Häufig ist die intensive Landwirtschaft der Auslöser von Belastungen des Bodens, des Wassers, der Atmosphäre und der Biosphäre.

Das in diesem Artikel dargestellte Projekt konzentriert sich auf die Entwicklung von unterschiedlichen Landnutzungsszenarien als ein Arbeitsmittel für Landnutzer, Landschaftsplaner, Umwelt- und Landwirtschaftsbehörden zur Bewertung der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen.

Diese Szenarien basieren auf Bewertungsmethoden für solche Funktionen wie Bodenerosion durch Wasser und Wind, Abflußregulationsfunktion und der Produktionseignung zur Erzeugung von Kulturpflanzen durch die Landwirtschaft. Die Methode nutzt in GIS gespeicherte Geodaten als Basis und die multikriterielle Optimierung. Diese Optimierung bringt Ergebnisse in Form von optimalen Landnutzungsmustern der Flächennutzung, die optimale Kompromisse zwischen den divergierenden Zielen unterschiedlicher Landschaftsfunktionen darstellen. Die Methoden werden beschrieben und die Ergebnisse vorgestellt.

2.1 Einleitung

Viele landschaftsökologische Probleme unserer Kulturlandschaft sind das Ergebnis ihrer langanhaltenden monofunktionalen Nutzung. Dadurch wurden vielfältig Stoffkreisläufe unterbrochen und die Funktionsfähigkeit von Regulationsfunktionen der Landschaft gestört. Weil Kulturlandschaften gleichzeitig eine Vielzahl von Funktionen erfüllen müssen, sollten planungsorientierte Entscheidungssysteme die Komplexität der Landschaft für eine zukunftsorientierte Landschaftsplanung nachvollziehbar verarbeiten können. Ideal ist die Entwicklung einer multifunktional ausgerichteten Landschaftsstruktur. Die meisten, zur Zielbeschreibung für zukünftige Landschaftsentwicklungen eingesetzten Verfahren sind jedoch nicht dazu geeignet, die Komplexität der Landschaftsstruktur und ihre Wechselwirkungen zu erfassen. Die häufig angewendeten Methoden der Zusammenfassung unterschiedlicher Bewertungskarten (basierend auf funktionalen Bewertungsverfahren) in einer sogenannten „Konfliktkarte“ erfüllen das Ziel des Ausgleiches zwischen unterschiedlichen Zielen nicht, da auf diese Weise nur inkompatible Landnutzungen in Form von Konfliktzonen aufgezeigt werden können. Eine Kompromisslösung für einen Gesamttraum kann mit solchen Methoden nicht hergeleitet werden.

Deswegen besteht ein großer Bedarf an praktisch anwendbaren Methoden zur Ableitung von Landnutzungsoptionen, welche die Multifunktionalität der Landschaft berücksichtigen. Eine dieser Methoden ist das mathematische Verfahren der multikriteriellen Optimierung. Die Zielfunktionen, die zur mehrkriteriellen Optimierung verwendet werden, sollten genau diese Multifunktionalität beschreiben. DE GROOT (1992) unterscheidet zwischen Regulations-, Träger-, Informations- und Produktionsfunktionen. Eine Integration möglichst vieler funktionaler Betrachtungsebenen spiegelt zwar theoretisch am besten die Multifunktionalität der Landschaft wider; aus Gründen der Praktikabilität ist davon jedoch abzuraten. Es ist zu bedenken, dass sich durch eine zu große Funktionsanzahl Übersichtlichkeit und Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse vermindern (was durch Wirkungsüberschneidungen ähnlich wirkender Funktionen zu erklären ist). Die Auswahl der Funktionen als Ziele für die Optimierung – im Sinne von DE GROOT (1992) Regulations- und Produktionsfunktionen - sollte sich deshalb auf die wichtigsten fokussieren.

Die Erfüllung der Funktionen wird im Sinne der gewünschten Entwicklungsrichtung (z.B. der Minderung der Bodenerosion) anhand einer Skalierung - oft zwischen 1 und 5 - bewertet.

Die Verbindung landschaftsökologischer Funktionsbewertungen mit der Methode der multikriteriellen Optimierung wurde von KOCH et al. (1989) beschrieben und von GRABAUM (1996) als rechnergestütztes Gesamtverfahren konzipiert. Daraus entwickelte sich die „Methode der

Mehrkriteriellen Bewertung und Optimierung“, die für eine ausgeräumte Agrarlandschaft nahe Querfurt (in Sachsen-Anhalt) und für andere Testräume angewandt wurde. (GRABAUM & MEYER 1997, GRABAUM & MEYER 1998, GRABAUM & MEYER 1999, GRABAUM et al. 2000, Karte 1).

2.2 Untersuchungsraum und Methoden der Bewertung und Optimierung landschaftsökologischer Funktionen

Im Forschungsprojekt „Landschaftsbewertung und –optimierung“ standen die Landschaft und deren Funktionen im Mittelpunkt der Betrachtungen. Deren aktueller Status sowie die Veränderungen bei modifizierter Landnutzung in Form von Naturschutzszenarien sollten ermittelt und bewertet werden. Auf dieser Basis wurden Vorschläge für eine verbesserte Landschaftsstruktur mit Hilfe der Landschaftsoptimierung in Form von Naturschutzszenarien unterbreitet, wobei für entsprechende Szenarien 7,5 %, 15 % und 30 % der Ackerfläche in naturnähere Strukturen umgewandelt werden sollten. Dabei wurde in folgenden Stufen vorgegangen (vgl. Abb. 2.1):

Wie in Abb. 2.1 dargestellt (vgl. auch Kap. 6.2) umfasst das Querfurter Verfahren die folgenden Schritte:

1. Schritt: *Zieldefinition bzw. Allgemeine Einschätzung.* Die Zieldefinitionen leiten sich aus der Landschaftsanalyse, Diskussionen mit Stakeholdern, regionalen und überregionalen Plänen ab.
2. Schritt: *Dateneingabe und Wahl der Bewertungsalgorithmen bzw. –methoden.* Die Wahl der Bewertungsverfahren ergibt sich aus der Landschaftsanalyse. Die Bewertungsverfahren wiederum bestimmen den Datenbedarf. Die Daten werden in einem Geographischen Informationssystem (GIS) erfasst.
3. Schritt: *Die erste Bewertung, Einordnung in Bewertungsklassen der Funktionserfüllung.* Die Bewertungen werden mit GIS durchgeführt. Dabei werden validierte Bewertungsverfahren verwendet.
4. Schritt: *Landschaftsoptimierung mit dem Ergebnis der optimalen Landnutzungsmuster.* Die Landschaftsoptimierung errechnet optimale Landnutzungs-Kompromisse zwischen den einzelnen Zielen. Dafür sind Vorgaben für bestimmte Landnutzungen notwendig.
5. Schritt (optional): *Die Entwicklung eines Landschaftsplanes oder eines landschaftsplanerischen Entwurfes zur Einbeziehung kulturlandschaftlicher Information und Strukturen.* Da einige kulturlandschaftliche Informationen und lineare Landschaftsstrukturen in der

Optimierung momentan noch nicht berücksichtigt werden können, müssen diese in einen Landschaftsplan eingearbeitet werden, wenn sie für die Zielrichtung relevant sind.

6. Schritt: *Die zweite Bewertung dient zur Messung der Veränderungen zwischen potentieller Verbesserung und Ziel.* Diese Bewertung erfolgt mit den oben verwendeten Methoden. Die potentielle Verbesserung der Funktionseinstufungen werden messbar und dienen zur Argumentation für die Entscheidungsträger.

7. Schritt: *Handlungsempfehlungen als Ergebnis.* Für die betrachteten Szenarien der Landnutzung wird der Grad der Funktionserfüllung als Maß der Güte der gefundenen Kompromisse bestimmt. Die Szenarien und deren Funktionserfüllung können kartographisch, textlich und statistisch dargestellt werden.

Zusammenfassend handelt es sich beim Querfurter Verfahren um eine breit und allgemein angelegte Methode zur integrativen Landschaftsentwicklung, die landschaftsspezifisch sowie maßstabsunabhängig optimale Landnutzungsmuster begründet. Die Kooperation mit Praxispartnern, d.h. die Darstellung und Diskussion von Optionen als Angebot für die örtliche Planung erwies sich bereits zu Beginn und während des Verfahrens, zur Definition der Szenarien und bei der Diskussion der Umsetzung als notwendig und empfehlenswert.

Ein wesentliches Hilfsmittel bei der Bearbeitung des Projektes ist die Nutzung eines Geographischen Informationssystems (GIS). Dieses dient der Datenakquisition, der Weiterverarbeitung von Daten, der Durchführung der geoökologischen Bewertung, der Darstellung von Szenarien sowie der Präsentation der Optimierungsergebnisse. Über Editierfunktionen lassen sich kulturlandschaftliche und weitere nutzungsabhängige und umsetzungsrelevante Inhalte (wie Grundstücksgrenzen, Wege- und Sichtbeziehungen etc.) in die Planung integrieren. Eine Neubewertung geoökologischer Funktionen ist anschließend möglich. Direkte Vergleichsmöglichkeiten von aktuellem Zustand der Landschaft und Nutzungsszenarien sind visuell (kartographisch) und statistisch gegeben.

Zunächst wurden der Untersuchungsraum abgegrenzt und die Basisdaten zusammengestellt oder erhoben. Das hier dargestellte Beispiel bezieht sich auf Flächen des Agrarunternehmens Barnstädt im Land Sachsen-Anhalt. Das Testgebiet war 4240 ha groß. Die überwiegend flache oder sehr flache Landschaft ist von Schwarzerden bedeckt. Die Niederschläge liegen unter 500 mm/Jahr. Die Ackernutzung wird von Getreideanbau dominiert (Tab. 2.1).

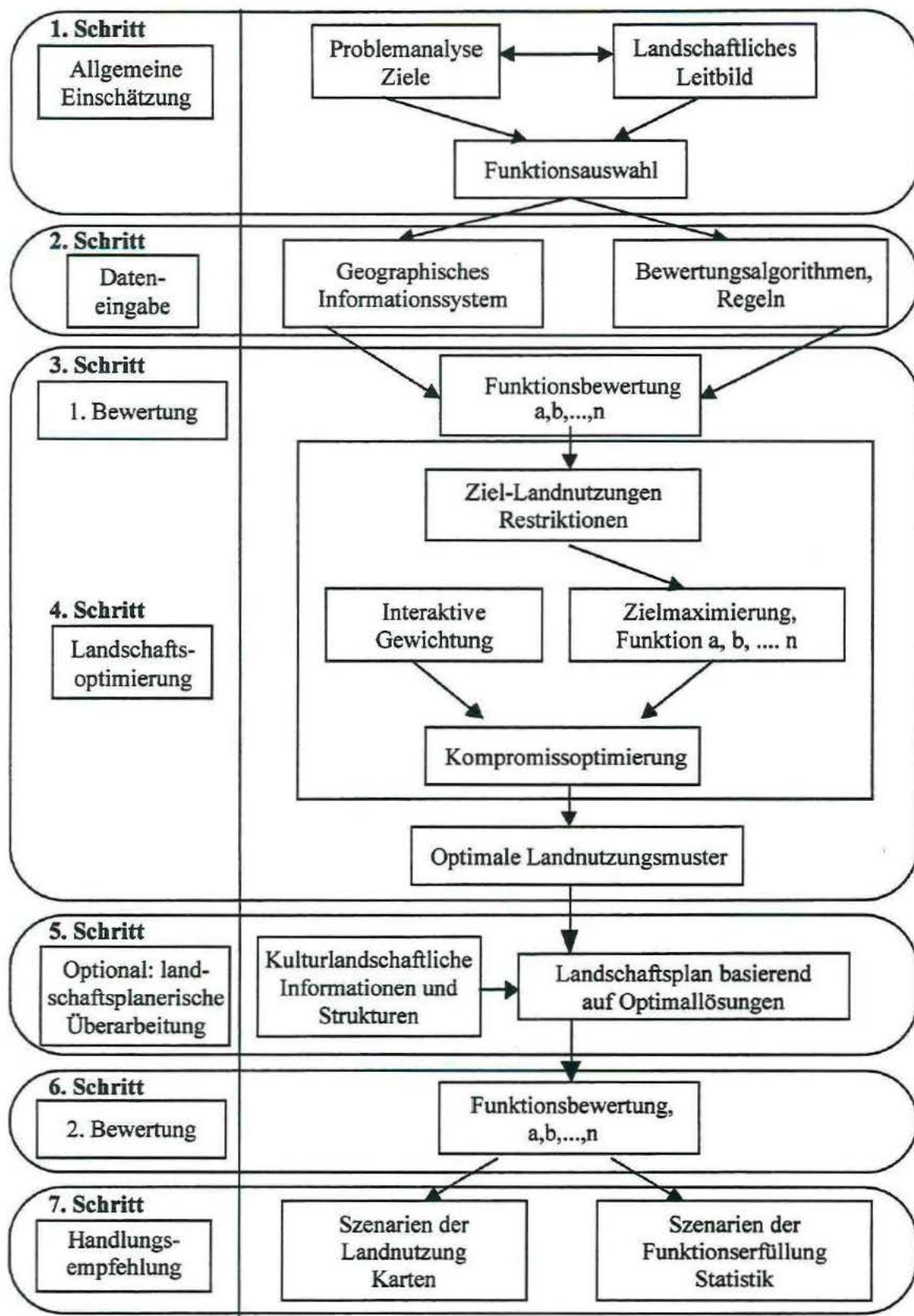


Abb. 2.1)

Die Struktur des Verfahrens zur polyfunktionalen Landschaftsbewertung und -optimierung (Querfurter Verfahren)

Landschaftsökologische Bewertungen orientieren sich an Leitbildern für eine nachhaltige Landschaftsentwicklung auf Basis aller wichtiger Landschaftsfunktionen. Auf die Präzisierung des Leitbildes für das Untersuchungsgebiet wird in der Zusammenfassung eingegangen.

Das bestehende Leitbild, die Zielfestlegungen sowie eine Auswahl der zu berücksichtigenden geoökologischen Funktionen wurden in internen Fachgesprächen diskutiert. Dazu wurden im Verlauf des Projektes mehrere Workshops durchgeführt. Außerdem konnte auf regionales Fachwissen zurückgegriffen werden, welches bei den Projektteilnehmern aufgrund langjähriger Forschungsarbeiten und bei den Praxispartnern durch große Erfahrungen im Untersuchungsraum vorhanden ist.

Tab. 2.1) Nutzungstypen im Untersuchungsraum

Nutzungstyp	Fläche (ha)	Anteil in %
Acker	3629	85,6
Hopfenanbau	24	0,6
Bebaute Fläche	208	4,9
Verkehrsfläche	287	6,7
Grünflächen im Ort	13	0,3
Krautige Vegetation	11	0,3
Gebüsch/Gehölz	18	0,4
Vegetationsfreie Fläche	22	0,5
Gewässerflächen	28	0,7
Gesamt	4240	100,0

2.2.1 Geoökologische Bewertung des heutigen Zustandes der Landschaft

Die angewandte geoökologische Bewertung basiert im wesentlichen auf Verfahren, die in der „Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes“ (MARKS et al. 1989) dargelegt sind, sowie weiterer, in der Literatur beschriebener validierter Verfahren. Für die Testregion wurden nachstehend genannte Funktionen betrachtet:

- ⇒ Bodenerosion durch Wasser (SCHWERTMANN et al. 1987),
- ⇒ Bodenerosion durch Wind (SMITH et al. 1992),
- ⇒ Abflussregulation (MARKS et al. 1989)
- ⇒ Produktionsfunktion (Bodenwertzahlen in SCHACHTSCHABEL et al. 1992)

Die von den Autoren vorgeschlagenen Verfahren zur Funktionsbewertung können unter Beachtung ihrer Gültigkeitsbereiche im Untersuchungsraum plausibel angewendet werden, da sie auf teilweise langjährigen Tests beruhen. Landschaftsökologische Bewertungen werden im GIS durch Verknüpfung der entsprechenden Datenebenen mit nachvollziehbaren Regeln durchgeführt. Abb. 2.2 zeigt als Beispiel die Verknüpfung verschiedener (Primär)-Datenebenen bei der Bewertung des langjährigen mittleren Bodenabtrags durch Wasser nach SCHWERTMANN et al. (1987).

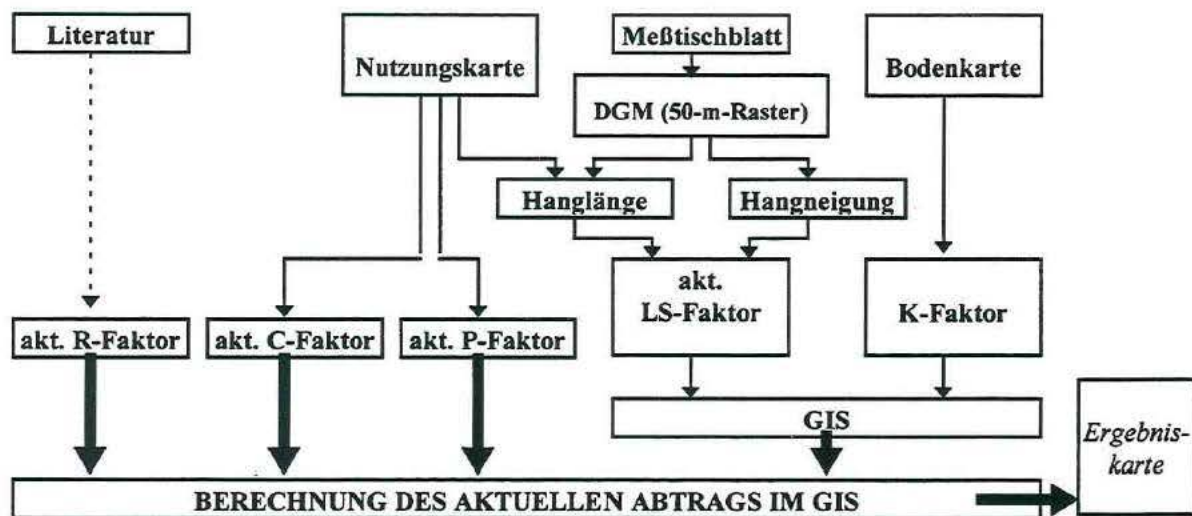


Abb. 2.2)

Verknüpfung der Primärdatenebenen im GIS zur Bewertung der Bodenerosionsgefährdung nach SCHWERTMANN et al. (1987).

Auf die ausführliche Darstellung der Bewertungsverfahren wird aus Gründen des Darstellungsumfanges verzichtet. Hier sei insbesondere auf GRABAUM et al. (2000) verwiesen. Die Ergebnisse der Bewertungen werden in ordinalen Klassen dargestellt (häufig in 3 oder 5 Stufen). Diese Skalierung ist für die Weiterverwendung der Ergebnisse in der Optimierung notwendig.

Wesentliche Grundlage für derartige Verfahren ist die Landschaftsanalyse, bei der die erforderlichen Basisdaten erfasst werden. Hierzu wird zur Generierung von Daten auf die Geoökologische Kartieranleitung (LESER & KLINK 1988) bzw. auf HENNINGS (1994) zurückgegriffen. Von grundlegender Bedeutung erweist sich beim vorgestellten Verfahren die Möglichkeit, Bewertungsdaten mit Hilfe des GIS direkt weiterzubearbeiten (z.B. als Vorgabe für die Optimierung).

2.2.2 Bedeutung von Szenarien für Landnutzungsoptionen

Ein Szenario ist eine (in der öffentlichen und industriellen Planung) hypothetische Aufeinanderfolge von Ereignissen, die zur Beachtung kausaler Zusammenhänge konstruiert wird (DUDEN 1990). Szenarien grenzen den Handlungsspielraum des Verfahrens ab und geben Aufschluss über die Entwicklungsmöglichkeiten unter festgelegten Grundannahmen. Damit sind sie für die Präzisierung des vorläufigen Leitbildes hilfreich. Szenarien werden im Verfahren an verschiedenen Stellen verwendet.

- ⇒ Im Rahmen der geoökologischen Bewertung können Szenarien einen Überblick über die Auswirkungen der Änderung einzelner Parameter (Grundannahmen) auf das Bewertungsergebnis und damit Hinweise über zu beachtende Grenzen bei den Optimierungsrestriktionen geben (vgl. MEYER & GRABAUM 1996).
- ⇒ Im Rahmen der Landschaftsoptimierung können Szenarien durch Änderung der Gewichtung einzelner Teilfunktionen definiert werden.
- ⇒ Im Rahmen der Beschreibung künftiger Landnutzungsoptionen können in Szenarien die Auswirkungen der Änderung von Flächennutzungsanteilen auf die Zielfunktionen formuliert werden.

Zur Beschreibung einer zukünftigen Landnutzung im Rahmen der Präzisierung des Leitbildes sowie zur Darstellung der Nutzungsänderungen und ihrer Auswirkungen auf die (landschaftsökologischen) Funktionen werden verschiedene Szenarien zielorientiert definiert und bewertet (vgl. Kap. 6.2.1). In diesen Szenarien ist jeweils ein unterschiedlicher Umfang an Landnutzungsänderungen implementiert. Die hier vorgestellten Szenarien werden im folgenden „Naturschutzszenarien“ genannt, weil sie jeweils eine Verringerung des Anteils landwirtschaftlicher Nutzfläche zugunsten naturschutzrelevanter Flächen beinhalten. Zunächst wird im Rahmen der Zielfestlegung und Problemanalyse bestimmt, ob eine Optimierung stattfindet oder ob die Änderung der Landnutzung mit anderen Methoden beschreibbar ist. Für jede in der Fläche wirksame Funktion wird, aufbauend auf der bewertenden Analyse, ein Ziel festgelegt, das mit einer Landnutzungsänderung erreicht werden soll (Beispiel: Verringerung der Erosion um mindestens 30 %).

Wird für die Ermittlung von Landnutzungsoptionen die Optimierung verwendet, so ist die Definition von Restriktionen erforderlich. Dazu zählen insbesondere zukünftige Flächenanteile der betrachteten Landnutzungselemente. Die Flächenanteile werden nicht exakt, sondern innerhalb bestimmter Grenzen festgelegt (Beispiel: Zuwachs an Waldfläche zwischen 6 und 8 % der zu optimierenden Fläche). Die Zielerfüllung lässt sich nach jedem Optimierungslauf überprüfen. Sollte

das Ziel nicht erreicht werden, kann jederzeit ein neuer Optimierungslauf mit veränderten Flächenanteilen gestartet werden. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass von einem bestimmten Flächenanteil ausgegangen werden muss, der dem vorangestellten Leitbild entspricht (sehr hohe Anteile von Wald entsprechen z.B. nicht mehr dem Leitbild der offenen Agrarlandschaft, obwohl sie für ein hohes Wasser-Retentionsvermögen besonders geeignet sind). So müssen für die Erreichung der (geoökologischen) Ziele Kompromisse gesucht werden.

Zusätzlich werden Festlegungen über Flächenausschluß bzw. Nutzungsausschluß für bestimmte Flächen getroffen. Die so entwickelten Vorstellungen über Ziele künftiger Landnutzungsänderungen geben dann den Rahmen für die Landschaftsoptimierung.

Die im Rahmen des Projektes für den Untersuchungsraum entworfenen drei Naturschutzszenarien werden im folgenden vorgestellt:

⇒ *Naturschutzszenario 1*

Der Grünland- und Gehölz/Waldanteil wird im Untersuchungsraum auf 15 % erhöht. Dieser Wert wurde an HEYDEMANN (1981, 1983) angelehnt, welcher vorschlug, die Naturschutzflächen in Deutschland insgesamt auf 15 % der Gesamtfläche zu erweitern. Mit dem gewählten Szenario sollen die Auswirkungen dieser Änderungen regional untersucht werden.

⇒ *Naturschutzszenario 2*

Der Anteil von Grünland und Gehölz/Wald beträgt 7,5 %. Dieser Wert bedeutet eine Halbierung des von HEYDEMANN (1981, 1983) genannten Anteils naturnäherer Strukturen.

⇒ *Naturschutzszenario 3*

Der Anteil von Grünland und Gehölz/Wald beträgt 30 %. Dieser Wert bedeutet eine Verdoppelung des von HEYDEMANN (1981, 1983) genannten Anteils naturnäherer Strukturen.

2.2.2.1 Optimierungsziele für die Naturschutzszenarien

Nachdem im Untersuchungsraum umfangreiche Bewertungen geoökologischer Funktionen durchgeführt wurden und damit eine Einschätzung über die Erfüllung des vorläufigen Leitbildes getroffen werden kann, ist zur Ermittlung von Landnutzungsoptionen für die Naturschutzszenarien eine multikriterielle Optimierung notwendig.

Die Ergebnisse der Bewertung des heutigen Zustandes der Landschaft werden in Tab. 2.2 dargestellt (Bewertungsklasse 1 bedeutet sehr gering; Klasse 5 sehr hoch). Eine aufgeschlüsselte Darstellung der Bewertungsverfahren findet sich in GRABAUM et al. (2000).

Tab. 2.2) Bewertung des heutigen Zustandes der Landschaft (Funktionseinstufungen in % der Flächen)

Bewertungs- klasse\Funktion	Bodenerosion Wasser (5 Klassen) (Acker)	Bodenerosion Wind (2 Klassen) (Acker)	Abfluß- Regulation (5 Klassen) (heutige Fruchtfolge)	Produktions- funktion (5 Klassen) (Acker)
1	0,5		0,7	0,0
2	21,0	36,5	82,0	0,4
3	46,8		5,4	1,6
4	9,2	63,5	0,05	14,8
5	7,9		11,9	83,2

Die Landschaftsoptimierung orientiert sich an wichtigen flächenbezogenen Zielen, für die deshalb (geoökologische) Bewertungen abgeleitet wurden. Dabei wird eine Sicherung oder Verbesserung der Wirksamkeit der (geoökologischen) Funktionen angestrebt, wie im präzisierten Leitbild gefordert wird. Für alle drei Naturschutzszenarien lassen sich zunächst, ausgehend vom aktuellen Zustand, in Anlehnung an MÜHLE (1998) folgende ökologisch begründeten Hauptziele zur Umsetzung dieses Leitbildes formulieren:

- ⇒ Verminderung des Bodenabtrags durch Wasser als Beitrag zum Bodenschutz (Funktion 1)
- ⇒ Verbesserung des Retentionsvermögens (Funktion 2)
- ⇒ Erhaltung der Produktion auf Böden mit den höchsten Bodenzahlen (Funktion 3)
- ⇒ Verminderung des Bodenabtrags durch Wind als Beitrag zum Bodenschutz (Funktion 4)
- ⇒ Erhöhung der Landschafts- und Artendiversität
- ⇒ Schaffung von Biotopen für den Arten- und Naturschutz.

Eine Erhöhung der Landschafts- und Artendiversität und die Schaffung von Biotopen für den Natur- und Artenschutz lässt sich erreichen, wenn die Funktionen/Ziele 1 bis 3 durch eine Änderung der Landnutzung erfüllt sind. Das Ziel „Verminderung der Winderosion“ wird bei der Erarbeitung des Landschaftsplanerischen Entwurfes nach der Optimierung einbezogen, da hier lineare Landschaftselemente von entscheidender Bedeutung sind, und die Optimierung Szenarien zur Umwidmung von Flächen anbietet. Mit der Formulierung sehr konkreter normativer Vorschläge werden regionalspezifische Umweltqualitätsstandards definiert, die im folgenden aufgeführt werden:

Wassererosion

Der auf den Ackerflächen im Untersuchungsraum stattfindende Abtrag ist insgesamt zu halbieren. Dazu sind neue Landschaftsstrukturen direkt auf Flächen mit größeren Hangneigungen sowie auf Teilflächen mit großen Hanglängen anzusiedeln. Dieses Ziel soll für die wichtigsten Flächen durch verschiedene Landnutzungsoptionen erreicht werden. Auf allen Flächen sollen bodenerosionsmindernde Bewirtschaftungsverfahren angewandt werden.

Abflussregulation

Das Retentionsvermögen soll sich auf keiner Fläche verschlechtern, sondern sogar auf 5 % der Fläche um eine Klasse verbessert werden. Dies soll insbesondere durch die Erhöhung des Waldanteils erreicht werden. Insgesamt soll eine Wassererosionsminderung und Retentionsverbesserung auf den Flächen erfolgen, die auch winderosionsgefährdet sind.

Produktionsfunktion

Ziel ist die Erhaltung der Produktion auf Böden mit den höchsten Bodenzahlen. Des weiteren soll auf mindestens 50 % der Fläche mit Bodenzahl ≤ 60 auch weiterhin Ackernutzung erfolgen.

Winderosion

Insgesamt soll eine Verringerung der potentiellen Winderosion um 10 % (ohne Puffer) erreicht werden. Nach Einführung der Puffer ist eine Verringerung der potentiellen Winderosion um 50 % wünschenswert.

2.2.2.2 Restriktionen

Innerhalb des Untersuchungsraumes wird zunächst der Optimierungsraum festgelegt. Grundsätzlich können alle bewerteten Flächen in die Optimierung einbezogen werden. Dies ist jedoch für bebaute Flächen, Verkehrsflächen, Gewässer, Gehölze und vorhandenes Grünland wenig sinnvoll, da diese Nutzungen bestehen bleiben sollen. Somit sind im Projektfall nur die Ackerflächen in die Optimierung einzubeziehen. Ausgehend von den Naturschutzszenarien 1 bis 3 werden Flächenanteile für die Optimierung definiert (Tab. 2.3).

Da als Optimierungsraum nur die Ackerfläche betrachtet wird, ist der Prozentsatz der naturschutzrelevanten Fläche bezogen auf den gesamten Untersuchungsraum etwas geringer. Da jedoch im Untersuchungsraum auf ca. 1 % der Fläche bereits naturnähere Strukturen vorhanden sind, die nicht in die Optimierung einbezogen werden, gleicht sich dieser Fehlbetrag wieder aus. Die Beschränkung einer Nutzung auf eine bestimmte Fläche ist für den Optimierungsraum nicht vorgesehen. Damit entfallen zusätzliche Restriktionen.

Tab. 2.3) Restriktionen der Elemente für die Optimierung (Anteile am Optimierungsraum)

Element	Szenario 1		Szenario 2		Szenario 3	
	Anteil in ha	Anteil in %	Anteil in ha	Anteil in %	Anteil in ha	Anteil in %
Grünland	183 - 366	5 - 10	109 - 254	3 - 7	362 - 1086	10 - 30
Gehölz/Wald	183 - 366	5 - 10	109 - 254	3 - 7	362 - 1086	10 - 30
Fläche naturnäherer Strukturen	512 - 585	14 - 16	254 - 290	7 - 8	1050 - 1122	29 - 31
Ackerfläche	3070 - 3143	84 - 86	3331 - 3367	92 - 93	2498 - 2570	69 - 71

Für die drei Zielfunktionen der Optimierung existieren vollständige Bewertungsergebnisse der Elemente Acker, Grünland und Gehölz/Wald. Um für den Optimierungsraum die kleinste gemeinsame Geometrie im GIS zu erhalten, werden die Bewertungsergebnisse der Zielfunktionen als Karten miteinander verschnitten. Dabei entstehen für den Untersuchungsraum (4240 ha) 2485 Polygone, für den Optimierungsraum (3621,1 ha) 1871 Polygone. Die durch Verschneidung entstehenden Kleinstflächen im GIS bleiben unberücksichtigt, wobei 200 m² Fläche als oberer Grenzwert genommen wurde. Somit bleiben für die Optimierung 1676 Polygone, die derzeit ackerbaulich genutzt werden (3620,3 ha).

2.2.2.3 Maximierung und Kompromisse

Während der Optimierung werden zunächst die Maximalwerte der Funktionen „Minderung der Wassererosion“, „Verbesserung des Retentionsvermögens“ sowie „Verbesserung der Produktionsfunktion“ berechnet. Die Funktion „Minderung der Wassererosion“ ist eine Minimierungsfunktion (minimiere durch entsprechende Auswahl erosionshemmender Landschaftselemente die potentielle Erosion), die anderen beiden Funktionen sind Maximierungsfunktionen. Da im Programm alle Ziele maximiert werden, wird die Minimierungsfunktion „Wassererosion“ durch Multiplikation mit -1 in eine Maximierungsaufgabe umgewandelt („Maximierung des Widerstandes gegen Wassererosion“). Eine Beschreibung des Optimierungsverfahrens findet sich bei GRABAUM (1996).

Mit den Maximalwerten findet man die Problemflächen für die einzelnen geoökologischen Funktionen und könnte diese durch Landnutzungsänderungen verbessern. Eine gleichzeitige Betrachtung der anderen Funktionen findet nicht statt. Deshalb ist eine Realisierung der Ergebnisse aus der Maximierung einer einzelnen Funktion auch nicht zu empfehlen. Daher erfolgt anschliessend die Kompromissfindung. Dabei können die einzelnen Funktionen gewichtet werden, so dass jeweils ein anderer „optimaler“ Kompromiss ermittelt werden kann. Für den Optimierungsraum wurden für jedes Szenario jeweils 3 Kompromisse berechnet. Diese unterscheiden sich durch unterschiedliche Gewichtungen der einzelnen Ziele (Tab. 2.4). Dabei

werden zunächst alle Ziele gleichgewichtet (Kompromiss 1). Weitere Möglichkeiten sind die Präferenzierung von jeweils zwei Funktionen gegenüber der dritten Funktion (Kompromiss 2) sowie die schrittweise Präferenzierung jeder Funktion (Kompromiss 3).

Tab. 2.4) Gewichtung der Funktionen in der Kompromissoptimierung

Funktion	Kompromiss 1	Kompromiss 2	Kompromiss 3
Wassererosion	1	101	75
Retentionsvermögen	1	101	74
Produktionsfunktion	1	100	73

Bei der Wahl der Gewichte sollte beachtet werden, dass die prozentuale Abweichung von der Gleichgewichtung in allen Richtungen nicht zu groß gewählt wird. Eine große Abweichung hätte zur Folge, dass man anstelle eines optimalen Kompromisses die Maximallösung der höher gewichteten Funktion erhält. Die Gewichte in den Kompromissen 2 und 3 entsprechen diesen Anforderungen. Da im Rahmen der Optimierung mit ganzen Zahlen gerechnet werden sollte (geringere numerische Fehler), ergeben sich die hohen Werte für die Gewichte in diesen Kompromissen.

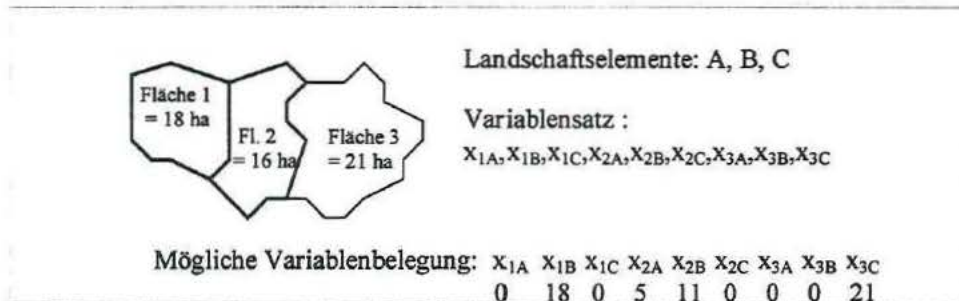


Abb. 2.3) Darstellung des Variablensatzes und einer fiktiven Lösung (Variablenbelegung)

Die mathematische Methode der multikriteriellen Optimierung liefert Ergebnisse, die als optimale Kompromisse zwischen unterschiedlichen Zielfunktionen beschrieben werden können. Diese Zielfunktionen stehen häufig in Konflikt zueinander. Die Ergebnisse der Funktionsbewertungen, die in ordinalen Klassen vorliegen, werden als Koeffizienten für diese Zielfunktionen genutzt. Diese Zielfunktionen werden für eine ausgewählte Anzahl an Landschaftselementen als Variablen bestimmt. Die Anzahl der Variablen ist gleich der Anzahl der bewerteten Landschaftselemente multipliziert mit der Anzahl der Polygone. Deshalb wird jedes Landschaftselement auf Polygonniveau in die Berechnung einbezogen. Ein Landschaftselement kann ganz oder teilweise ein Polygon bedecken (Abb. 2.3).

Anhand der Funktionswertzahl lässt sich ablesen, ob eine Verbesserung der einzelnen Funktionsziele erreicht wurde. Die Funktionswertzahl entsteht als Summe der Produkte der Flächengröße, die mit Element x belegt ist, und der zugehörigen Bewertung. Hat zum Beispiel die Fläche 1 für eine Funktion 1 folgenden Wertevektor (Element A:3, B:2, C:2), die Fläche 2 den Wertevektor (A:5, B:1, C:1) und die Fläche 3 den Wertevektor (A:4, B:2, C:2), so ergibt sich bei der dargestellten Flächenbelegung folgender (dimensionsloser) Funktionswert Z:

$$Z = 18 \times 2 + 5 \times 5 + 11 \times 1 + 21 \times 2 = 114.$$

Mit dieser Formel lässt sich auch der Wert des aktuellen Nutzungszustandes für alle Funktionen ermitteln. In Tab. 2.5 sind die Optimierungsergebnisse (Flächenbelegungen und Zielfunktionswerte) für das Naturschutzszenario 2 (7,5 %) dargestellt. Zum Vergleich steht die aktuelle Nutzung jeweils in der ersten Zeile. Die Optimierungsergebnisse aller Szenarien wurden in Karte x kartographisch sichtbar gemacht. In Tab. 2.5 sind jeweils die Flächengrößen der einzelnen Elemente im Optimierungsraum in ha zu sehen. Damit wird ersichtlich, inwieweit die Grenzen der Restriktionen (Tab. 2.3) erreicht werden. So ist z.B. bei der Maximierung der Produktion die maximal mögliche Ackerfläche voll ausgeschöpft, während bei der Maximierung des Erosionsschutzes die maximale Größe an Wald- und Grünlandfläche ausgeschöpft wird. Des weiteren sind die (Ziel)-Funktionswerte Z dargestellt. Dabei sind jeweils die Maximalwerte und der in Abb. 2.4 dargestellte Kompromiss hervorgehoben. Zu erkennen ist, dass in den Szenarien 1 bis 3 bei den beiden Regulationsfunktionen Erosionsschutz und Retention die aktuellen Funktionswerte deutlich unter den Funktionswerten der Optimierung (Kompromisse 1 bis 3) liegen.

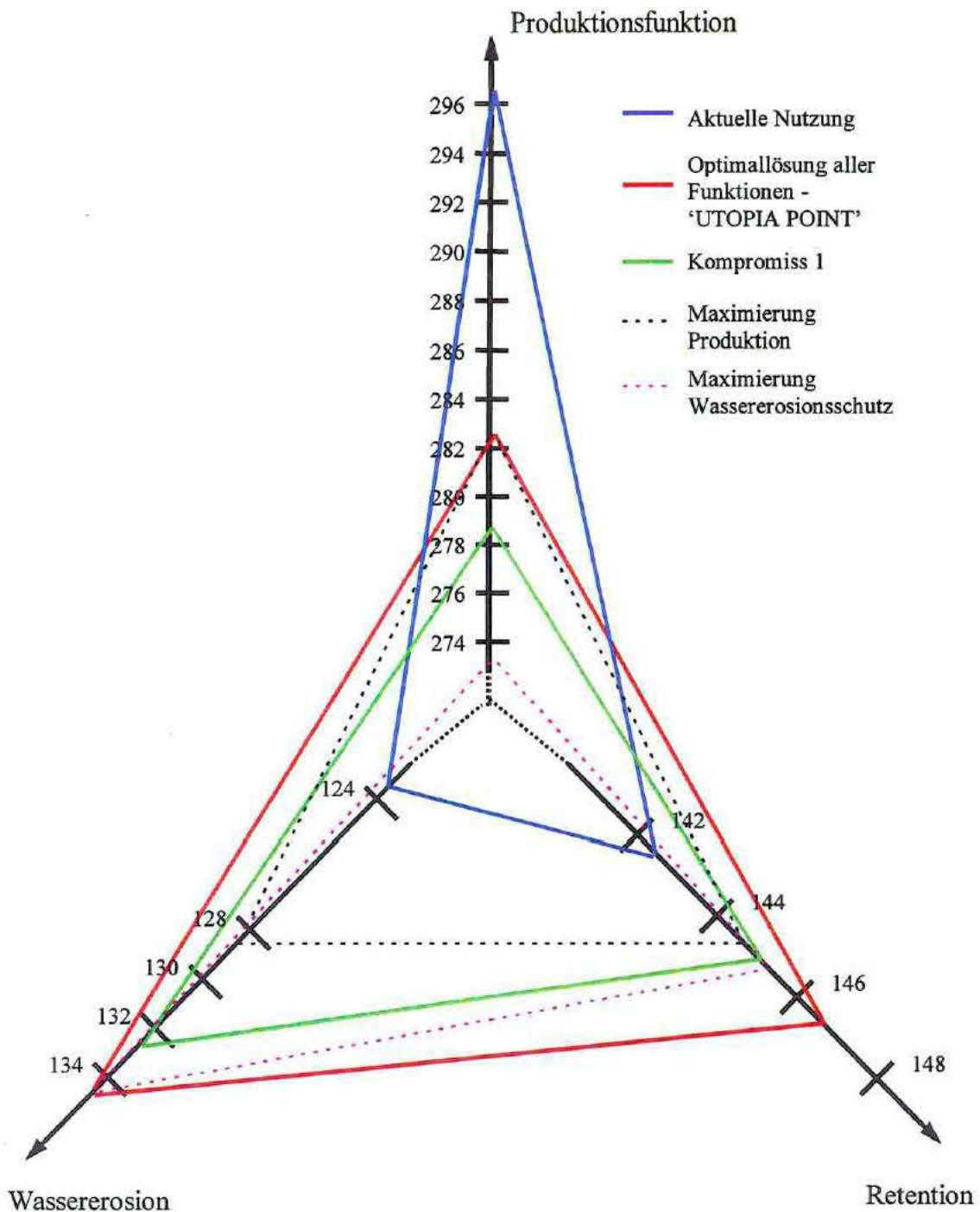


Abb. 2.4) Vergleich der (Ziel)-Funktionswerte ($\times 10^6$) verschiedener Optimallösungen mit der aktuellen Nutzung für Szenario 2 (7,5 % Naturschutzflächen)

Bei der Produktionsfunktion ist dagegen der aktuelle Funktionswert höher als die Optimal- und die Maximalwerte. Dies liegt daran, dass in den aktuellen Funktionswert „Produktion“ die zur Zeit der Untersuchungen genutzte Ackerfläche (die mit 3620 ha natürlich größer ist als in den Naturschutzszenarien) einbezogen wurde. In den Szenarien werden Flächen umgewidmet und damit aus der Ackernutzung genommen. Damit erklärt sich auch der hohe Wert der Produktionsfunktion bei der aktuellen Nutzung in Abb. 2.4, der sogar über dem Maximalwert liegt, welcher sich auf die verbleibende Ackerfläche von 3367 ha im Naturschutzszenario „7,5 % Naturschutzflächen“ bezieht.

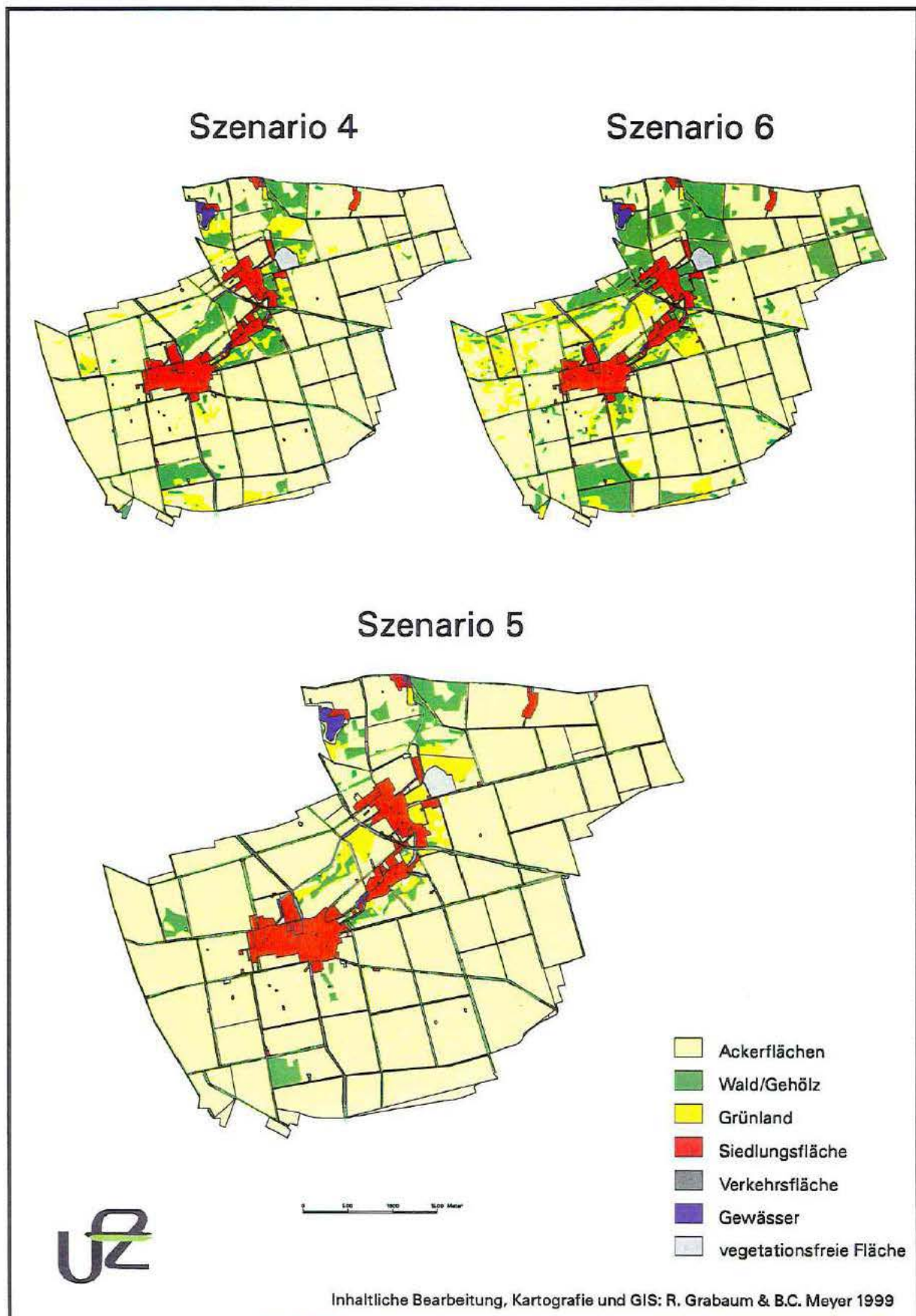
In Abb. 2.4 wird außerdem deutlich, dass die Funktionswerte der Wassererosion und der Retention für die aktuelle Nutzung (blaue Linie) deutlich unter den Optimalwerten der Kompromisslösungen liegen. Durch die Optimierung wird somit eine Verbesserung bei den Regulationsfunktionen erreicht (grüne Linie für Kompromiss 1). Die drei Achsen in Abb. 2.4 sind völlig unabhängig voneinander und beginnen aus Gründen der Darstellbarkeit nicht im Ursprung. Der sogenannte „Utopia Point“ (rote Linie) setzt sich aus den Maximalwerten der Einzelfunktionen zusammen (vgl. fett gedruckte Zahlen in Tab. 2.5; Zeile (Z) 3, Spalte (Sp.) 5; Z.4, Sp.6; Z. 5, Sp.7). Er ist ein theoretischer Wert, da die Maximalwerte aller in das Verfahren einbezogenen Funktionen in Kombination aufgrund konträrer Ziele nie zu erreichen sind. Die Wahl einer entsprechend gewichteten Kompromisslösung muss ausreichend begründet werden. Unter Annahme einer gleichwertigen Bedeutung aller Ziele (Tab. 2.5), die aus ökologischer Sicht vertretbar ist, wird im weiteren nur noch Kompromiss 1 betrachtet (Abb. 2.5).

Tab. 2.5) Optimierungsergebnisse für Szenario 2 (7,5 % Naturschutzfläche)

	Acker in ha	Grünland in ha	Wald in ha	Funktionswert Z Wassererosion	Funktionswert Z Retention	Funktionswert Z Produktion
Aktuelle Nutzung	3620,28	0	0	123.889.537	142.426.629	296.280.021
Maximierung Wassererosionsschutz	3331,00	109,00	180,28	134.579.723	145.417.426	273.505.728
Maximierung Retention	3331,00	109,00	180,28	131.024.639	146.613.995	275.507.210
Maximierung Produktion	3367,00	109,00	144,28	128.397.386	144.685.849	282.169.661
Kompromiss 1	3367,00	109,00	144,28	132.783.811	145.027.518	278.404.220
Kompromiss 2	3351,35	109,00	159,93	133.390.430	145.318.354	276.907.032
Kompromiss 3	3331,00	109,00	180,28	134.475.360	145.445.273	274.432.156

Abb 2.5

Vergleich der Optimierungsergebnisse Szenarien 4-6 (7,5 %, 15 % und 30 % Naturschutzflächen; Szenario 5 entspricht Szenario 2 im Text)



2.3 Landschaftsplanerischer Entwurf als Ergebnis

Für die Entwicklung umsetzungsfähiger Handlungsempfehlungen ist eine Weiterbearbeitung des Optimierungsergebnisses notwendig. Zunächst muss entschieden werden, welches Szenario ausgewählt wird. Das präzisierte Leitbild ist dafür hilfreich. Der Untersuchungsraum dient auch zukünftig vorrangig der nachhaltigen landwirtschaftlichen Nutzung. Eine großflächige Realisierung anderer Nutzungsformen kommt daher nicht in Frage. Aus diesen Gründen entschieden sich die Autoren für Szenario 2 (7,5 % der Ackerfläche werden in naturnähere Strukturen umgewandelt). Deshalb wird die von HEYDEMANN (1981, 1983) genannte Größe von 15 % Naturschutzfläche in Deutschlands Agrarlandschaften nicht grundsätzlich in Frage gestellt; für die Gunststandorte auf der Querfurter Platte ist die Umwidmung von 7,5 % Ackerland in Grünland, Gehölze, Wald jedoch bereits ein hohes Ziel. Dieser Wert entspricht auch den Anforderungen von KUL (Kriterien umweltgerechter Landbewirtschaftung) nach einem Mindestanteil ökologischer Vorrangflächen in der Agrarlandschaft (ROTH 1994, ECKERT & BREITSCHUH 1995, ECKERT & BREITSCHUH 1998).

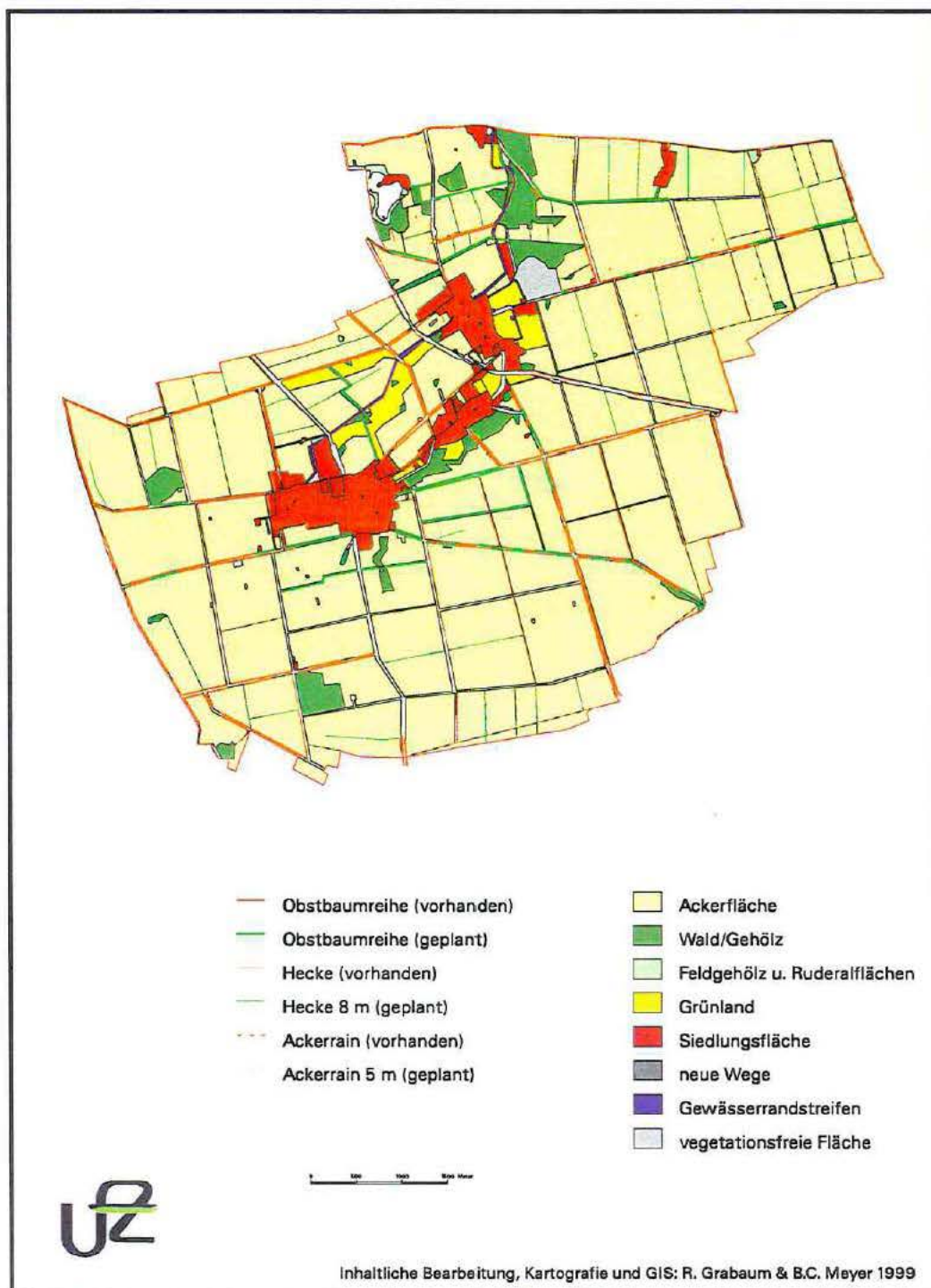
Die direkte Landnutzungsänderung in der Praxis auf Basis der Landschaftsoptimierung, bzw. die Herstellung eines Planes mit Hilfe eines Computeralgorithmus für die Umsetzung ist aus folgenden Gründen schwierig:

- ⇒ Zur Anlage linearer Strukturen (Hecken, Baumreihen) werden keine Aussagen gemacht, da mit Hilfe des Optimierungsverfahrens nur Flächen zur Nutzungsänderung vorgeschlagen werden;
- ⇒ Die durch die Optimierung vorgeschlagenen Kleinst- und Splitterpolygone der Flächennutzung (z.B. kleine Ackerflächen im Wald), basierend auf der kleinsten gemeinsamen Geometrie im GIS, sind nicht sinnvoll bewirtschaftbar oder planerisch relevant;
- ⇒ Wesentliche kulturlandschaftliche Zusammenhänge und infrastrukturelle Gegebenheiten müssen berücksichtigt werden;
- ⇒ Die Eigentumsverhältnisse sind bei der Realisierung der Vorschläge zu beachten;
- ⇒ Der landschaftsplanerische Entwurf kann eine gute Entscheidungshilfe sein, wenn die Optimierungsergebnisse nicht ausreichen, z.B. zwischen den Optionen „Wald“ oder „Grünland“ zu unterscheiden.

Deswegen ist es sinnvoll, die Landnutzungsoptionen auf Basis der oben genannten Informationen landschaftsplanerisch zu überarbeiten. Hierfür wurden die wichtigsten Kulturlandschaftselemente des Untersuchungsraumes zusammengestellt und mögliche Maßnahmen für die Planung eingearbeitet (Tab. 2.6). Die von der Optimierung errechneten Standorte für Wald, Gehölze und für

extensives Grünland (Wiesen und Weiden) in Abb.2.6 konzentrieren sich auf Kuppen, Senken (feuchtere Standorte), auf Hänge mit stärkeren Hangneigungen und auf Bereiche der Tiefenlinien. An einigen wenigen Standorten reichte die Information nicht aus, um zwischen extensivem Grünland und Wald/Gehölzen zu unterscheiden. Ebene Ackerflächen mit homogener Bodenstruktur wurden für die Anlage neuer Landschaftselemente nicht ausgewählt. Hier setzt der landschaftsplanerische Entwurf an, der anschließend neu bewertet wurde (Abb. 2.6).

Abb.2.6: Landschaftsplanerischer Entwurf im Untersuchungsraum



Somit ergibt sich eine Vergleichsmöglichkeit zum heutigen Zustand der Landschaft. Dieser Vergleich fällt im Untersuchungsraum für den landschaftsplanerischen Entwurf entsprechend den Zielsetzungen sehr positiv aus. Die Änderungen sind in Tab.2.7 zusammengefasst. Eine Funktionsverbesserung, bedingt durch lineare Strukturelemente (z.B. Verringerung der winderosionsgefährdeten Fläche) wurde durch den landschaftsplanerischen Entwurf erreicht, während die Umwidmungen von Flächen auf den Optimierungsergebnissen basieren.

Tab. 2.6)

Kulturlandschaftselemente, einbezogene Informationsebenen und mögliche Maßnahmen (Querfurter Platte)

Kulturlandschaftselemente/ Informationen	mögliche Maßnahme
Kuppen, Senken, Hänge	Wald, Gehölze anlegen
Hänge, Gründe, Trockentälchen, feuchte Standorte, Tiefenlinien	extensives Grünland (Wiesen, Weiden) anlegen
Besitzstruktur, Besitzparzellen, historisches Wegenetz, traditionelle Wegbeziehungen	alte Wegenetze zur Anlage von Hecken und Obstbaumreihen nutzen, Parzellenstruktur beachten, traditionelle Wegebeziehungen reaktivieren
Zugänglichkeit der Felder	Bezug zu Wegenetz herstellen
Bearbeitungsrichtung der Felder	technologische Möglichkeiten beachten
Lineare Gewässer, Teiche, (Erlensäume)	Gewässerrandstreifen (10 m) anlegen, Gewässer renaturieren
Gründe, Trockentälchen, Bahndamm	Trockenhänge, Trockenrasen schützen
Kirschbaumreihen	Neuanlage und Sicherung entsprechend historischer Karten und bestehender Strukturen
Gestufte Hecken	Anlage anschliessend an Waldparzellen
Windschutzhecken	Anlage quer zur Hauptwindrichtung als gestufte Hecken möglichst anschliessend an bestehende Strukturen, an Ortsrändern
Baumreihen	Anlage an Gewässern, Dorfrändern, Wegen
Einzelbäume, Kopfbäume	Anpflanzung an markanten Punkten, an Gewässern, Gräben
Raine	Anlage an Hecken, Wegen, Gewässern, zur Trennung von Schlägen (5-20 m Breite)
Landwirtschaftliche Gebäude/Hallen, Dorfrand	Eingrünung an windexponierten Stellen
Tierhaltung, Stallanlagen	Verbindung zum Grünland herstellen
Landschaftsbild und Sichtbeziehungen	Windmühlen, Eichstädter Warte, Querfurter Burg berücksichtigen
Erholungsmöglichkeiten	neue Wegeverbindungen ermöglichen
Sukzessionsflächen	fortlaufend zulassen
Sandgruben	teilweise als offene Abgrabung belassen

Tab. 2.7) Vergleich der Szenarien mit der aktuellen Nutzung

Indikator	1) aktuelle Nutzung	2) Szenario 7,5%	3) landschaftspl. Entwurf	Vergleich 3 zu 1
Biodiversität				
• Anteil Ackerfläche (in%)	86,2	80,0	79,6	-6,6
• Ant. nat.-schutzrel. Fläche (%)	1,9	8,2	8,6	+353
• davon lineare Elemente (%)	0,9	0,9	1,7	+89
Wassererosion				
• pot. Abtrag (t/ha u. Jahr)	1,5	1,2	1,0	-33,8
• pot. Abtrag (gesamt) (t/Jahr)	5230	4000	3710	-29,0
Winderosion				
• Gefährdete Flächen (ha)	2321	2047	1313	-43,4
Retention				
• Einschätzg. von 1 (niedrig) - 5 (hoch)	2,4		2,36	-4,5
Produktion				
• durchschnittl. Bodenzahl	88,0	88,8	88,9	+0,8
• Flächen mit Bodenzahl>80 (ha)	3040	2889	2925	-3,8

Die Entwicklung eines landschaftsplanerischen Entwurfs, basierend auf den Optimierungsergebnissen, erweist sich damit aus funktionaler Sicht als sinnvoll, um zu einer umfassenderen Verbesserung der Landnutzung im Sinne des Leitbildes zu kommen. Dieser Entwurf ist zusammen mit den Vergleichen zur aktuellen Nutzung in der Praxis gut zu begründen.

2.4 Schlussfolgerungen und Ausblick

In Deutschland wird anthropogene Flächennutzung in aller Regel nicht nachhaltig betrieben. Das trifft auch für die Landwirtschaft zu, die in weiten Teilen Deutschlands für eine flächenhafte Bodenerosion, für den Eintrag von Pestiziden in Grund- und Oberflächenwasser und für die Eutrophierung in Boden und in Gewässern verantwortlich ist (JEDICKE 1995), sowie für die Besiedelung und die Industrie. Hier findet in großem Maße Versiegelung statt, wodurch natürliche Bodenfunktionen verhindert werden. Dieses Problem haben nicht nur die Landbewirtschaftler zu verantworten, sondern auch der Naturschutz, da dieser dem Schutz der abiotischen Ressourcen nur eine geringe Beachtung schenkt. JEDICKE (1995) stellt fest, dass „... darin die Hauptursache liegt, warum sich der Naturschutz nicht viel engagierter und vehementer in die Landnutzung einmischt. Denn wirksamer Bodenschutz ist nur möglich durch ein tiefgreifendes Umdenken bei den Flächennutzungen.“ Der Bodenschutz, Wasserschutz und Schutz der Luft werden fast vollständig dem ebenso sektoral und begrenzt handelnden Umweltschutz überlassen und bearbeitet werden sie allenfalls durch die Wissenschaft. Um in Deutschland wenigstens den „Status quo“ der Natur auf Basis der Artenzahlen und Ökosystemtypen zu erhalten, sind nach HEYDEMANN (1997) nach wie vor erhebliche Anstrengungen notwendig. Auch hier fordert er die Schaffung von „Vorranggebieten

für die Natur“ in der Größenordnung von 10-20 % der Gesamtfläche der BRD, und zwar innerhalb von 10-25 Jahren.

Die Probleme sind allerdings auch dadurch bedingt, dass der Naturschutz in der Gesellschaft nur untergeordnete Priorität besitzt, da die meisten Naturgüter keinen Marktwert haben (VON HAAREN 1993). Es gibt stark vereinfachende Naturschutzziele, wie sie z.B. das BMBF (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) 1998 kreiert hat. In diesem Papier werden die vier aus Sicht des Umweltschutzes wichtigsten Themen genannt:

- ⇒ der Schutz der Erdatmosphäre;
- ⇒ der Schutz des Naturhaushaltes;
- ⇒ die Ressourcenschonung;
- ⇒ der Schutz der menschlichen Gesundheit.

Derartige Ziele sind für die politische Diskussion unverzichtbar. Es wäre wünschenswert, wenn sie auch für die regionale und lokale Ebene konkretisiert werden könnten. In der Einzelfallentscheidung im konkreten Raum können starre, generelle Zielfestlegungen, die auf die örtlichen Verhältnisse keine Rücksicht nehmen, aus verschiedenen Gründen jedoch nur mit Einschränkungen verwendet werden (VON HAAREN 1993), denn Ziele und Standards beruhen auf normativen Setzungen. Das gilt sowohl für die Zielsetzungen des Arten- und Biotopschutzes, die sich nicht aus Erkenntnissen der Ökologie verbindlich ableiten lassen, als auch für scheinbar naturwissenschaftlich festgelegte Grenzwerte im technischen Umweltschutz. Bei Grenzwerten handelt es sich in der Regel um einen Minimalkonsens, die vorausgesetzten Bedingungen treffen bei der Übertragung auf den Einzelfall häufig nicht vollständig zu. Deshalb müssten Grenzwerte vor Ort zur „sicheren“ Seite hin abwandelbar sein. Das geltende Recht in der BRD lässt das aber häufig nicht zu. Hinzu kommt, dass standardisierte Ziele und Belastungsgrenzen meist nur auf ein Umweltmedium oder eine Nutzung bezogen sind. Diese Realität entspricht der sektoralen Verwaltungsgliederung, wird jedoch der Komplexität des querschnittsorientierten Aufgabenfeldes des Naturschutzes nicht gerecht. Bei der Festlegung von Naturschutzzielen für konkrete Räume muss deshalb der speziellen Situation im Einzelfall und dem normativen Zielcharakter Rechnung getragen werden. Entscheidungen über den Grad der Naturzerstörung bzw. -erhaltung oder -wiederherstellung fallen in den Rahmen eines gesellschaftlichen Verteilungskampfes um Naturressourcen und werden deshalb primär politisch entschieden. Hier wird das Unbehagen über die Sicht auf einzelne sektorale Probleme deutlich. Bei der Einschätzung von Indikatoren und deren Vergleich mit Qualitätsstandards wird es jedoch manchmal zweckmäßig sein, einzelne Merkmale auf Einhaltung von Grenz- oder Richtwerten zu überprüfen.

PLACHTER (1997) thematisiert im Fazit einer Reihe von Vorträgen zum Thema „Prinzipien der Selbstregulation und Funktion des Naturhaushaltes“ die Frage, ob quantifizierende Ansätze zur Beschreibung des Naturhaushaltes ausreichend sind, oder ob es der stärkeren Berücksichtigung qualitativer Aspekte bedarf. Er schätzt ein, dass zwischen dem, was wissenschaftlich beobachtet werden kann, und dem, was gesellschaftliche Akzeptanz bringt, eine große Diskrepanz besteht. Diesem Problem werden sich sowohl die Wissenschaft als auch die Administration und die Politik stellen müssen.

Während in der Regel stärker strukturierte Landschaften wegen der größeren Vielfalt, aber auch wegen der oftmals peripheren Lage der interessierenden Räume im Mittelpunkt des Interesses stehen, wurde hier auf ausgeräumte intensiv genutzte Agrarlandschaften eingegangen, um auch hier die Bestrebungen nach einer ökonomisch tragfähigen Landbewirtschaftung mit umwelt- und naturschützerischen Aspekten zu verbinden und gleichzeitig einen Konsens zwischen mehreren landschaftstypischen Konflikten zu finden. Das vorgestellte Prinzip ist erweiterbar. Wie bereits im Text dargelegt wurde, können durchaus auch weitere, z.B. ökonomisch orientierte Funktionen, in die Kompromissfindung einbezogen werden (vgl. auch Kap. 3 in diesem Bericht). Für die Einbindung sozialer Aspekte in neue Szenarien werden mehrere Möglichkeiten gesehen. Soziale Faktoren sind in der Regel von den ökonomischen Rahmenbedingungen geprägt. Wenn ökonomische Funktionen in die Optimierung einbezogen werden, dann können nach der Auswertung der Szenarien auch Aussagen zum Befinden und Verhalten von Menschen in der betreffenden Region gemacht werden. Es ist auch eine andere Richtung denkbar. Wenn z.B. untersucht wird, welche Präferenzen die Vertreter bestimmter Lebensstile bzw. Menschen in verschiedenen Funktionen und Rollen in Bezug auf Ernährung, Umwelt, Freizeit usw. haben, kann untersucht werden, welche Auswirkungen das auf die Landbewirtschaftung, den Anbau von Nutzpflanzen, die Tierhaltung und die Umwelt sowohl landesweit als auch in bestimmten Regionen hätte. Die Analyse verschiedener gesellschaftlicher Ebenen und Lebensbereiche ist traditionell an verschiedene wissenschaftliche Disziplinen gebunden (z.B. Psychologie, Soziologie, Politikwissenschaft, Ökonomie, Rechtswissenschaften), die in einer umfassenden humanökologischen Betrachtung zusammenwirken müssten, um ihr Problemlösepotential für den komplexen Prozess einer nachhaltigen Entwicklung fruchtbar machen zu können (KRUSE-GRAUMANN 1997).

Ein breiter Diskurs mit den Akteuren, mit den administrativen Ebenen, mit Landschaftsplanern und mit der Politik zur Umsetzung solcher Ansätze wird immer wieder angemahnt. Diese Forderung wurde in der Testregion erfolgreich umgesetzt. Die Diskussionen sind notwendig, weil es auch um die vorgegebenen Ziele geht. So hat für das hier vorgestellte Testgebiet der Vorschlag, ca. 7 % der

Ackerfläche in neue Biotopstrukturen umzuwandeln, Akzeptanz auf allen Ebenen gefunden. Auch den für die einzelnen Funktionen vorher anvisierten Zielen wurde zugestimmt. Da die Landbewirtschafter ihre Flächen außerordentlich gut kennen, sind sie natürlich auch über die Gefahr der Bodenerosion informiert, die an verschiedenen Standorten sichtbar wird. Hier erwies es sich als wichtig, die Funktion „Schutz des Bodens vor Erosionsschäden“ in die Bewertung und Optimierung aufzunehmen und die Toleranzgrenzen der Gefährdung entsprechend zu verändern. Es wird vorgeschlagen, zumindest für die ausgeräumten offenen Agrarlandschaften die hier verwendeten Stufen der Einschätzung des potentiellen Bodenabtrages zu übernehmen.

Der aus den vielfältigen Diskussionen entstehende Konsensvorschlag, der in der jetzigen als auch in der erweiterten Form als Methode auf andere Regionen übertragbar ist, wird die Grundlage für das umzusetzende Szenario sein. Zur Zeit wird die Umsetzung des hier vorgestellten Ansatzes verfolgt.

3 Ökonomische Folgen der Landnutzung mit hoher Diversität

J. v. Baillou

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Agrarökonomie u. Agrarraumgestaltung, Halle/Saale

Abstract

Economic consequences of land usage with high diversity

Using the example of a test area in Saxony-Anhalt (Querfurter Platte) with predominantly arable cropping systems, this paper outlines the economic impacts that are likely to affect land-users in agricultural landscapes with high intensities of land use and weak structures if the prevalent land use is changed by landscaping measures aimed at improving nonbiotic and biotic resources. To quantify and assess the economic consequences, a calculation model was designed to estimate the changes in the annual work programme, the production costs and the revenues from typical arable production methods at the level of cultivated plots. The landscaping measures would result in a withdrawal of arable area and a change in the existing field structure, causing a fall in revenue due to lost output and rising operating costs. For an arable area of 3652 hectares, an income loss amounting to 10.6 % of the initial total gross margin was estimated. However, this income loss could be partially reduced by measures to convert the area withdrawn into extensive land-use patterns (e.g. meadow, forest). Taking the adjustment potentials in farm management and the political framework of the agricultural sector into account, the public funds needed annually to compensate for the income loss would nevertheless amount to roughly DM 230.000 (11750 EURO).

Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag wird am Beispiel eines Untersuchungsgebietes in Sachsen-Anhalt (Querfurter Platte) mit überwiegend ackerbaulich geprägten Betriebssystemen aufgezeigt, welche Auswirkungen für die Bewirtschafter in intensiv genutzten und strukturarmen Agrarlandschaften zu erwarten sind, wenn die vorhandene Landnutzung durch Landschaftsgestaltungsmaßnahmen zum Schutz abiotischer und biotischer Ressourcen verändert werden sollte. Für die Quantifizierung und Bewertung der einzelbetrieblichen Folgewirkungen wurde ein Kalkulationsmodell entwickelt um die Veränderungen in der Arbeitswirtschaft, der Produktionskosten sowie der Erlöse standorttypischer Produktionsverfahren schlagbezogen zu ermitteln. Die Landschaftsgestaltungsmaßnahmen würden zu einem Entzug an Ackerfläche (AF) sowie zu einer Veränderung der vorhandenen Flurstruktur führen, wodurch sich ein durch Ertragsausfall bedingter Erlösrückgang sowie ein Anstieg der Arbeitserledigungskosten ergäbe. Für eine AF von rund 3652 ha wurde ein Einkommensrückgang ermittelt, der rund 10,6 % des ursprünglichen Gesamtdeckungsbeitrages ausmacht. Durch Umwidmung der entzogenen AF in extensivere Nutzungsrichtungen (Wiese, Wald) läßt sich dieser Einkommensrückgang jedoch teilweise reduzieren. Unter Berücksichtigung betrieblicher Anpassungspotentiale sowie dem Einfluß der politischen Rahmenbedingungen des Agrarsektors müßte die öffentliche Hand dennoch jährlich zusätzliche Mittel in Höhe von rund 230000 DM (11750 Euro) aufbringen, um die zu erwartenden Einkommenseinbußen auszugleichen.

3.1 Einleitung

Ein zentrales Problem der Landnutzung in agrarisch dominierten Räumen ist der Konflikt zwischen dem Nutzungsinteresse der Bewirtschafter, möglichst hohe zu Erträge erzielen und dem aus gesellschaftspolitischer sowie aus naturschutzfachlicher Sicht begründeten Interesse, die Biodiversität in intensiv genutzten und strukturarmen Agrarlandschaften zu erhöhen. Das trifft auch für das Untersuchungsgebiet Querfurter Platte zu, dessen Landnutzung überwiegend durch ackerbauliche Betriebssysteme geprägt ist und in dem durch eine veränderte Landschaftsgestaltung sowohl abiotische als auch biotische Ressourcen geschützt bzw. positiv beeinflusst werden sollen. Durch landschaftsgestalterische Maßnahmen ist eine Veränderung der vorhandenen Flurstruktur sowie ein teilweiser Flächenentzug der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) vorgesehen. Ökologische Leistungen, welche auf diese Weise durch die Landwirtschaft erbracht werden sollen und dabei über eine „ordnungsgemäße Landbewirtschaftung“ bzw. „gute fachliche Praxis“ hinausgehen sind i. S. des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU 1996) auf angemessene Weise zu honorieren. Hierbei müssen auch die Einkommenseinbußen berücksichtigt werden, die in Abhängigkeit der Ertragsfähigkeit des Standortes auf einzelbetrieblicher Ebene entstehen können. Zur Verbesserung der Landschaftsstruktur und des Landschaftshaushaltes sind nach GRABAUM, et al. (1999) im Untersuchungsgebiet u.a. folgende landschaftsgestalterische Maßnahmen vorgesehen:

- ⇒ Integration von Hecken als Feldbegrenzung und Windschutzelemente
- ⇒ Integration von Feldrainen als Trennstreifen zwischen Nutzflächen
- ⇒ Umwandlung von Acker- in Extensivgrünlandflächen
- ⇒ Umwandlung von Acker- in Waldflächen (Laubmischwald)
- ⇒ Anlage von Gewässerschutzstreifen und Gewässerrenaturierung vorhandener kleiner Fließgewässer
- ⇒ Integration von Einzelbäumen und Baumreihen (z.B. Kirschbaumreihen)
- ⇒ Erschließung von Wegeverbindungen mit Erholungsfunktionen

Die Integration solcher landschaftsökologischen Maßnahmen in die bestehende Landnutzung wird in der Umwelt- und Ressourcenökonomie als der Versuch beschrieben, negative externe Umwelteffekte in das gesamtbetriebliche Kalkül zu internalisieren (HAGEDORN 1994, 164f.) Aufgabe der vorliegenden Teilforschungsaufgabe ist es, die Auswirkungen einer solchen Internalisierung auf mögliche Veränderungen in der Arbeitswirtschaft, der Ertrags- und Einkommensentwicklung und damit auf die Entwicklung der Tragfähigkeit landwirtschaftlicher

Produktionssysteme im Untersuchungsgebiet Querfurter Platte zu quantifizieren und ökonomisch zu bewerten.

Die Integration von flächen- und linienhaften Landschaftselementen in die gegenwärtig genutzte LF, führt erwartungsgemäß zu einzelbetrieblichen Auswirkungen, die zunächst quantifiziert werden müssen, bevor sie anhand betriebswirtschaftlicher Kennzahlen bewertet werden können. Ausgangspunkt des methodischen Vorgehens bilden die Annahmen über die konkret zu erwartenden einzelbetrieblichen Auswirkungen sowie die Bewertung der Ist-Situation. Hierdurch wird die Datengrundlage geliefert, die erforderlich ist, um die wirtschaftliche Differenz in einem Landnutzungsszenario mit 7,5 % Landschaftselementen zu ermitteln.

- ⇒ Durch den Flächenentzug für flächenhafte Landschaftsgestaltungselemente ist eine Veränderung des Umfangs der nutzbaren LF sowie der vorhandenen Anbau- und Produktionsstruktur in der Pflanzenproduktion absehbar. Hierdurch sind bei standorttypischen Produktionsverfahren Einkommenseinbußen durch Ertragsausfall zu erwarten.
- ⇒ Es ist davon auszugehen, dass die Veränderung der Schlaggestaltung durch Schlagaufteilung und durch Integration linienhafter Landschaftselemente die arbeitswirtschaftliche Effizienz und Schlagkraft mechanisierter Feldarbeitsverfahren verringert (HENNING & KÄCHELE 2000, 1055). Hierdurch entstünde durch höhere Arbeitserledigungskosten eine Beeinträchtigung des Degressionseffektes technologisch günstiger Schlaggrößen.
- ⇒ Für landschaftsgestalterische Maßnahmen (Neuanlage, Instandsetzung und erhaltende Pflege) ist ein zusätzlicher spezieller Faktoraufwand (Arbeit, Kapital) erforderlich (SCHWABE, ROTH & BERGER 2000). Die dazu erforderliche Allokation von Arbeit und Kapital kann dazu führen, dass Arbeitstäler überwunden werden.
- ⇒ Durch einen höheren Vorgewendeanteil können bei veränderter Schlaggestaltung Ertragseinbußen durch Randstreifenverluste entstehen (BURGMAIER 1993; DIETZEL & DIEMANN 1996).
- ⇒ Durch die Veränderung des Artenspektrums und -vorkommens von Schädlingen und Nützlingen im Heckenbereich könnte der Aufwand für Schädlingsbekämpfung evtl. reduziert werden.
- ⇒ Die Erhöhung der Nachhaltigkeit der Bodennutzung könnte zu ökologischen Nutzeffekten wie der Verringerung des Bodenabtrages führen sowie mit positiven Einflüssen auf die biologischen, chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften verbunden sein.

3.2 Methoden

Die o.g. Veränderungen in der Aufwands- und Ertragsentwicklung sowie die ökologischen Nutzeffekte wirken sich auf die Rentabilität von Produktionsverfahren in der Pflanzenproduktion aus. Durch ein „schlagnahes Kalkulationsmodell“ lassen sich diese Veränderungen teilweise quantifizieren und ökonomisch bewerten.

Für die Quantifizierung der einzelbetrieblichen Auswirkungen einer veränderten Landschaftsgestaltung wird die betriebliche Situation im Ist-Zustand aus erhobenen Daten in der Planungsregion erfasst und anhand betriebswirtschaftlicher Aufwands- und Erfolgskennzahlen sowie durch den Vergleich mit normativen Kennzahlen eingeschätzt. Dafür wurde auf den landschaftsplanerischen Entwurf (vgl. Kap. 2) in Gestalt digitalisierter Flurkarten zurückgegriffen. Hierdurch lassen sich die konkret zu erwartenden einzelbetrieblichen Auswirkungen schlagbezogen quantifizieren und ökonomisch bewerten. Diese Vorgehensweise beruht auf dem Ansatz von DABBERT (1999), bei der interdisziplinären Landschaftsmodellierung einen gemeinsamen Raum- und Zeitbezug herzustellen. Die ökonomische Bewertung der einzelbetrieblichen Folgewirkungen besteht darin, die kalkulatorisch ermittelten Aufwands- und Erfolgskennzahlen der Planungsvariante mit denen der einzelbetrieblichen Ist-Situation zu vergleichen und daraus die konkret zu erwartenden Einkommenseinbußen zu ermitteln.

Das Kalkulationsmodell zur Quantifizierung und ökonomischen Bewertung der einzelbetrieblichen Folgewirkungen ist in folgende Abschnitte gegliedert:

- ⇒ Analyse der wirtschaftlichen Ist-Situation der durch die Maßnahmen betroffenen Produktionsverfahren. Hierbei wird als Spitzenkennzahl der Deckungsbeitrag II (DB II; Leistung / Direktkosten / Arbeitserledigungskosten) zur Messung der Wirtschaftlichkeit der pflanzlichen Produktion verwendet
- ⇒ Erfassung der Veränderung der Flurstruktur sowie des Flächenentzuges durch Auswertung digitalisierter Flurkarten mit der gegenwärtigen Landnutzung sowie des im landschaftsplanerischen Entwurf vorgesehenen Landnutzungsszenarios
- ⇒ Ermittlung der durch Flächenentzug zu erwartenden Veränderungen in der Anbaustruktur
- ⇒ Berechnung des durch Schlagaufteilung zusätzlich entstehenden Zeitaufwandes mechanisierter Feldarbeitsverfahren sowie der daraus resultierenden Erhöhung der Arbeitserledigungskosten
- ⇒ Bewertung der Auswirkungen einer veränderten Schlaggestaltung und des Flächenentzuges auf die Veränderung der wirtschaftlichen Ist-Situation anhand des DB II
- ⇒ Ermittlung der DB-Differenz durch Nutzungsumwidmung entzogener Ackerflächen (AF)

⇒ Ableitung einer Bemessungsgrundlage zur Honorierung der erbrachten Umweltleistung und zum Ausgleich entstandener Einkommenseinbußen

3.3 Untersuchungsergebnisse

3.3.1 Veränderung der Flurstruktur, des Nutzflächenanteils und der Anbaustruktur

Flurstruktur und Flächennutzung im Ist-Zustand

Die Flurstruktur im Untersuchungsgebiet ist durch das Vorhandensein eines hohen Anteils großdimensionierter Schläge gekennzeichnet, die durch ehemalige LPG-Betriebe geschaffen wurden. Die großflächige Schlagstruktur entstand unter der Zielvorgabe, die technologische Eignung vorhandener Schlageinheiten zu verbessern (DIETZEL & DIEMANN 1996). Damit sollte die Grundlage für eine effiziente Gestaltung der Schlagkraft des Großmaschineneinsatzes und der Komplexmechanisierung geschaffen werden. Im Untersuchungsgebiet überwiegt der Anteil an Schlaggrößenklassen von über 80 ha mit ca. 40 % und von 60-80 ha mit ca. 22 % den Flächenanteil der übrigen Schlaggrößenklassen (Abb. 3.1). Neben der Schlaggrößenzusammensetzung wird die vorhandene Schlagstruktur noch durch ein weiteres Kennzeichen, die Schlaggestaltung, beeinflusst. Wichtigstes Merkmal der Schlaggestaltung ist die Schlagform, welche sich aus dem Verhältnis von Länge zu Breite und der Symmetrie der vorhandenen Seitenränder ergibt. Die Schlaggröße und die Schlagform bestimmen gemeinsam mit der Hauptbearbeitungsrichtung den schlagspezifischen Vorgewendeanteil. Anhand der Schlaggrößenzusammensetzung, der Schlaggestaltung sowie des Vorgewendeanteils kann die arbeits- und betriebswirtschaftliche Bewertung der vorhandenen Schlagstruktur vorgenommen werden.

Veränderung der Schlagstruktur durch Maßnahmen zur Landschaftsgestaltung

Im Szenario mit veränderter Landschaftsgestaltung kommt es zu einer Verschiebung des relativen Anteils großdimensionierter Schläge zugunsten klein- und mitteldimensionierter Schläge (Abb. 3.1):

- ⇒ bei Schlägen >80 ha verringert sich der Anteil von ca. 40 % auf rund 20 %
- ⇒ bei 60-80 ha verringert sich der Anteil von ca. 22 % auf rund 10 %
- ⇒ bei 40-60 ha erhöht sich der Anteil von ca. 27 % auf rund 31 %
- ⇒ bei 20-40 ha erhöht sich der Anteil von ca. 8 % auf rund 32 %
- ⇒ bei 0-20 ha erhöht sich der Anteil von ca. 3 % auf rund 7 %

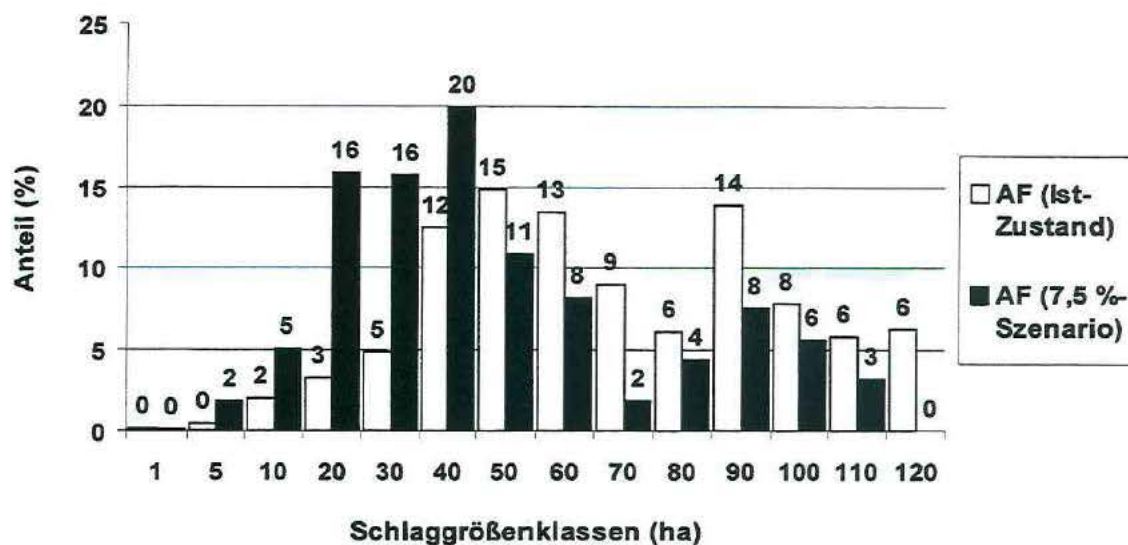


Abb. 3.1)

Veränderung des Anteils der Schlaggrößenklassen durch Schlagaufteilung

Durch die Umwandlung von Ackerflächen und die Integration von linien- und flächenhaften Landschaftselementen ergibt sich eine Verschiebung des Ackerflächenanteils zugunsten anderer Flächennutzungen. Von 3653 ha AF im Ist-Zustand werden im Szenario mit veränderter Landschaftsgestaltung insgesamt 7,7 % entzogen. Anteilig werden 2,5 % in extensives Grünland, 4,2 % in Laubmischwald, 0,5 % in Hecken, 0,4 % in Baumreihen und 0,1 % in Feldraine umgewandelt (Tab. 3.1).

Tab. 3.1) Veränderung des AF-Anteils durch Flächenentzug

Flächennutzung	Ist (ha)	Plan (ha)	Plan (% der AF-Ist)
Ackerland	3652	3370	92,3
Grünland	0	92	2,5
Wald	0	153	4,2
Hecken	0	18	0,5
Baumreihen	0	15	0,4
Feldraine	0	4	0,1
Summe	3652	3652	100

Veränderung der Anbaustruktur

Wie aus Abb. 3.2 zu entnehmen ist, wird die Anbaustruktur im Untersuchungsgebiet durch einen hohen Anteil an Körnerfrüchten in der Fruchtfolge geprägt. Das Fruchtartenspektrum ergibt sich zum einen aus den als Marktfrüchte angebauten Getreidearten und -sorten, aus Ölsaaten und Hülsenfrüchten. Zum anderen bestimmt das Vorhandensein von Tierproduktion den nicht unerheblichen Anteil an Futterpflanzen (Mais, Futtergetreide und -leguminosen) in der Anbaustruktur. Unter Berücksichtigung der Futterpflanzen liegt der relative Anteil der Getreideflächen daher bei ca. 60 % und bei Hülsenfrüchten bei ca. 7 %. Durch das Vorhandensein

von Hülsenfrüchten in der Fruchtfolge sind positive Vorfruchtwirkungen zu erwarten. Der Anteil an Stilllegungsflächen ist im wesentlichen auf die von der EU verordneten Mindeststilllegungsverpflichtung von 5 % der LF im Wirtschaftsjahr (WJ) 1996/97 zurückzuführen (KTBL 1998).

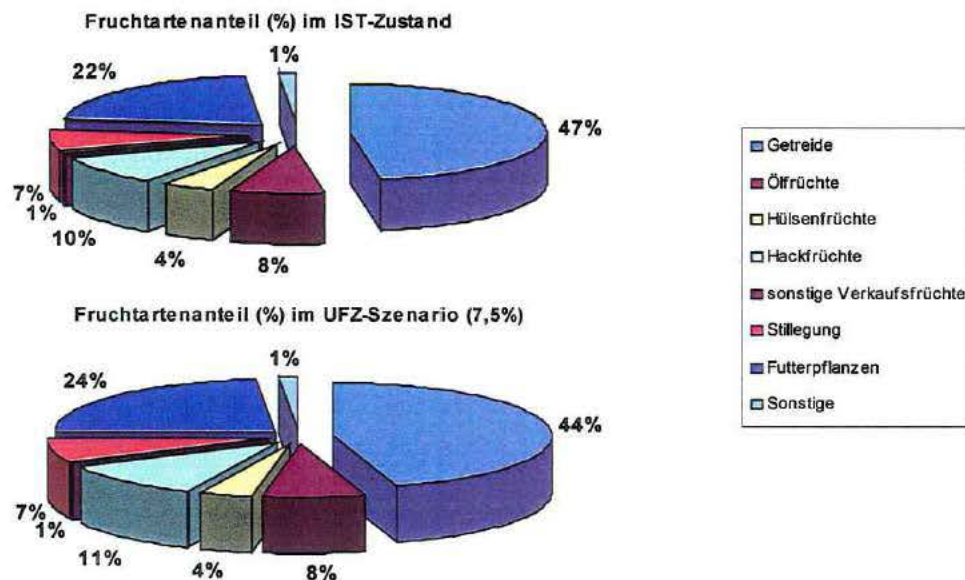


Abb. 3.2) Veränderung der Anbaustruktur durch Flächenentzug

Durch den Flächenentzug würde sich die Anbaustruktur nur geringfügig verändern. Bei den Körnerfrüchten würde sich der rel. Flächenanteil um ca. 3 % reduzieren. Wird ein gleichbleibender Umfang und eine unveränderte Struktur der Tierproduktion unterstellt, muss eine Beibehaltung der für Futterpflanzen bereitgestellten Anbaufläche gewährleistet werden. Bei den Hackfrüchten würde das Vorhandensein der Zuckerrübenquote ebenfalls zur Beibehaltung der ursprünglichen Flächengröße führen, woraus eine Anhebung ihres rel. Flächenanteils in der Planungsvariante resultiert. Zur Einhaltung der Stilllegungsverpflichtung würde sich der Umfang der Stilllegungsflächen in der Planungsvariante aufgrund des Flächenentzuges von AF verringern.

3.3.2 Ökonomische Auswirkungen einer veränderten Schlaggestaltung und des Flächenentzuges auf die Rentabilität der pflanzlichen Produktion

Die einzelbetrieblichen Auswirkungen einer veränderten Landschaftsgestaltung wurden im vorliegenden Projekt unter Berücksichtigung folgender Kennziffern ermittelt:

- ⇒ Die Naturalerträge sämtlicher im Ist-Zustand vorhandenen Produktionsverfahren wurden bei der Kalkulation der Planungsvariante übernommen, wobei eine Korrektur für die durch Schlagaufteilung entstehenden Randstreifenverluste enthalten ist.

- ⇒ Die Faktor- und Produktpreise sind sowohl im Ist-Zustand als auch in der Planungsvariante deckungsgleich. Dasselbe trifft auch für die staatlichen Zuwendungen zu (Agenda 2000, Jahre 2000 - 2002). Hierdurch wurden die Direktkosten sowie die je Flächeneinheit erzielbaren Markterlöse konstant gehalten.
- ⇒ Die Differenz des DB-II der Planungsvariante gegenüber der Ist-Variante als die hier verwendete Spitzenkennzahl ergibt sich demnach aus dem durch Flächenentzug entstehenden Ertragsausfall, durch weitere Naturalertragsverluste im Randstreifenbereich sowie aus der infolge reduzierter Schlaggrößen erhöhten Arbeitserledigungskosten.

Veränderung des Zeitaufwandes mechanisierter Feldarbeitsverfahren

Für die Einschätzung der Veränderung der arbeits- und betriebswirtschaftlichen Wirkung der vorhandenen Schlagstruktur wurde der Zeitaufwand mechanisierter Feldarbeitsverfahren im Ist-Zustand und in der Planungsvariante anhand des Zeitgliederungsschemas nach TGL 22289 ermittelt, welches bereits in Fallstudien von HERRMANN (1999) sowie WERNER et al. (1999) zur Anwendung kam. Die Verwendung überschlägiger Schätzwerte für Teilzeiten, die nicht kalkulatorisch ermittelt werden konnten, beruht auf den Richtwerten der verwendeten Fallstudien.

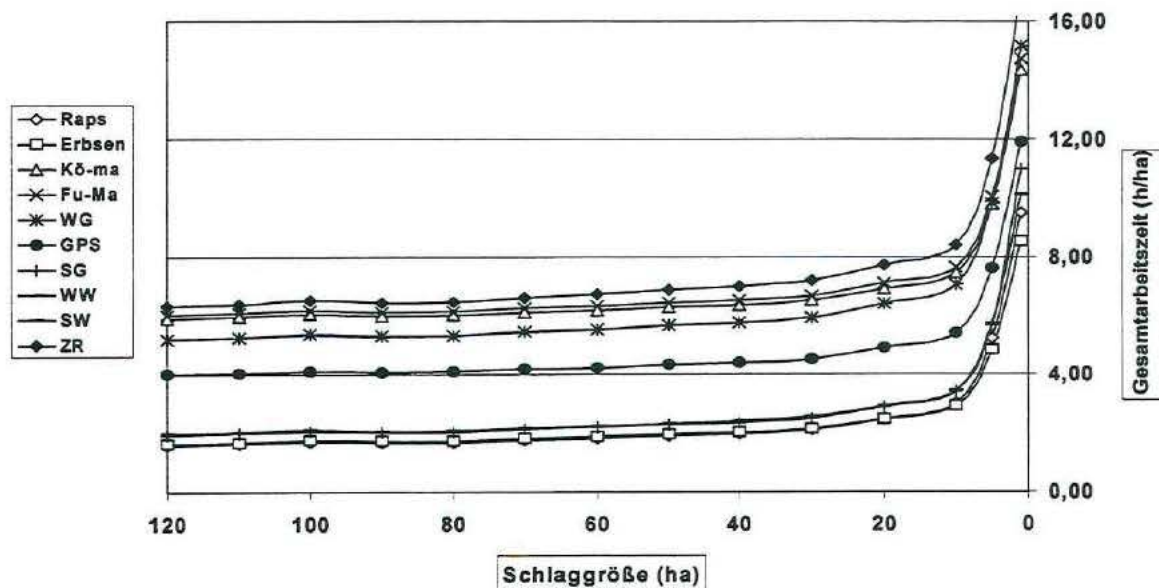


Abb. 3.3)

Einfluss der Schlaggröße auf die Gesamtarbeitszeit mechanisierter Feldarbeitsgänge standorttypischer Produktionsverfahren

In Abb. 3.3 sind die Kalkulationsergebnisse auf der Grundlage des verwendeten Zeitgliederungsschemas zur Veränderung des Gesamtarbeitszeitbedarfes der wichtigsten pflanzlichen Produktionsverfahren im Untersuchungsgebiet aufgetragen. Es zeigt sich bei sämtlichen Produktionsverfahren, daß eine zunehmende Schlagaufteilung in immer kleinere Schlaggrößenklassen zu erheblichem Mehraufwand an Feldarbeitszeit führt. Am deutlichsten steigt

der Mehraufwand bei Schlaggrößen an, deren Größe weniger als 10 ha beträgt, wobei der Mehraufwand im Mittel aller Produktionsverfahren bei ca. 5 Stunden (h) liegt. Zwischen 40 und 20 ha liegt der Mehraufwand nur noch bei ca. 1 h. Ab 40 ha und mehr, pendelt sich der Zeitaufwand auf ein gleichbleibendes Niveau ein, was DIETZEL et al. (2000) darauf zurückführen, dass Schläge über 50 ha keine nennenswerten Einsparungen an Hilfszeiten (z.B. Wendezeit, Versorgungszeit, etc.) mehr bringen.

Veränderung der Arbeitserledigungskosten:

Für die Ermittlung der Arbeitserledigungskosten (Arbeitslohn, variable und fixe Maschinenkosten) wurde auf normative Verrechnungssätze für vergleichbare Feldarbeitsverfahren zurückgegriffen und um die kalkulierte Gesamtarbeitszeit bereinigt. Für die Berechnung der anteiligen Lohnkosten wurde von einem Bruttolohnansatz von 22,- DM je Arbeitskraftstunde (Akh) ausgegangen (KTBL 1998).

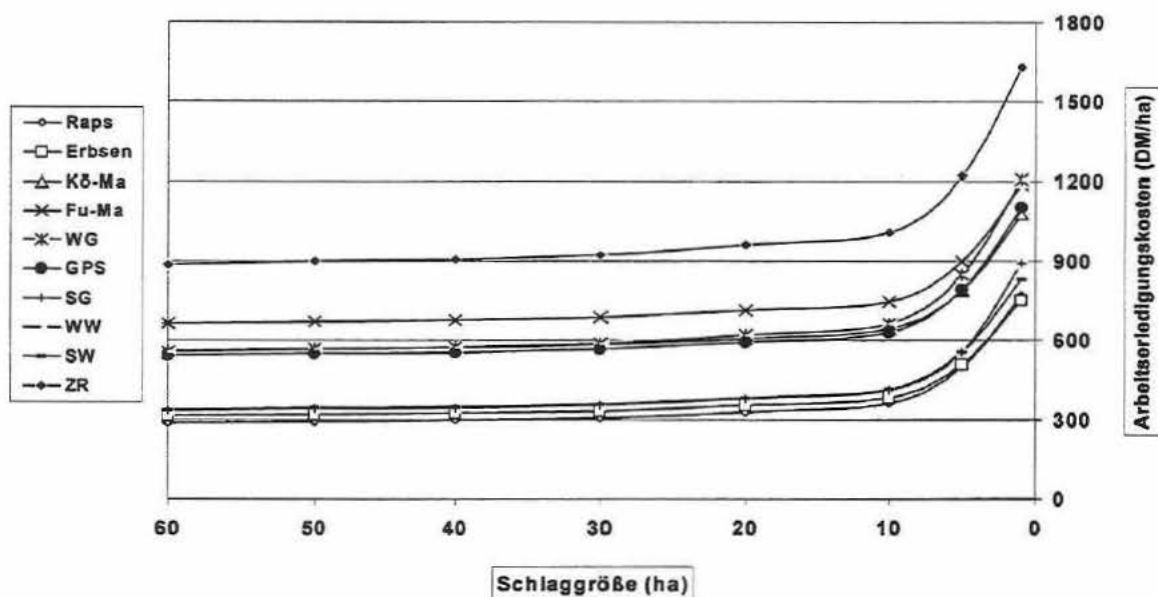


Abb. 3.4)

Schlaggrößenabhängige Arbeitserledigungskosten standorttypischer Produktionsverfahren

Wie in Abb. 3.4 zu erkennen ist, kann die schlaggrößenabhängige Veränderung der Feldarbeitszeiten teilweise zu einem starken Anstieg der Arbeitserledigungskosten führen. Der stärkste Anstieg erfolgt wie bei den Feldarbeitszeiten bei Schlaggrößen unterhalb von 10 ha und liegt monetär je nach Produktionsverfahren zwischen 500 und 600 DM/ha. Das entspricht einem Kostenanstieg von etwa 30 %. Bei Schlaggrößenklassen zwischen 10 und 60 ha liegt die Kostenerhöhung noch bei etwa 100 DM/ha und pendelt sich danach auf ein etwa gleichbleibendes Niveau ein. Für die Arbeitserledigungskosten lässt sich schlussfolgern, dass eine Veränderung der Schlaggrößen auf <10 ha zu einem drastischen Anstieg der Kosten führen würde. Da aber im

landschaftsplanerischen Entwurf die vorhandene Schlagstruktur vorwiegend auf mittlere Schlaggrößen von 20-40 ha (vgl. Abb. 3.1) umgestellt wird, steigt der Zeitaufwand für die Arbeitserledigung auf der verbleibenden AF tendenziell nur leicht an.

Bewertung der einzelbetrieblichen Auswirkungen einer veränderten Landschaftsgestaltung auf die Veränderung der wirtschaftlichen Ist-Situation

In welchem Ausmaß sich der Flächenentzug und die veränderte Schlaggestaltung in der Planungsvariante auf die Arbeitserledigungskosten sowie auf die Leistung der wichtigsten standorttypischen Produktionsverfahren des Betriebszweiges Pflanzenproduktion auswirken, zeigen die Kalkulationsergebnisse in Tab. 3.2.

Für die Ermittlung der Leistung standorttypischer Produktionsverfahren wurden die bei gegebenem Ertragsniveau erzielbaren Markterlöse mit den jeweiligen staatlichen Zuwendungen für Getreide, Ölsaaten und Eiweißpflanzen zu Gesamterlösen zusammengefasst. Bei der vorhandenen Anbaustruktur, dem aktuellen Erzeugerpreisniveau sowie den staatlichen Zuwendungen lässt sich auf einer AF von rund 3652 ha eine Gesamtleistung von rund 7,8 Mio. DM erwirtschaften. Unter Berücksichtigung der aktuellen Faktorpreise ergibt sich nach Abzug der Spezialkosten (Direkt- und Arbeitserledigungskosten) im Betriebszweig Pflanzenproduktion ein Deckungsbeitrag-II von rund 4,7 Mill. DM in der Ist-Situation. Aufgrund eines Flächenentzuges von rund 282 ha AF kommt es in der Planungsvariante durch Ertragsausfall zu einem Rückgang der Gesamtleistung auf rund 7,2 Mill. DM, was einem Erlösrückgang von rund 8,4 % entspricht. Durch die veränderte Schlaggestaltung kommt es zu einer Erhöhung des Anteils an unproduktiven Vorgewenden und Seitenstreifen sowie zur Erhöhung der Arbeitserledigungskosten auf der verbleibenden AF. Für den Anteil der Randstreifen wurden Ertragsdepressionen von 20 % zugrundegelegt.

Tab. 3.2) Auswirkungen einer veränderten Schlaggestaltung und des Flächenentzuges auf die Erlöse standorttypischer Produktionsverfahren

Produktionsverfahren	(ME)	WW	SW	WG	SG	Kö-Ma	Fu-Ma	Raps	Kö-Erb.	ZR	Sonstige ⁴	Summe
AF Ist	(ha)	1505	7	528	69	57	264	290	251	368	314	3652
Leistungen												
Ertrag ¹	(GE/ha)	75,5	67,2	72,2	55,7	105,8	81,0	79,1	45,9	140,4		
Produktpreis	(DM/GE)	22	22	23	23	21		13	29	32		
Markterlös Ist	(DM/ha)	1645	1463	1681	1299	2241	0	1045	1332	4503		
Ausgleichszahlungen ²	(DM/ha)	705	705	705	705	705		832	871			
Leistung Ist	(DM/ha)	2350	2168	2386	2004	2946	0	1877	2203	4503		7869758
AF 7,5 % Szenario	(ha)	1328	6	497	60	50	264	252	232	368	596	3652
Randstreifenverluste ³	(GE/ha)	0,22	0,20	0,21	0,17	0,32	0,24	0,25	0,14	0,42		
bereinigter Ertrag	(GE/ha)	75,3	67,0	71,9	55,6	105,5	80,8	78,9	45,7	140,0		
Markterlös 7,5 % Sz.	(DM/ha)	1640	1459	1676	1295	2234	0	1042	1328	4490		
Leistung 7,5 % Sz.	(DM/ha)	2345	2164	2381	2000	2939	0	1874	2199	4490		7209334
Spezialkosten												
Direktkosten	(DM/ha)	331	263	338	172	376	658	369	287	750		1340429
AE.-Kst. Ist	(DM/ha)	554	337	554	336	557	557	288	314	878		1815536
AE.-Kst. 7,5 % Sz.	(DM/ha)	578	355	573	358	588	588	304	327	910		1746842
Differenz AE.-Kst.	(DM/ha)	24	17	19	22	31	31	16	13	32		-68694
DB-II Ist	(DM/ha)	1465	1568	1494	1496	2013	-1215	1221	1602	2875		4713793
DB-II 7,5% Sz.	(DM/ha)	1436	1546	1470	1470	1976	-1246	1201	1585	2829		4215070
Differenz DB-II	(DM/ha)	28	22	24	26	38	31	19	17	46		498723
Differenz	(%)											10,6

¹ Getreideeinheit (GE) = Kennzahl für die Produktionsleistung der Brutto-Bodenproduktion unabhängig von der Art ihrer Verwendung. Vgl.: BML, 1999, S. 146f.

² Flächenzahlungen für Getreide, Eiweißpflanzen und Ölsaaten zur Ernte 2000. Vgl. BML, 2000, Anhg. 6 & 7

³ Randstreifenverluste = 20 %-ige Pauschale für Ertragsdepressionen auf zusätzlich entstandenen Randstreifen.

⁴ Sonstige = sonstige AF im Ist-Zustand enthält vorhandene Stilllegungs-, Vertragsnaturschutz- und Sonderkulturflächen (= 314 ha). In der Planungsvariante kommen 282 ha entzogene AF hinzu (= 596 ha).

Die in der Planungsvariante vorgesehene Schlagaufteilung würde je nach Produktionsverfahren zu einer Erhöhung der Arbeitserledigungskosten zwischen 13 und 32 DM/ha führen. Aus der Summe der ermittelten Arbeitserledigungskosten lässt sich jedoch entnehmen, dass infolge des Flächenentzuges von rund 282 ha AF in der Planungsvariante Arbeitserledigungskosten von rund 68700,- DM gegenüber der Ist-Variante eingespart werden könnten. Unter Berücksichtigung des durch Flächenentzug entstandenen Erlösrückganges und der Kosteneinsparungen sowie der durch Schlagaufteilung entstandenen Randstreifenverluste und der veränderten Arbeitserledigungskosten ließe sich im Betriebszweig Pflanzenproduktion auf der verbleibenden AF von rund 3370 ha (vgl. Tab. 3.1) noch ein DB-II von rund 4,2 Mill. DM erwirtschaften. Das entspricht einer Gesamtdeckungsbeitragsdifferenz in Höhe von rund 499000,- DM bzw. einem Einkommensrückgang von 10,6 %. Erfolgt auf der entzogenen AF die im Gesamtkonzept vorgesehene Nutzungsumwidmung in Grünland und Wald sowie die Integration linienhafter Landschaftselemente, so könnte der ausgewiesene DB-Rückgang teilweise verringert werden (Tab. 3.3).

Veränderung der Deckungsbeitragsdifferenz durch Nutzungsumwidmung entzogener AF

Im folgenden wird aufgezeigt, welcher Einkommensrückgang zu erwarten ist, wenn die entzogene AF in Grünland, Wald sowie in Vorrangflächen für Hecken, Baumreihen und Feldraine umgewandelt würde. Um dies festzustellen, wurde auf der Grundlage einer Deckungsbeitragskalkulation ein Rentabilitätsvergleich zwischen den durch die Nutzungsumwidmung betroffenen Produktionsverfahren der Realnutzung und den auf die Erhöhung der Biodiversität ausgerichteten Nutzungsrichtungen durchgeführt (Tab. 3.3).

Für die DB-Kalkulation der extensiven Nutzungsrichtungen Wiese und Wald wurden die Leistungen abzüglich der Spezialkosten ermittelt. Bei der Umwandlung von AF in extensive Wiese entstände durch den bewerteten Naturalertrag des Futters und durch die im Rahmen des Vertragsnaturschutzes mögliche Förderprämie ein kalkulierter Gesamterlös von rund 1330 DM/ha. Nach Abzug der jährlichen Spezialkosten ließe sich hierdurch ein DB von 688 DM/ha erwirtschaften. Bei Umwandlung von AF in Laubmischwald sind in den ersten 20 Jahren keine nennenswerten Holzerträge zu erwirtschaften. Deshalb ergäbe sich hier lediglich ein Erlös aus der Erstaufforstungsprämie von 1303,- DM/ha, die als Ausgleich für Einkommensverluste gewährt würden.

Tab. 3.3)

Vergleichende Deckungsbeitragsrechnung der Nutzungsumwidmung von AF in extensives Grünland, Wald und Vorrangflächen für Hecken, Baumreihen und Feldraine

Nutzungsänderung von AF	ME	Wiese (extensiv) ¹	Laubmischwald ²	Hecken,Baumreihen,Feldraine ³
Flächenumfang	(ha)	92	154	36
Leistungen				
Naturalertrag	(dt TM/ha)	20		
Erlös (Wert der Naturalerträge)	(DM/ha)	382		bei Förderung erfolgt anteilige
Förderprämien	(DM/ha)	950	1305	Kostenerstattung zu 50 bis 90 v.H.
Gesamterlös	(DM/ha)	1332	1305	
Summe	(DM)	123024	200461	
Spezialkosten				
Umwandlung von AF in extensiv-GL	(DM/ha)	644		
Neuanlage Landschaftselemente	(DM/ha)		13000 bis 16000	ca. 8000 bis 30000
Pflege Landschaftselemente	(DM/ha)		300	ca. 500 bis 2500
Zaunbau	(DM/Km)		8600	13000
Ergebnis (DM)				
DB der Nutzungsänderung	(DM/ha)	688	1305	
Summe	(DM)	63544	200461	264005
Flächennutzung Ist		DB	staatl. Zuwendungen	Vergleichs-DB
WW	(DM/ha)	760	705	1465
SW	(DM/ha)	863	705	1568
WG	(DM/ha)	789	705	1494
SG	(DM/ha)	791	705	1496
Kö-Ma	(DM/ha)	1308	705	2013
Raps	(DM/ha)	389	832	1221
Kö-Erb.	(DM/ha)	731	871	1602
Summe der Flächennutzung Ist	(DM)	206604	207317	413921
DB-Differenz Nutzungsänderung	(DM)			-149916

¹ vgl. OTTO et al. (1999), S. 94

² vgl. MBl. LSA Nr. 79/1993

³ vgl. MBl. LSA Nr. 31/1992

Da die Kostenrichtwerte für die Anlage und Pflege von Hecken, Baumreihen und Feldrainen nach SCHWABE, ROTH & BERGER (2000) z.T. erhebliche Schwankungen aufweisen, wurde bei der hierfür vorgesehenen Fläche von rund 36 ha auf eine vergleichende Leistungs-Kostenrechnung verzichtet. Allerdings fließt der aus den 36 ha entzogenen AF entgangene DB-II in die Ermittlung der DB-Differenz ein. Beim Vergleich der DB aus den extensiven Nutzungsformen mit den DB der Marktfrüchte zeigt sich, dass die extensiven Nutzungsrichtungen nicht mit der Produktion von Marktfrüchten konkurrieren können, da die DB-Differenz der Nutzungsumwidmung von 282 ha immer noch Opportunitätskosten in Höhe von rund 150000,- DM verursachen würde.

Schlussfolgerungen für die Honorierung der erbrachten Umweltleistungen

Als Fazit des Flächenentzuges lässt sich schlussfolgern, dass die Umwandlung von AF in extensives Grünland und Wald selbst bei voller Ausschöpfung der Fördermöglichkeiten nicht ausreichen würde, um die ackerbaulichen Produktionsverfahren zugunsten extensiverer Nutzungsrichtungen zu verdrängen. Für die Bewirtschafter wäre die Durchführung der geplanten

Landschaftsgestaltungsmaßnahmen erst dann interessant, wenn durch Zuteilung entsprechender Verfügungsrechte ein Entgelt der mit den erbrachten Umweltleistungen verbundenen Kosten und Einkommenseinbußen nach dem Gemeinlastprinzip möglich wäre (HEIßENHUBER 1998). Ohne Berücksichtigung der Kosten für die Anlage und Pflege der linienhaften Landschaftselemente müsste die öffentliche Hand hierbei jährlich in Höhe von rund 438000,- DM belastet werden, um die Nutzungsumwidmung zu finanzieren und die verbleibende DB-Differenz in voller Höhe auszugleichen. Bei Gegenüberstellung der staatlichen Zuwendungen der Planungsvariante mit denen der Realnutzung, entstünden der Gesellschaft Opportunitätskosten in Höhe von rund 230000,- DM. Aus der Sicht der Standorttheorie nach v. ALVENSLEBEN (1995) würde dies eine suboptimale Allokation von Naturschutzflächen bedeuten, da der gleiche Nutzen für den Naturschutz auf einem Standort mit niedrigerer Bodenrente mit geringeren gesellschaftlichen Kosten zu erreichen wäre.

3.4 Diskussion

3.4.1 Positive Auswirkungen ökologischer Nutzeffekte

Abgesehen von den quantifizierten einzelbetrieblichen Auswirkungen kommen der Erhöhung des Anteils an Landschaftsgestaltungselementen bestimmte ökologische und ökonomische Nutzenfunktionen zu, die sich positiv auf die Bewirtschaftung der AF und auf das Betriebsergebnis auswirken können, jedoch nur unter erheblichem Aufwand zu quantifizieren sind:

- ⇒ Die Pufferwirkung gegenüber Nährstoffeintrag und Pflanzenschutzmittelabdrift in angrenzende Biotope, Gewässer und landwirtschaftliche Nutzflächen
- ⇒ Auf mittel- bis langfristige Sicht dürfte die Verringerung des Bodenabtrages durch Verminderung von Wind- und Wassererosion nach HEIßENHUBER & BREITSCHUH (2000) nachhaltig zu einem erhöhten Bodenschutz führen, wodurch ein innerbetrieblicher Nutzen entsteht.
- ⇒ Die Unterstützung der biologischen Schädlingsbekämpfung. Die Förderung bestimmter Kulturschädlinge durch Feldgehölze wird oft überschätzt, da deren natürliche Feinde ebenfalls im Gehölzbestand anzutreffen sind.
- ⇒ Die Ertragsstabilisierung angrenzender Kulturen bei ausreichendem Wind- und Erosionsschutz. Diesbezüglich wird den Hecken eine positive Ertragswirkung bis zur 30-fachen Entfernung ihrer Heckenhöhe zugeschrieben (SCHWABE et al. 2000). Andererseits sind auch nachteilige Wirkungen durch Schattenwirkung und Nährstoffkonkurrenz im

Wurzelbereich zu erwarten. In ihrer Gesamtwirkung wird die Erhöhung des Anteils an Feldgehölzen als ertragsneutral auf die angrenzenden AF eingeschätzt.

3.4.2 Einzelbetriebliche Anpassungspotenziale

Zur Bestimmung möglicher Anpassungspotentiale sind Ertrags- und Leistungssteigerungen durch den wissenschaftlich-technischen Fortschritt sowie die Auswirkungen politischer Rahmenbedingungen des Agrarsektors (MRLU 2000) (z.B. Agenda 2000; WTO-Verhandlungen; Haushaltssanierungsgesetz des Bundes; ökologische Steuerreform) zu berücksichtigen. Aufgrund einer 5-jährigen ex-post Betrachtung von 1000 Testbetrieben in den Neuen Bundesländern ergab sich bei Marktfrucht-Futterbau Verbundbetrieben aus Ertrags- und Leistungssteigerungen ein jährliches Anpassungspotential in Höhe von ca. 80 bis 200 DM/ha (ROST et al. 1999). Berücksichtigt man, dass für die Kalkulation der Planungsvariante von den Aufwands- und Ertragskennzahlen des Ist-Zustandes ausgegangen wurde, so könnten noch positive Anpassungsreaktionen auf einzelbetrieblicher Ebene, etwa durch Steigerung der Naturalerträge bzw. Senkung der Stückkosten einbezogen werden. Infolge externer Rahmenbedingungen wie die durch die Agenda 2000 sinkenden Stützpreise und staatlichen Zuwendungen sowie steigender Energiekosten und zusätzlicher fiskalischer Belastungen durch das Zukunftsprogramm und die Steuerreform sind jedoch bei Marktfrucht-Futterbau-Verbundbetrieben der Rechtsform „juristische Person“ Einkommenseinbußen in Höhe von etwa 200 DM/ha zu erwarten. Eine Gegenüberstellung des notwendigen Anpassungspotentials mit den Anpassungsmöglichkeiten zeigt, dass landwirtschaftliche Betriebe kaum in der Lage sein werden, über die zu erwartenden Belastungen hinausgehende Anforderungen, wie die Erreichung einer höheren Biodiversität, zu kompensieren.

ASPEKTE DER BIOTISCHEN AUSSTATTUNG DES TESTGEBIETES

Kapitel 4

Entwicklung der Flora im Testgebiet (J.Stadler, S.Klotz)

Kapitel 5

Floristische Diversität und Wiederbesiedlung (A.Bischoff)

Kapitel 6

Avifaunistische Untersuchungen (Fachgruppe Ornithologie und Vogelschutz e.V.)

Die biologische Vielfalt genutzter Ökosysteme wird von vier Einflussfaktoren bestimmt (WBGU 1999):

- ⇒ der Vielfalt der Vegetation im Ökosystem und dessen Umgebung;
- ⇒ der Art und Dauer des Anbaus von Nutzpflanzen;
- ⇒ der Intensität der Bewirtschaftung;
- ⇒ der Isolation des Ökosystems von natürlichen Biotopen.

Die Wirkung der Nutzungsart direkt im Ökosystem wird als sogenannter „On-Site-Effekt“, die indirekten Auswirkungen in den umgebenden Lebensräumen als „Off-Site-Effekt“ bezeichnet (WBGU 1999). Beide Wirkungen lassen sich in den ausgeräumten Agrarlandschaften nachweisen.

Als Folge einer intensiven landwirtschaftlichen Produktion sind zahlreiche Pflanzenarten aus Agrar-Ökosystemen verdrängt worden oder stark zurückgegangen (HILBIG & BACHTHALER 1992; ALBRECHT 1995). Die Konzentration der angebauten Kulturen auf wenige Hochleistungssorten in der modernen Landwirtschaft hat weltweit zur Verdrängung einer großen Zahl von traditionellen und lokal angepassten Landsorten geführt (AUER & ERDMANN 1997). Im allgemeinen steigt mit der Zunahme der Bewirtschaftungsintensität die Bestandesdichte der Kulturpflanzen an; gleichzeitig verringern sich die Artenzahlen und der Bedeckungsgrad der Begleitflora (BRAUN 1991).

Da diese intensive Landbewirtschaftung seit den achtziger Jahren ökonomisch zunehmend in Frage gestellt wird (Überproduktion) und die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Biodiversität als eines der Hauptziele nachhaltiger Landnutzung formuliert worden ist, wurden in der EU Extensivierungsprogramme ins Leben gerufen, die eine Wiedereinräumung von Agrarlandschaften zum Ziel haben. Die zunächst einseitige Ausrichtung dieser Programme auf eine Bracheförderung führte zu einer Stilllegungswelle, von der nach der politischen Wende vor allem ertragsschwache Regionen der Neuen Bundesländer betroffen waren. Erst seit der EU-Agrarreform 1992 stehen auch flächendeckend Fördermittel für eine Umstellung auf extensive Nutzungsformen zur Verfügung.

Im Rahmen des Verbundprojektes wurden beide Strategien, „Flächenstillegung“ (Kap. 4) und „Umstellung auf eine extensive Bewirtschaftung“ (Kap. 5) im Hinblick auf eine Erhöhung der Biodiversität in Agrarlandschaften getestet. Im ersten Abschnitt dieses Kapitels stehen die Veränderung der Artenvielfalt und der Einfluss des Stillegungszeitpunktes auf die Vegetationsdynamik im Mittelpunkt. Im zweiten Abschnitt werden Mechanismen der Wiederbesiedlung nach Umstellung auf eine extensive Nutzung und die Bedeutung der Ausbreitungsdynamik von Ackerwildkrautarten für diesen Prozess analysiert.

Aus funktionalen (Beseitigung von Schädlingen, dadurch Aufrechterhaltung der systeminternen Regulationsmöglichkeiten) sowie aus ästhetischen Gründen ist die Erhaltung bzw. die Erhöhung der Vielfalt des Brutvogelbestandes ein wünschenswertes Ziel. In Kap. 6 wird daher eine Übersicht über die avifaunistische Ausstattung eines Teils der Querfurter Platte gegeben. Dieser umfasst ca. 80 km², in denen sich auch die Ortslagen Barnstädt und Nemsdorf-Göhrendorf befinden. Neben der Erfassung der Brutvogelarten im Jahre 1998, die der Ermittlung 1990-1995 gegenübergestellt wurde, werden auch Vorschläge zur Erhaltung bzw. Erhöhung des Brutvogelbestandes gemacht.

4 Entwicklung der floristischen Diversität auf Ackerstilllegungsflächen

J. Stadler & S. Klotz

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Biozönoseforschung, Halle/Saale

Abstract

Development of floral diversity on set-aside areas

We describe the results of an experiment in which we allowed the spontaneous development of vegetation on experimental plots which had been used for agriculture. The three experimental plots differed in the season when succession was allowed to start (autumn, spring, summer).

- 1. We observed a rather quick turnover of successional stages. During the first four years the mean number of species decreased from more than 15 species per 4 m² to less than 10 species. The dynamics of species richness was roughly similar for the different treatments.*
- 2. Although at first the experimental treatment initially determines the composition of the vegetation, in the course of succession these differences disappear.*
- 3. The velocity of succession decreases with time and after four to six years the species turn-over in time is similar to the species' turnover in space within one treatment. Despite the initial differences in the vegetation, the course and velocity of succession is again very similar between the three experimental treatments.*

Most of the species found on the experimental plots are widespread in eastern Germany. Thus abandonment does not necessarily promote the growth of rare species.

Zusammenfassung

1. Auf landwirtschaftlichen Flächen läuft nach Aufgabe der Nutzung eine relative rasche Vegetationsentwicklung ab, vor allem dann, wenn die Flächen vorher umgebrochen und geeggt wurden.
2. Der Zeitpunkt der letzten Bearbeitung der Flächen bestimmt dabei die anfängliche Artzusammensetzung. Im Laufe der Sukzession verschwindet dieser Unterschied rasch.
3. Im Lauf der Zeit nimmt die Sukzessionsgeschwindigkeit ab und nach vier bis fünf Jahren entspricht der zeitliche Artenumsatz in etwa dem Artenumsatz zwischen Flächen gleicher Behandlung.
4. Die meisten Arten, die auf den Bracheflächen nachgewiesen wurden, sind relativ weit verbreitete Arten. Durch eine kurzfristige Brachlegung kann nicht unbedingt mit einer Erholung seltener Arten gerechnet werden.

4.1 Einleitung

Will man die Bedeutung von Brachen für den Erhalt der Biodiversität in unserer Kulturlandschaft richtig einschätzen, so müssen die mit der Brachlegung einhergehenden Veränderungen im Artengefüge sowie die zugrundeliegenden Prozesse bekannt sein. Im Vergleich zu anderen Ökosystemen wie z.B. Wäldern laufen viele Prozesse relativ schnell ab, so dass Brachflächen ein geeignetes Modell für die Grundlagenforschung zur Struktur und Dynamik von Artengemeinschaften sind (BAZZAZ 1996, JUNG et al. 2000). Das vorliegende Teilprojekt konzentriert sich ausschließlich auf Ackerbrachen und greift dabei folgende Fragen auf:

⇒ Wie verändert sich der Artenreichtum auf Brachflächen in Verlauf der Sukzession? Wie schnell laufen Sukzessionsprozesse ab?

⇒ Kann durch unterschiedliche Zeitpunkte in der Brachlegung langfristig auch eine unterschiedliche Artenzusammensetzung auf den Flächen erreicht werden?

(Diese Frage geht auf die Beobachtung in der klassischen pflanzensoziologischen Literatur zurück, dass sich Acker-Unkraut-Gesellschaften in zwei Hauptgruppen gliedern lassen (ELLENBERG 1986): Hackfruchtunkrautfluren (Chenopodietea) und Getreideunkrautfluren (Secalietea). Die Entstehung dieser Gesellschaften kann hauptsächlich auf den Zeitpunkt der letzten Bodenbearbeitung zurückgeführt werden.)

⇒ Finden sich auf den Brachflächen wieder seltene Arten ein?

4.2 Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf ehemals agrarisch genutzten Flächen auf dem Gelände des UFZ in Bad Lauchstädt/Halle durchgeführt.

Die Untersuchungsfläche wurde bis Sommer 1994 genutzt und die zuletzt angebaute Feldfrucht war Gerste. Die in Nord-Südrichtung ausgerichtete Versuchsfläche wurde in 15 streifenförmige Parzellen eingeteilt (Breite der Parzellen 10 m, Länge mindestens 30 m), die von 1 bis 15 durchnummeriert wurden. Ab Herbst 1994 wurden dann 9 dieser Parzellen mittels Zufallsgenerator Stilllegungszeitpunkte zugeordnet, wobei für jeden Stilllegungszeitpunkt 3 Parzellen als Wiederholung verwendet wurden (Tab. 4.1). Die einzelnen Parzellen wurden an dem für sie festgelegten Stilllegungszeitpunkt gepflügt, geeggt und anschließend sich selbst überlassen, so dass sich die Vegetation spontan entwickeln konnte.

Tab 4.1) Struktur und Stilllegungszeitpunkte des Sukzessionsversuches in Bad Lauchstädt

Stilllegungszeitpunkt	Parzellenummer	Vegetationsaufnahmen/ Parzelle
Oktober 1994 (Herbstvariante)	9 / 12 / 13	6
April 1995 (Frühjahrsvariante)	4 / 11 / 14	6
Juni 1995 (Sommervariante)	1 / 6 / 15	6

Von 1995 bis 1999 wurden im Zeitraum von August bis September auf den einzelnen Parzellen Vegetationsaufnahmen durchgeführt (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974). Dazu wurde in jeder einzelnen Parzelle ein Metallrahmen mit den Seitenlängen 2x2 m zufällig ausgelegt und in dieser Fläche der Deckungsgrad aller vorkommenden Pflanzenarten nach der Braun-Blanquet-Skala geschätzt. Auf jeder Parzelle erfolgten sechs Vegetationsaufnahmen, so dass für jede Stilllegungsvariante insgesamt 18 Vegetationsaufnahmen pro Jahr vorliegen. Obwohl einige dieser Vegetationsaufnahmen räumlich autokorreliert sind, werden diese für die vorliegenden Auswertung als unabhängige Stichproben gewertet. Für die Auswertungen stehen 270 Vegetationsaufnahmen in den Jahren 1995 bis 1999 zur Verfügung. Die Auswertung dieser Vegetationsaufnahmen erfolgte nach folgendem Schema:

- ⇒ Für jede Stilllegungsvariante und Jahr wurde die mittlere Artenzahl (α -Diversität) der Aufnahmen und deren Standardabweichung ermittelt und gegen die Zeit aufgetragen. Die statistische Analyse erfolgte mittels Varianzanalyse mit Stilllegungsvariante (3 Stufen) und Jahr (5 Stufen) als unabhängige Faktoren.
- ⇒ Für alle weiteren quantitativen Auswertungen wurde die Braun-Blanquet-Skala in eine Rangskala von 1 bis 7 umgewandelt: r zu 1; + zu 2; 1 zu 3, 2 zu 4; 3 zu 5; 4 zu 6 und 5 zu 7. Die Häufigkeitsstruktur der Pflanzengemeinschaften auf den drei Stilllegungsvarianten wurde in einem Rang-Abundanz-Plot dargestellt (z.B. CRAWLEY 1997). Dazu wurde für jede Art der Mittelwert der Deckungsgrade über die 18 Vegetationsaufnahmen für jedes der fünf Untersuchungsjahre errechnet. Anschließend wurden die Arten entsprechend ihrer Häufigkeit auf der Herbst-Variante im Jahr 1995 geordnet, einer Rangzahl zugeordnet und die Häufigkeit gegen diese Rangzahl aufgetragen (Abb. 4.2).
- ⇒ Neben der α -Diversität spielt auch der Unterschied der Artenzusammensetzung zwischen den Vegetationsaufnahmen auf den einzelnen Stilllegungsvarianten eine bedeutende Rolle für die Artenvielfalt. Diese β -Diversität kann durch verschiedene Ordinierungsverfahren beschrieben werden. Wir wählten die Diskriminanzanalyse, da eine klare Gruppenbildung der einzelnen Vegetationsaufnahmen vorliegt. Dabei wurde jede Stilllegungsvariante in jedem Jahr als

unabhängige Gruppe angesehen. Darüber hinaus errechneten wir die Euklidischen Distanzen zwischen allen Aufnahmen. Aus dieser Matrix der Größe 270x270 berechneten wir für jedes Jahr die mittleren Distanzen zwischen Aufnahmen derselben Stillegungsvariante (153 Distanzen), die Distanzen zwischen Aufnahmen der verschiedenen Stillegungsvarianten (324 Distanzen) sowie die Distanzen zwischen Aufnahmen aufeinanderfolgender Jahre jeder Variante (324 Distanzen). Letztere ergeben ein Maß für die Sukzessionsgeschwindigkeit. Je größer die Euklidische Distanz zwischen aufeinanderfolgenden Jahren ist, desto größer ist der Umbau in der Artengemeinschaft und damit die Sukzessionsgeschwindigkeit.

4.3 Ergebnisse und Diskussion

Im ersten Jahr nach Brachlegung lag die mittlere Artenzahl pro Vegetationsaufnahme zwischen 15 und 20 Arten je 4 m². Im Laufe der Sukzession sank die Artenzahl auf Werte zwischen 5 und 10 Arten mit einem Tiefpunkt im vierten Jahr nach Brachlegung (Abb. 4.1).

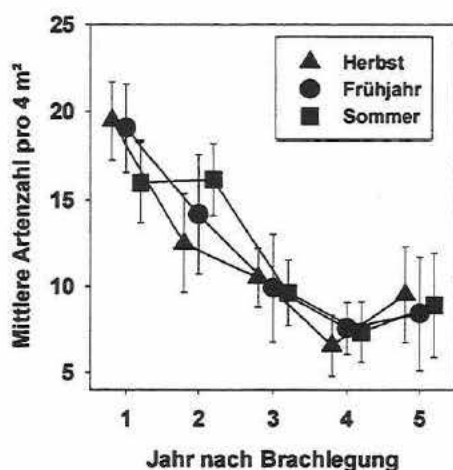


Abb. 4.1)
Mittlere Artenzahl auf den jeweils 18 Vegetationsaufnahmen jeder Stillegungsvariante ($\pm$ Standardabweichung) im Verlauf von fünf Jahren nach Brachlegung

Erst im fünften Jahr zeigte sich ein leichter Wiederanstieg der Artenzahlen. Zwischen den einzelnen Stillegungsvarianten gab es aber keine deutlichen Unterschiede in der α -Diversität (Abb. 4.1). Eine statistische Analyse ergab keine Unterschiede zwischen den Stillegungsvarianten ($F=0.16$; $df_1=2$; $df_2=255$; $P>0.5$), wohl aber einen klaren, absicherbaren Unterschied zwischen den Jahren ($F=173$; $df_1=4$; $df_2=255$; $P<0.001$). Es fand sich aber auch eine signifikante Interaktion zwischen den Faktoren Stillegungsvariante und Jahr ($F=5.6$; $df_1=8$; $df_2=255$; $P<0.001$), der auf gewisse Unterschiede in der Dynamik der Artenzahlen in den einzelnen Stillegungsvarianten hinweist. Obwohl statistisch hoch signifikant, ist aber der Unterschied von geringer biologischer Bedeutung und beruht vor allem auf dem Verhalten der Sommer-Variante während der ersten beiden Jahre.

Neben dieser Dynamik der Artenzahlen ergibt sich auch eine deutliche Dynamik im Vorkommen und der Häufigkeit der einzelnen Arten. In Abb. 4.2 wurden die Arten entsprechend ihrer

Häufigkeit in der Herbst-Variante im ersten Jahr aufgetragen. Dadurch ergibt sich für die Herbst-Variante im ersten Jahr ein stetig abfallendes Häufigkeitsmuster. Die Abweichungen in den Teilgraphiken der beiden anderen Varianten in den einzelnen Jahren sind dann ein Maß für den Unterschied in der Artenzusammensetzung. Im ersten Jahr nach Brachlegung waren *Chenopodium album* und *Stellaria media* die beiden häufigsten Arten auf der Herbst-Variante. Beide Arten kamen zwar auch auf der Frühjahrs- und Sommer-Variante vor, allerdings war die häufigste Art auf der Sommer-Variante nach dem ersten Jahr *Amaranthus retroflexus*. Im Verlauf der Sukzession werden sich die einzelnen Stilllegungsvarianten hinsichtlich des Vorkommens und der Häufigkeit der Arten immer ähnlicher. Im fünften Jahr nach Brachlegung ist auf allen drei Stilllegungsvarianten *Epilobium adnatum* die häufigste Art. In der Frühjahrs- und Herbst-Variante ist *Cirsium arvense* die zweithäufigste Art, bei der Sommerbrache die dritthäufigste.

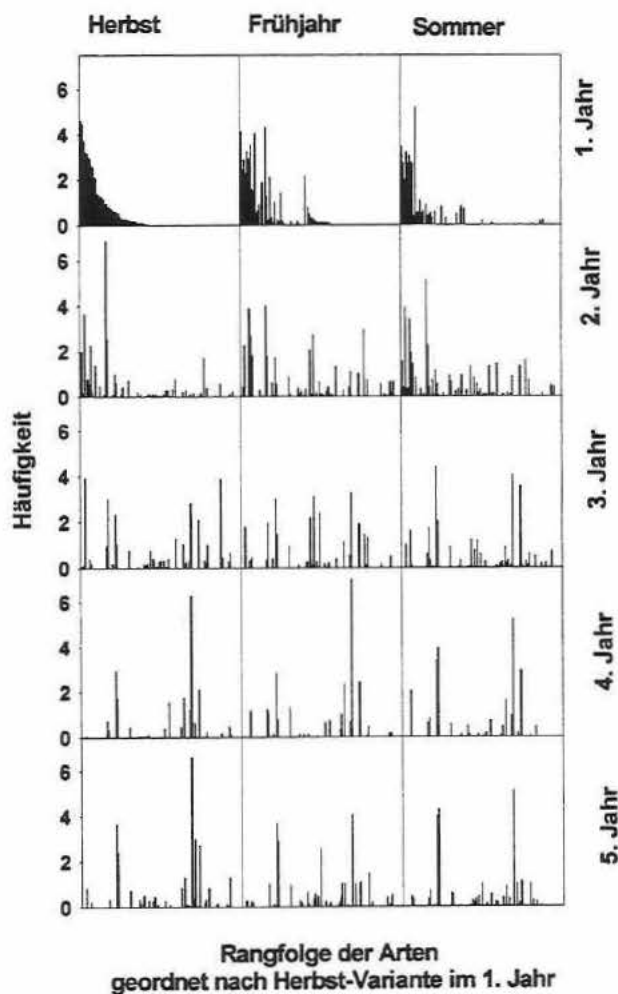


Abb.4.2)
Dynamik der Artenzusammensetzung
während der Sukzession auf den
einzelnen Stilllegungsvarianten

Die bisherigen Auswertungen zeigen, dass es im ersten Jahr einen deutlichen Unterschied in der Artenzusammensetzung der einzelnen Stilllegungsvarianten gibt, sich dieser Unterschied aber nach

fünf Jahren bereits verwischt hat, also alle Stilllegungsvarianten im Laufe der Sukzession konvergieren. Dies zeigt die Diskriminanzanalyse, in die 270 Vegetationsaufnahmen eingehen.(Abb. 4.3).

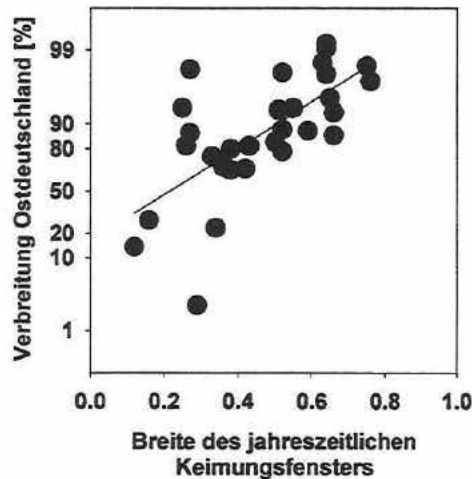


Abb. 4.3)

Lage der 270 Vegetationsaufnahmen entlang der ersten beiden Diskriminanzachsen

Offene Symbole: Dreieck (Herbst), Kreis (Frühjahr), Quadrat (Sommer)

Gefüllte Symbole: Gruppenmittelwerte, zur Verdeutlichung des Sukzessionsverlaufes durch Linien verbunden

Die ersten beiden Diskriminanzachsen beschreiben zusammen 76 % der Varianz. Für das erste Jahr ergibt sich eine deutliche Trennung der Vegetationsaufnahmen zwischen den Stilllegungsvarianten, wobei die Frühjahrs- und Sommer-Variante zueinander ähnlicher sind *als zur Herbst-Variante*. Man beachte, dass sich die Punktwolken der einzelnen Aufnahmen im ersten Jahr nach Brachlegung kaum überlappen. Im zweiten Jahr kann man immer noch einen Unterschied zwischen den Stilllegungsvarianten erkennen, der aber geringer als im ersten Jahr ausfällt. Nach dem dritten Jahr sind alle Unterschiede nahezu verschwunden.

Die Ergebnisse der Diskriminanzanalyse in Abb. 4.3 zeigen aber auch deutlich die Geschwindigkeit des Sukzessionsverlaufes. Die Gruppenmittelwerte der einzelnen Stilllegungsvarianten zeigen ihre größte Verschiebung vom ersten zum zweiten Jahr, was den tiefgreifenden Umbau der Artenzusammensetzung während der ersten Jahre der Sukzession anzeigt. Dieser Umbau der Artenzusammensetzung wird im Verlauf der Sukzession immer geringer. Obwohl sich die Stilllegungsvarianten in ihrer anfänglichen Artenzusammensetzung erheblich unterscheiden, sind der Verlauf und die Geschwindigkeit der Sukzession relativ ähnlich.

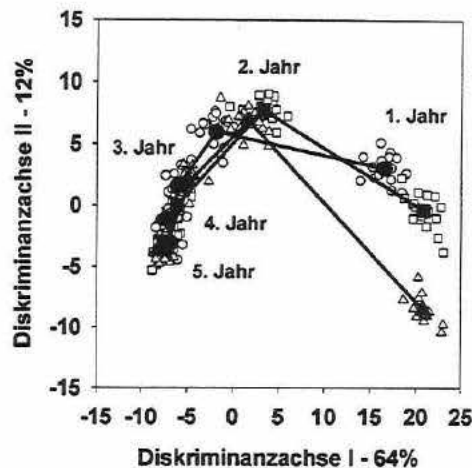


Abb. 4.4)

Mittlere Euklidische Distanz zwischen Aufnahmen derselben Stillegungsvariante eines Jahres (graue Füllung - Dreieck: Herbst, Kreis: Frühjahr, Quadrat: Sommer)

Stillegungsvarianten einzelner Jahre (schwarze Füllung - Dreieck: Herbst versus Frühjahr, Kreis: Frühjahr versus Sommer, Quadrat: Sommer versus Herbst;)

Aufnahmen aufeinanderfolgender Jahre jeder Variante (offen - Dreieck: Herbst, Kreis: Frühjahr, Quadrat: Sommer)

Abb. 4.4 zeigt einen Vergleich der β -Diversität zwischen Vegetationsaufnahmen derselben Stillegungsvariante, zwischen Vegetationsaufnahmen unterschiedlicher Stillegungsvarianten sowie zwischen Aufnahmen aufeinanderfolgender Jahre einer Stillegungsvariante. Die β -Diversität wurde für diese Auswertung über die mittlere Euklidische Distanz zwischen den Aufnahmen erfasst. Diese Abbildung stellt nochmals klar die wesentlichen Charakteristika des Sukzessionsverlaufs auf den Brachflächen von Bad Lauchstädt dar:

- ⇒ Im ersten Jahr nach der Brachlegung ist die Euklidische Distanz zwischen Aufnahmen derselben Stillegungsvariante stets geringer als zwischen Aufnahmen unterschiedlicher Stillegungsvarianten. Der Stillegungszeitpunkt und damit der Zeitpunkt der letzten Bodenbearbeitung erzeugt einen deutlichen Unterschied in der Artenzusammensetzung.
- ⇒ Im Laufe der Sukzession verschwindet aber dieser Unterschied relativ rasch und die Euklidischen Distanzen zwischen Aufnahmen unterschiedlicher Stillegungsvarianten sind ähnlich den Distanzen zwischen Aufnahmen ein und derselben Variante.
- ⇒ Der zeitliche Verlauf der Sukzession erzeugt einen *Artenumsatz* und damit eine β -Diversitätskomponente die anfänglich über den β -Diversitätskomponenten innerhalb und zwischen den Stillegungsvarianten liegt. Nach dem dritten bzw. vierten Jahr ist aber auch diese zeitliche Komponente ähnlich den Komponenten innerhalb und zwischen den Aufnahmen.

Der anfängliche Unterschied zwischen den Stillegungsvarianten ist vor allem durch die Keimungsbiologie einzelner Arten bedingt (LAUER 1953). Die auf der Ackerbrache vorkommenden Arten unterscheiden sich deutlich in ihrem jahreszeitlichen Fenster, in dem sie keimen können. Die Unterschiede in der jahreszeitlichen Lage des Keimungsfensters können zumindest teilweise die anfänglichen Unterschiede in der Zusammensetzung der Vegetation erklären. So fanden KLOTZ et al. (1997) für den hier beschriebenen Versuch in Bad Lauchstädt klare Korrelationen zwischen dem

Zeitpunkt der Keimung und den Deckungswerten einzelner Arten für das erste Jahr nach Brachlegung. Der anfängliche Unterschied in der Vegetation ist damit zu einem großen Teil durch die autökologischen Eigenschaften der Arten bedingt. Die Keimung einzelner Arten ist aber nicht nur durch den Zeitpunkt der Keimung bestimmt, sondern auch durch die Breite des jahreszeitlichen Fensters, in dem Keimung möglich ist. Die Breite des Keimungsfensters bestimmt vor allem die regionale Verbreitung der Arten. Es zeigt sich, dass die einzelnen Arten um so weiter verbreitet sind, je breiter das zeitliche Keimungsfenster ist (Abb. 4.5). Dieses gilt sowohl für die Verbreitung der Arten in Ostdeutschland ($r=0.68$; $df=29$; $P<0.001$; Abb. 4.5) als auch für ihre Verbreitung in Europa ($r=0.49$; $df=29$; $P=0.005$; Anzahl von Ländern, in denen die Art nachgewiesen wurde: maximal 39 (BRÄNDLE et al. 1999). Die Verbreitung in Ostdeutschland wurde über den Prozentsatz besetzter 6x6 m-Raster ermittelt (BENKERT et al. 1996). Die Breite des Keimungsfensters wurde in einem speziellen Versuch ermittelt (KLOTZ et al. 1997).

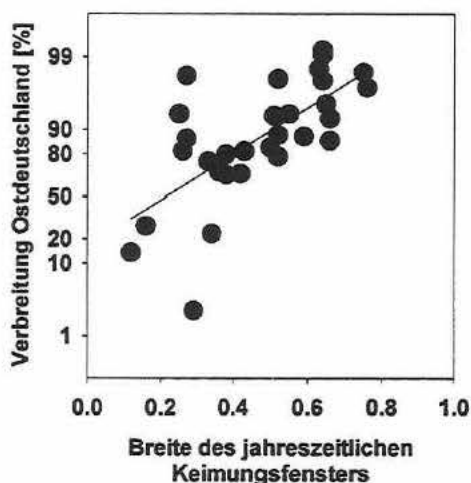


Abb. 4.5)
Korrelation der Verbreitung und Breite des zeitlichen Keimungs-fensters für 31 in Ostdeutschland vorkommende Pflanzenarten, die auf den Versuchsflächen von Bad Lauchstädt nachgewiesen wurden

Bisher wurden vor allem die autökologischen Eigenschaften der Arten als wesentlicher Mechanismus für die Sukzession diskutiert. Darüber hinaus spielen aber auch andere Prozesse eine bedeutende Rolle, die hier aber nur kurz erwähnt werden können. Viele Modelle der Sukzession gehen davon aus, dass sowohl Konkurrenzbeziehungen zwischen Arten aber auch gegenseitige positive Einflüsse eine bedeutende Rolle spielen können (CONNELL & SLATYER 1977). Derzeit werden Versuche ausgewertet, bei denen die Konkurrenz zwischen häufigen Arten in der Anfangsphase der Sukzession untersucht wurde. Dabei traten aber Konkurrenzeffekte z.B. zwischen *Chenopodium album* und *Amaranthus retroflexus* erst bei Dichten auf, wie sie im Freiland nicht erreicht werden. Auch phytophage Insekten können eine wichtige Rolle in der Sukzession spielen. Dazu wurde in Bad Lauchstädt ein Versuch angelegt, bei dem durch Applikation von Insektiziden unterirdisch und oberirdisch lebende phytophage Insekten selektiv ausgeschlossen wurden. Dabei zeigte sich, dass Insekten zwar anfänglich auf die Vegetationsdichte und Artenzahl nur einen

untergeordneten Einfluss haben (JUNG et al. 2000), dass aber der Einfluss von Insekten im Laufe der Sukzession die Dominanzverhältnisse tiefgreifend verändern kann (SCHÄDLER et al. 1999). Von der Brachlegung landwirtschaftlicher Flächen erwartet sich der Arten- und Naturschutz vor allem eine Erholung der Bestände seltener Ackerunkräuter. Untersucht man aber die Häufigkeit der auf den Brachflächen von Bad Lauchstädt nachgewiesenen Arten mit der Häufigkeit der ostdeutschen Flora so ergibt sich, dass nahezu alle Arten relativ weit verbreitet sind (Abb. 4.6).

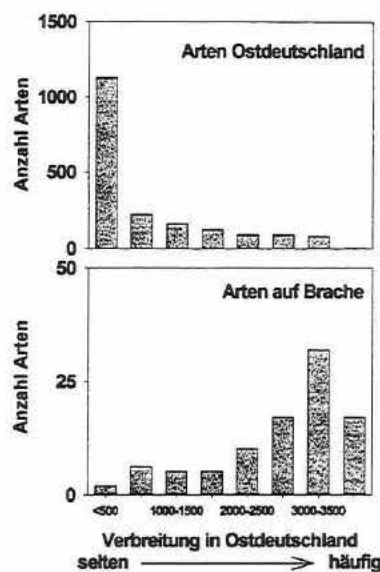


Abb. 4.6)
Vergleich der Häufigkeit der auf dem Versuchsfeld von Bad Lauchstädt in Laufe der fünf Jahre nachgewiesenen Arten mit der Häufigkeit aller anderen in Ostdeutschland vorkommenden Arten

Im Laufe der ersten fünf Jahre haben sich nicht allzu viele Arten eingestellt, die in Ostdeutschland eine eher eingeschränkte Verbreitung haben. Die Gründe dafür sind vielfältig. Zum einen fördert der hohe Stickstoffgehalt der Böden vor allem schnell wachsende Arten, zum anderen mögen auch geeignete Diasporenquellen fehlen (vgl. Kap. 3.2). In Abb. 4.6 wurde zudem die Häufigkeit einzelner Arten über ihre Gesamtverbreitung in Ostdeutschland abgeschätzt (BENKERT et al. 1996), was nicht unbedingt deren lokale Verbreitung widerspiegeln muss. Die Häufigkeit wurde über die Anzahl besetzter Raster ermittelt (vgl. Abb. 4.5). Man beachte, dass die meisten Arten auf den Versuchsfeldern weit verbreitete Arten sind.

5 Die Bedeutung der Ausbreitungsdynamik von Pflanzenarten für die Wiederbesiedlung von Agrarökosystemen bei Nutzungsextensivierung

A. Bischoff

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Biozönoseforschung, Halle/Saale

Abstract

The significance of dispersal dynamics on plant species for the resettlement of agricultural ecosystems upon usage extensification

*Following conversion to extensive management, the regeneration of weed communities and its their dependence on the dispersal of characteristic species was analysed. Species composition in the soil seed bank and in above-ground vegetation was analysed in fields converted to extensive management and in a species-rich field that was probably never managed intensively. The plots of the 'converted' fields were located at different distances away from the 'long-term extensive' field. In plots more than 500 m away from species-rich weed communities, characteristic species such as *Consolida regalis*, *Euphorbia exigua* and *Lithospermum arvense* did not reappear for 5 years after conversion to extensive management while others were still very rare (*Papaver rhoeas*, *Silene noctiflora*). In a converted field adjacent to a species-rich, long-term extensive one, *S. noctiflora* and *P. rhoeas* were even found abundantly in the first year after the change to extensive cultivation. However, these species had already been recorded in the soil seed bank before conversion. The other characteristic species only reappeared in plots very close to the border between the two fields.*

*In a dispersal experiment seeds of *L. arvense*, *P. rhoeas* and *S. noctiflora* were dispersed over very short distances. Between 50% and 90% of the seedlings were found within 1.5 m around the mother if the plots were not cultivated. In cultivated plots, the dispersal distances were slightly longer (*S. noctiflora*). In conclusion, dispersal seems to be an important limiting factor in the regeneration of species-rich weed communities.*

Zusammenfassung

Die Regeneration von Ackerwildkrautgesellschaften und der Einfluss der Ausbreitung charakteristischer Arten auf diesen Prozess wurde auf Äckern untersucht, die zuvor auf eine extensive Nutzung umgestellt worden waren. Dazu wurde die Artenzusammensetzung in Diasporenbank und oberirdischer Vegetation auf umgestellten Flächen und auf einer langjährig extensiv bewirtschafteten, artenreichen Fläche erfasst. Die Teilflächen der umgestellten Äcker lagen in unterschiedlicher Entfernung zu artenreichen Beständen. Auf einer Fläche, die eine Entfernung von mehr als 500 m zu solchen Beständen aufwies, waren einige der charakteristischen Arten wie *Consolida regalis*, *Euphorbia exigua* und *Lithospermum arvense*, 5 Jahre nach der Umstellung noch nicht wieder vertreten und andere (*Papaver rhoeas*, *Silene noctiflora*) kamen nur vereinzelt vor. Auf einem Acker, der in einer Bewirtschaftungseinheit mit artenreichen, langjährig extensiv genutzten Beständen lag, traten *S. noctiflora* und *P. rhoeas* bereits im ersten Jahr nach der Umstellung wieder häufig auf. Allerdings wurden diese Arten auch schon vor der Umstellung in der Diasporenbank nachgewiesen. Die übrigen charakteristischen Arten waren nur auf unmittelbar an langjährig extensiv genutzte Bestände angrenzenden Teilflächen zu finden.

In einem Ausbreitungsversuch wurden die Samen von *L. arvense*, *P. rhoeas* und *S. noctiflora* nur um wenige Meter ausgebreitet. Auf unbewirtschafteten Flächen liefen 50 bis 90% aller Keimlinge in einer Entfernung von weniger als 1,5 m um die Mutterpflanzen herum auf. Auf bewirtschafteten Flächen lagen die Ausbreitungsdistanzen nur wenig höher (*S. noctiflora*). Die Ergebnisse legen nahe, dass die Regeneration artenreicher Ackerwildkrautgesellschaften entscheidend durch eine geringe Ausbreitungsgeschwindigkeit limitiert wird.

5.1 Einleitung

Während die Wirkung einer Nutzungsintensivierung auf die Vegetation von Agrarökosystemen bereits umfassend untersucht wurde, besteht für die bei einer Extensivierung ablaufenden vegetationsdynamischen Prozesse noch erheblicher Forschungsbedarf. Solche Untersuchungen sind zur Beurteilung der Effizienz von Schutzmaßnahmen und für das Ökosystem-Management unerlässlich. Erfahrungen mit zurückliegenden Extensivierungsprojekten belegen beispielsweise, dass das angestrebte Ziel, eine rasche Wiederherstellung der ursprünglichen Diversität, häufig nicht erreicht wird. Vor allem nach langjährig intensiver Vornutzung und in großflächig ausgeräumten Agrarlandschaften sind viele zu erwartende Arten auch längere Zeit nach der Umstellung noch nicht wieder eingewandert (OESAU 1991; BISCHOFF 1996; STRYKSTRA et al. 1998).

Als eine Ursache für das Ausbleiben von eigentlich typischen Pflanzenarten nach Nutzungsumstellung kommt eine verzögerte Aushagerung von aufgedüngten Flächen in Frage. Vor allem im Grünland nimmt der Abbau von Nährstoffvorräten oft sehr lange Zeiträume in Anspruch (GOUGH & MARRS 1990), aber auch auf Äckern kann eine düngungsintensive Vornutzung die Etablierung ehemals typischer Arten verzögern, da eine höhere Lichtkonkurrenz durch die Kulturart vorliegt (OTTE 1990; BISCHOFF 1996).

Neben dem Bodennährstoffgehalt und anderen Standortbedingungen beeinflusst die Verfügbarkeit von Diasporen in entscheidendem Maße den Regenerationsprozess. Da viele Arten nach langjährig intensiver Nutzung auch nicht mehr in der Diasporenbank vorkommen, besitzt die Diasporenausbreitung heute vielfach eine Schlüsselfunktion (STRYKSTRA et al. 1998). Oftmals sind Diasporenquellen mehrere 100 m entfernt, und die Wiederbesiedlung ist nur über eine Fernausbreitung möglich. Mit welcher Wahrscheinlichkeit Arten, die durch eine intensive Nutzung aus Agrarökosystemen verdrängt worden sind, über solche Entfernungen ausgebreitet werden, lässt sich bislang nur schwer abschätzen. Ausbreitungsvektoren, die früher auch über große Distanzen wirksam waren, gibt es zum Teil heute nicht mehr. Zum Beispiel spielt die speirochore Ausbreitung (mit dem Saatgut) aufgrund der verbesserten Saatgutreinigung kaum noch eine Rolle und Stallmist mit hohem Diasporengehalt ist weitgehend durch Mineraldünger oder Gülle ersetzt worden (POSCHLOD & BONN 1998). Auf der anderen Seite konnte zum Teil eine relativ hohe

Ausbreitungseffizienz neuerer Bewirtschaftungsmaßnahmen festgestellt werden. Auf Äckern führt der Mähdrusch bei einigen Arten zu maximalen Ausbreitungsdistanzen von 20 m bis 100 m (*Datura ferox*: BALLARÉ et al. 1987; *Bromus sterilis*: HOWARD et al. 1991, REW et al. 1996; *Sorghum halepense*: GHERSA et al. 1993). Weit weniger effektiv scheint die maschinelle Bodenbearbeitung zu sein (REW & CUSSANS 1997; MAYER et al. 1998; MARSHALL & BRAIN 1999). Neben der Ausbreitungsfähigkeit ist auch die Etablierungswahrscheinlichkeit vieler Arten nur unzureichend untersucht. BISCHOFF (1999) konnte am Beispiel der Ackerwildkrautart *Lithospermum arvense* zeigen, dass selbst unter günstigen Standortbedingungen nur aus einem geringen Teil der eingetragenen Diasporen eine samenproduzierende Pflanze wird. Im Mittelpunkt des vorliegenden Beitrags steht die Analyse des Zusammenhangs zwischen Ausbreitung und Wiederbesiedlung unter der zentralen Fragestellung:

Inwieweit ist die Wiederbesiedlung durch standorttypische Arten ausbreitungslimitiert?

Die Untersuchungen waren Teil eines von der DFG geförderten Forschungsvorhabens mit gleichem Titel, das sich auf die Lebensräume „Grünland der Saaleaue“ und „Lößschwarzerdeäcker des Mitteldeutschen Trockengebietes“ erstreckte. Im vorliegenden Beitrag sind ausschließlich die Arbeiten zum Ökosystem Acker dargestellt, da die untersuchten Grünlandflächen außerhalb des für das Verbundprojekt ausgewählten Untersuchungsgebietes (Querfurter Platte) liegen.

Zur Analyse von Einwanderungsprozessen wurden Extensivierungsflächen ausgewählt, die an artenreiche, langjährig extensiv genutzte Bestände grenzen. Ihre Entwicklung wurde mit Flächen verglichen, die von solchen Beständen mindestens 500 m entfernt lagen. Die Untersuchungen wurden auf produktiven Lößstandorten am Rand der Querfurter Platte durchgeführt. Typische Ackerwildkrautgesellschaft ist hier das Euphorbio-Melandrietum. Da viele Kennarten in den vergangenen Jahren stark zurückgegangen sind, gilt diese Gesellschaft heute als gefährdet (SCHUBERT et al. 1995). Gezielte Versuche zur Ausbreitung und Etablierung wurden an *Euphorbia exigua*, *Lithospermum arvense*, *Papaver rhoeas* und *Silene noctiflora*, die charakteristisch für Schwarzerdeäcker der Region sind. Diese Arten sind in langjährig extensiv genutzten Beständen häufig zu finden, kommen aber auf Flächen, die in den vergangenen 5 Jahren auf eine extensive Nutzung umgestellt wurden, nicht oder nur sehr sporadisch vor. Sie sind daher als Indikatoren für einen Extensivierungs- oder Renaturierungserfolg hervorragend geeignet. Die wesentlichen Untersuchungsziele werden durch folgende Teilfragen zusammengefasst:

Die Versuchsfläche in Bad Lauchstädt besteht aus 5 Schlägen mit jeweils 50 Parzellen a 10x10 m², von denen 1994 jeweils 30 auf eine extensive Bewirtschaftung (ökologischer Landbau) umgestellt wurden. Drei Schläge wurden für Vegetationsanalysen (Kap. 5.2.2.) genutzt, zwei für Ausbreitungsversuche (Kap. 5.2.3.). Die Fläche ist von den nächsten artenreichen Ackerwildkrautbeständen etwa 800 m entfernt. Entgegen den Zusagen der Bewirtschafter wurde die ökologische Bewirtschaftung 1999 aufgegeben. Da in der Folge auch Herbizide eingesetzt wurden, liegen von diesem Zeitpunkt an keine im Bezug auf die Fragestellung verwertbaren Ergebnisse vor. 1998 wurden die Schläge mit unterschiedlichen Kulturarten bestellt (Ackerbohnen, Kartoffeln, Mais, Wintergerste und Winterweizen), 1998/99 erfolgte eine einheitliche Bestellung mit Winterweizen.

5.2.2 Vegetations- und Bodenanalysen

Diasporenbankuntersuchungen

Bodenproben für Diasporenbankuntersuchungen wurden in Etzdorf in allen Segmenten zweier Transekte gezogen, in Bad Lauchstädt wurden insgesamt 15 Parzellen (je 5 aus 3 Schlägen) beprobt. Die Probenahme erfolgte Anfang April in 0-20 cm Tiefe mit zwei Wiederholungen pro Transektsegment bzw. Parzelle. Die Proben wurden getrennt als ca. 1 cm dünne Schicht in lichtdurchlässigen, verschließbaren Kunststoff-Stapelschalen (18,5x13,5x8,5 cm³) auf eine etwa gleich hohe Sandschicht ausgebracht. Die Schalen wurden in Frühbeeten unter Glas 18 Monate der Jahreswitterung ausgesetzt. Regelmäßig (zu Beginn alle 1-2 Wochen, später alle 2-3 Wochen) wurden die aufgelaufenen Keimlinge bestimmt, ausgezählt und entfernt. Im Abstand von 4-6 Wochen wurde der Boden gewendet.

Vegetationsaufnahmen

In allen Transektsegmenten (Etzdorf) und 30 Parzellen (Bad Lauchstädt, je 10 Parzellen aus drei Schlägen) wurden einmal pro Jahr Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Die Schätzung des Deckungsgrades erfolgte direkt in Prozent. Für standorttypische Arten (*Chaenorhinum minus*, *Consolida regalis*, *Euphorbia exigua*, *Lithospermum arvense*, *Papaver rhoeas*, *Silene noctiflora*), die durch eine Intensivnutzung stark zurückgedrängt werden, wurde die Individuendichte bestimmt, wenn die Deckungsgrade unter 1 % lagen.

N_{min}-Analysen

Im langjährig extensiv genutzten Bereich und im umgestellten Südteil der Transekte wurden jeweils 4 Bodenproben zur Bestimmung des mineralischen Stickstoffgehaltes gezogen. Die Probenahmetiefe lag bei 60 cm. Die Schichten 0-30 cm und 30-60 cm wurden getrennt analysiert.

Der mineralische Stickstoff-Gehalt wurde an feldfeuchtem und gesiebttem Material photometrisch nach Kaliumsulfatextraktion (Anlage EPOS, Fa. Eppendorf) bestimmt.

5.2.3 Ausbreitungsversuche

Versuch 1: Ausschluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen

5 bis 10 kurz vor der Samenreife stehende Mutterpflanzen von *Lithospermum arvense*, *Papaver rhoeas*, *Silene noctiflora* wurden auf vier 6x6 m² großen Parzellen des Versuchsgeländes am Weinbergweg im Stadtgebiet von Halle ausgebracht. Die Parzellen wurden mit einem Maschendrahtzaun gegen Kaninchenfraß gesichert und von übriger Vegetation befreit, um eine Hemmung der Keimung durch geschlossene Pflanzenbestände zu verhindern. Die Diasporenproduktion von *Lithospermum arvense* wurde direkt über das Auszählen der Klausen ermittelt. Bei den anderen Arten wurden die Anzahl der Kapseln bestimmt. Die Samen von jeweils 20 Kapseln wurden ausgezählt und auf die Diasporenzahl pro Individuum bzw. Parzelle hochgerechnet. Im folgenden Jahr wurde die Position jedes aufgelaufenen Keimlings dieser 6 Arten zweimal, im Mai und im Juli, festgehalten. Die registrierten Keimlinge wurden entfernt. An Stichproben von 5x50 Diasporen wurde die Keimfähigkeit in Lichtthermostaten bestimmt (*Lithospermum arvense*, *Papaver rhoeas*, *Silene noctiflora*: 15/5°C mit Tag/Nacht-Periode von 12/12h).

Versuch 2: Unter Bewirtschaftungseinfluss

Der Ansatz folgt Versuch 1, jedoch waren die Ausbreitungsplots der Bewirtschaftung ausgesetzt. 15 kurz vor der Samenreife stehende Mutterpflanzen von *Papaver rhoeas* und *Lithospermum arvense* wurden Anfang Juli 1998 auf jeweils 4 Testflächen der Lauchstädter Ackerfläche ausgebracht. Je 2 Testflächen lagen im Mais- und im Wintergerstes Schlag. Die Ausbringung von *Silene noctiflora* (6. Juli, je 28 Pflanzen) erfolgte nur im Maisschlag, da zum einen eine Abreife wegen der späteren Ernte nur im Mais möglich war und die Art zum anderen im Wintergerstes Schlag bereits zuvor mit relativ hoher Stetigkeit nachgewiesen werden konnte. Die Position aufgelaufener Keimlinge wurde im Spätherbst 1998, im Frühjahr (2x), Sommer und Spätherbst 1999 und im Frühjahr 2000 (auf einer Breite von 10 m und einer Länge von 25 m in Bearbeitungsrichtung) um die Mutterpflanzen herum erfasst. Registrierte Keimlinge wurden entweder zur weiteren Beobachtung markiert oder entfernt.

5.2.4 Untersuchungen zu Keimlingsetablierung, Wachstum und Reproduktion

Auf der langjährig extensiv genutzten Etdorfer Fläche wurden nach der Frühjahrsbestellung 1999 (Sommergerste) und erneut nach der Herbstbestellung 1999 (Winterweizen) Keimlinge von

Euphorbia exigua, *Lithospermum arvense*, *Papaver rhoeas* und *Silene noctiflora* markiert. Entwicklung und Mortalität wurden bis zur Ernte (26.07.1999 und 08.08.2000) bzw. bis zum Zeitpunkt der Stoppelbearbeitung (*Euphorbia exigua*, Anfang August) ebenfalls alle 3-4 Wochen bestimmt. Die Diasporenproduktion wurde wie in Kap. 5.2.3. beschrieben kurz vor der Ernte ermittelt. *Euphorbia exigua* erreichte bis zur Ernte nicht die Samenreife, überlebte aber im Gegensatz zu den übrigen Arten größtenteils den Mähdrusch und konnte sich entsprechend noch bis zur Stoppelbearbeitung weiterentwickeln. Die Bestimmung der Diasporenproduktion erfolgte bei dieser Art nach der Ernte.

Wegen des nach 1998 erneut durchgeführten Herbizideinsatzes in Bad Lauchstädt sind kaum Vergleiche zu den langjährig extensiv genutzten Flächen in Etzdorf möglich sind. In der Vegetationsperiode 1998/1999 gelangten die hier markierten Keimlinge nicht zur Reproduktion. 1999/2000 zeigten die eingesetzten Herbizide nur eine schwache Wirkung gegen *Papaver rhoeas* und *Silene noctiflora*, so dass für diesen Zeitraum Daten zu Mortalität und Reproduktion vorgestellt werden können.

5.2.5 Statistik

Der Effekt der Entfernung zu artenreichen, langjährig extensiv genutzten Beständen auf die Artenvielfalt und den Deckungsgrad charakteristischer Arten wurde über Kovarianzanalysen getestet (Faktor: Transekt; Kovariable: Entfernung). Die räumliche Verteilung von Keimlingen um die Mutterpflanzen wurde über eine Varianzanalyse mit den unterschiedlichen Ausbreitungsplots als Block und der Richtung als Faktor getestet.

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Standortbedingungen

In langjährig ungedüngten Parzellen der Etzdorfer Versuchfläche wurden im März 1993 Werte von 64,8 kg N/ha (0-30 cm) ermittelt (KÖRSCHENS & MAHN 1995). In Bad Lauchstädt schwankten die $N_{\min}$ -Werte bei den Probennahmen im März 1996, 1997 und 1998 zwischen 27 und 45 kg N/ha in 0-30 cm Tiefe und zwischen 21 und 37 kg N/ha in 30-60 cm Tiefe (PFEFFERKORN 2000).

5.3.2 Artenzusammensetzung

Ein Teil der charakteristischen Arten des Euphorbio-Melandrietum kam bereits 1999, im ersten Jahr nach der Umstellung, mit relativ hoher Deckung auf den Extensivierungsflächen vor, die an langjährig extensiv genutzte Bestände grenzen (Abb. 5.2). Insgesamt ist jedoch eine statistisch hoch

signifikante Abnahme dieser Artengruppe mit zunehmender Entfernung nachweisbar. Auf den langjährig extensiv genutzten Parzellen lag ihr Deckungsgrad bei 26 %, in einer Entfernung von 10 m nur noch bei 10 %, ein Wert, der dann bis zur Schlaggrenze der Extensivierungsfläche (36 m entfernt) in etwa konstant blieb. Auf der Bad Lauchstädter Extensivierungsfläche, die von solchen langjährig extensiv bewirtschafteten Flächen mehr als 500 m entfernt liegt, wurden lediglich Deckungsgrade von 0,4 % erreicht, obwohl die Umstellung bereits 4 Jahre vor der Aufnahme erfolgte. Hier kamen lediglich *Silene noctiflora* und *Descurainia sophia* vereinzelt vor. Ein Teil der Arten war bereits vor der Umstellung auf der Etzdorfer Extensivierungsfläche vertreten. In Untersuchungen aus dem Jahr 1998 ging ihre Diasporendichte im Boden zwar bereits in 2 m Entfernung auf 10 % des Ausgangswertes im langjährig extensiv genutzten Bereich zurück, aber *Papaver rhoeas* war relativ regelmäßig auch in Bodenproben aus weiter entfernten Segmenten enthalten (Abb. 5.3). Vereinzelt kam hier auch noch *Descurainia sophia* vor. Die Diasporendichte von *Silene noctiflora* sank in 6 m

Entfernung unter die Nachweisgrenze. Alle übrigen Euphorbio-Melandrietum-Arten konnten auch im langjährig extensiv genutzten Bereich nicht in der Diasporenbank nachgewiesen werden. Auch in Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 1998 wurde *Silene noctiflora* im zu diesem Zeitpunkt noch intensiv genutzten Südteil der Etzdorfer Fläche gefunden.

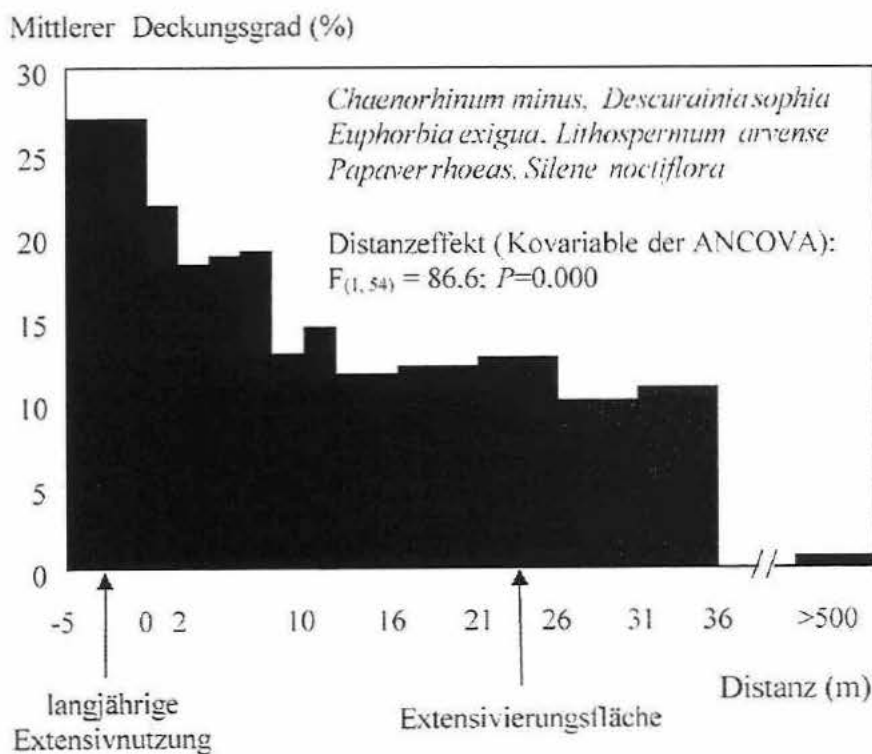


Abb. 5.2)
Mittlere Deckungsgradsumme von charakteristischen Arten des Euphorbio-Melandrietum nach der Umstellung; Transekte (n=5) von langjährig extensiv genutzten Parzellen zu Extensivierungsflächen (Etzdorf); für >500 m: Mittelwert aus Ackerbohnen- und Winterweizenschlag (Bad Lauchstadt)

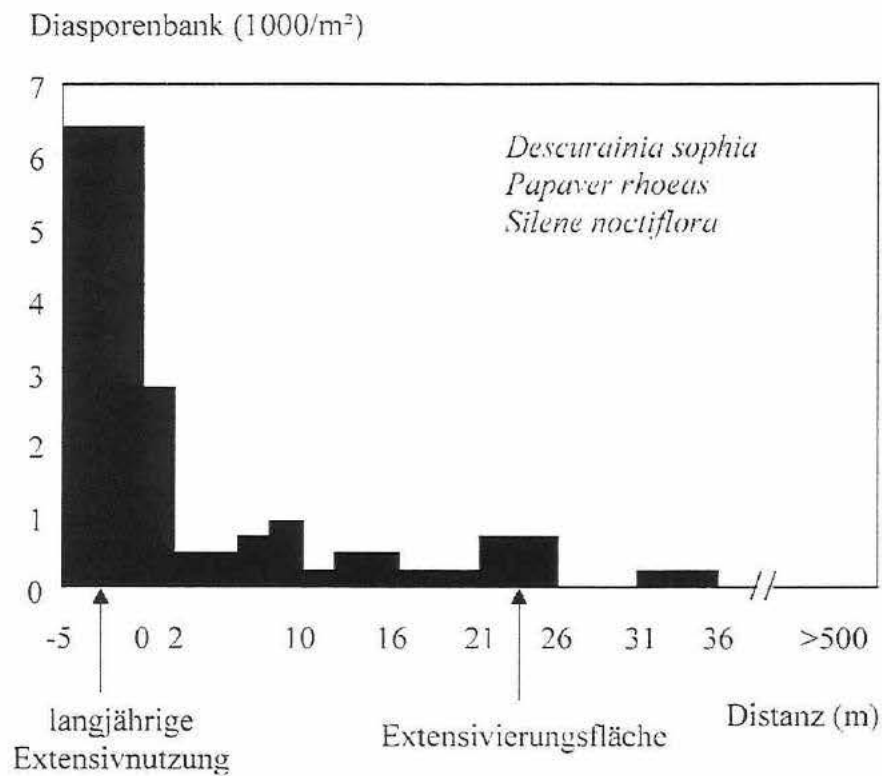


Abb. 5.3)
Mittlere Diasporenbank von charakteristischen Arten des Euphorbio-Melandrietum; Transekte (n=2) von langjährig extensiv genutzten Parzellen zu Extensivierungsflächen; Probenahme vor der Umstellung

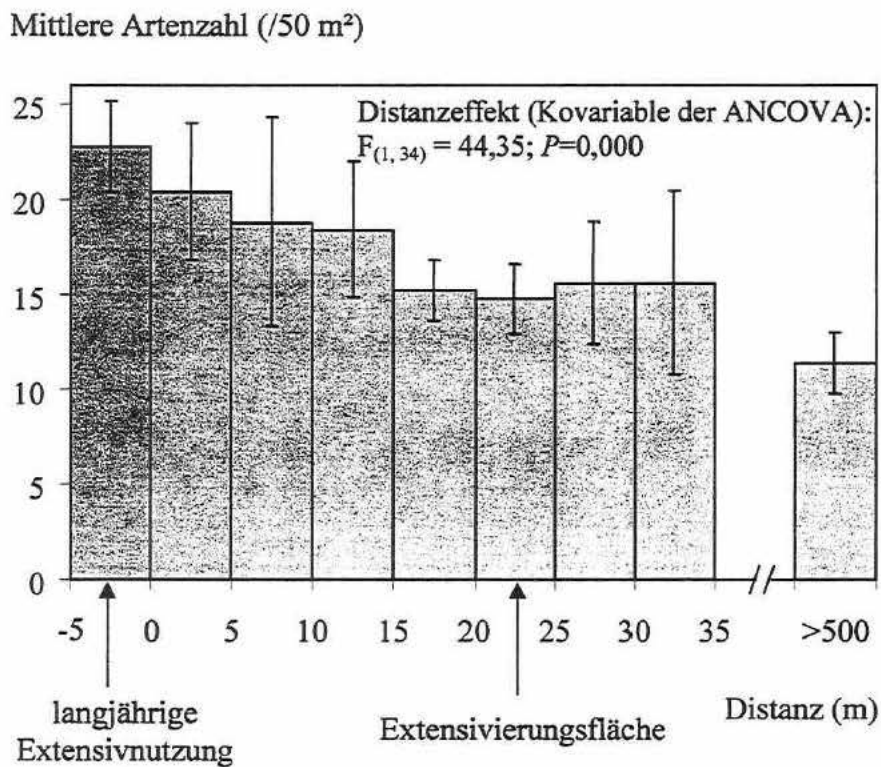


Abb. 5.4)
Mittlere Artenzahl nach der Umstellung; Transekte (n=5) von langjährig extensiv genutzten Parzellen zu Extensivierungsflächen (Etzdorf); für >500m: Mittelwert aus Ackerbohnen- und Winterweizenschlag (Bad Lauchstädt); mit 95%-Konfidenzintervallen

Die Artenzahl ist mit durchschnittlich 23 pro 50 m² in den langjährig extensiv genutzten Beständen am höchsten und nimmt mit zunehmender Entfernung in den umgestellten Bereich hinein signifikant ab (Abb. 4). Ab einer Distanz von 15 m pegelt sie sich bei etwa 15 ein. Auf der von solchen artenreichen Ackerwildkrautbeständen mehr als 500 m entfernten Bad Lauchstädter Ackerfläche wurden lediglich 11,4 Arten registriert. Es handelt sich dabei um den Mittelwert der Aufnahmen im Winterweizen und im Ackerbohnschlag. Der Kartoffelschlag wurde nicht berücksichtigt, da hier aufgrund der intensiveren und späteren Bodenbearbeitung kein Vergleich mit den Etzdorfer Aufnahmen (Sommergerste) möglich ist.

5.3.3 Ausbreitungsversuche

In Versuch 1 nahm die Keimlingsdichte bei den untersuchten Ackerarten mit zunehmender Entfernung von den Mutterpflanzen rasch ab. Die schweren Diasporen von *Lithospermum arvense* wurden nur mit sehr geringer Wahrscheinlichkeit um mehr als 1 m ausgebreitet (Abb. 5.5). Die Keimlingsdichte sank innerhalb dieser Distanz von 60 auf weniger als 1 Individuum pro m². Etwa 85 % aller Keimlinge wurden innerhalb eines Radius von 1 m gefunden. Allerdings wurden auch am äußeren Rand der plots vereinzelt Keimlinge registriert. Die Keimlingsdichte von *Silene noctiflora* lag direkt unterhalb der Mutterpflanzen bei 72 pro m², in 1 m Entfernung nur noch bei 1 pro m². 70 % der Diasporen wurden nicht weiter als 1 m ausgebreitet. Die Samen der eingesetzten *Papaver rhoeas*-Mutterpflanzen zeichneten sich durch eine sehr geringe Keimrate aus. Im Labor lag sie unter 1 %. Entsprechend liefen trotz einer hohen mittleren Diasporenproduktion im Mittel nur etwa 13 Keimlinge pro plot auf. Da die Art vereinzelt auch autochthon auf den untersuchten Flächen vorkam, sind die Ergebnisse mit einiger Vorsicht zu interpretieren. Die Keimlingsdichte von *Papaver rhoeas* ging zwar ebenfalls mit zunehmender Entfernung zu den Mutterpflanzen rasch zurück, aber lediglich 40% aller Keimlinge liefen in bis zu 1 m Entfernung auf. Mit Werten von jeweils 14-15 % wurden auffallend viele Keimlinge in den Entfernungsstufen 2,1-2,5 m, 2,6-3 m und 3,1-3,5 m gefunden.

Aus Versuch 2 liegen bislang nur für *Silene noctiflora* auswertbare Daten vor. Hier war die Abnahme der Keimlingsdichte mit zunehmender Entfernung nur leicht flacher als in Versuch 1 (Abb. 5.6). Bei einer Ausgangsdichte von 11 Individuen pro m² sanken die Werte in 2 m Entfernung auf 0,5. 50 % der Diasporen wurden nicht weiter als 1 m ausgebreitet, innerhalb eines Radius von 2m wurden 85 % aller Keimlinge nachgewiesen. Die räumliche Verteilung der *Silene noctiflora*-Keimlinge um die Mutterpflanzen (Abb. 5.6, rechts) macht deutlich, dass die Diasporen in Versuch 2 vor allem durch die Bewirtschaftung ausgebreitet wurden. Es trat eine deutliche Häufung im westlichen Bereich auf. Die Ausbreitung ist also genau gegen die Hauptwindrichtung erfolgt.

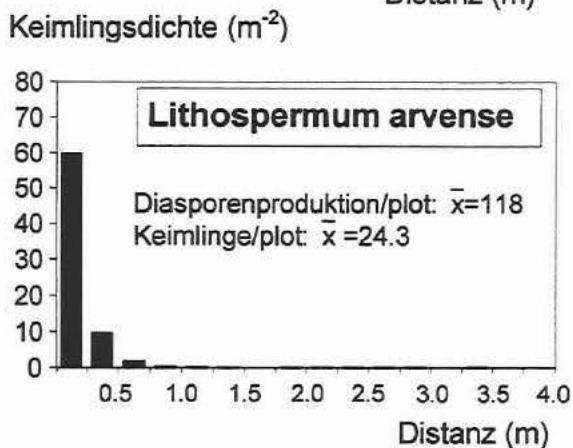
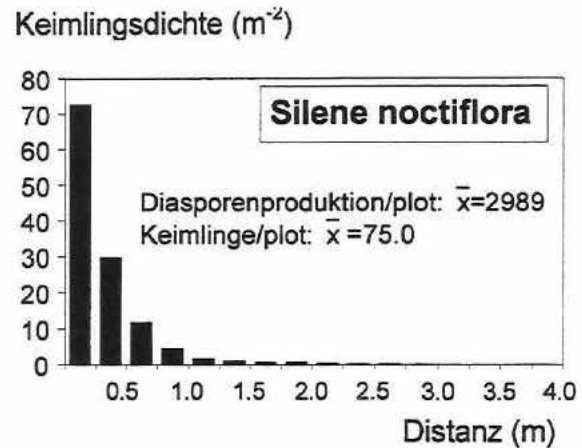
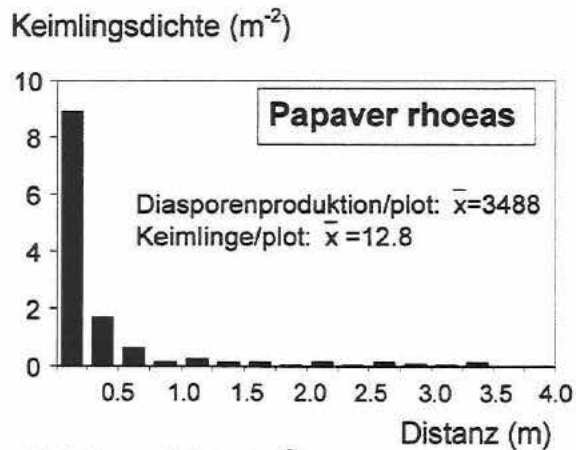


Abb. 5.5)
Aufkommen von Keimlingen im Bereich der künstlich eingebrachten Mutterpflanzen von *Silene noctiflora*, *Lithospermum arvense*, *Papaver rhoeas*

Sowohl Mähdrusch als auch Bodenbearbeitung wurden hingegen in Ost-West-Richtung durchgeführt.

Da aufgrund der wendenden Bodenbearbeitung auf Äckern die meisten Diasporen zunächst in größere Bodentiefen transportiert werden, aus denen kein Auflaufen möglich ist, treten Keimlinge in aller Regel erst ab dem 2. Jahr nach der Diasporenfreisetzung auf. So wurden sämtliche *Silene noctiflora*-Keimlinge erst im Herbst 1999 gefunden, also nach der 2. Bodenbearbeitung durch den Pflug. Es ist daher denkbar, dass noch viele vitale Diasporen im Boden sind. Auf der

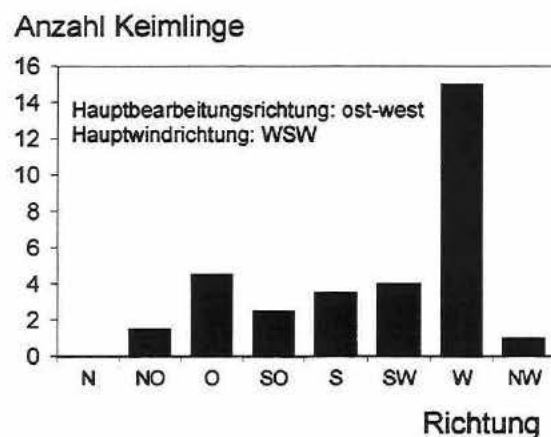
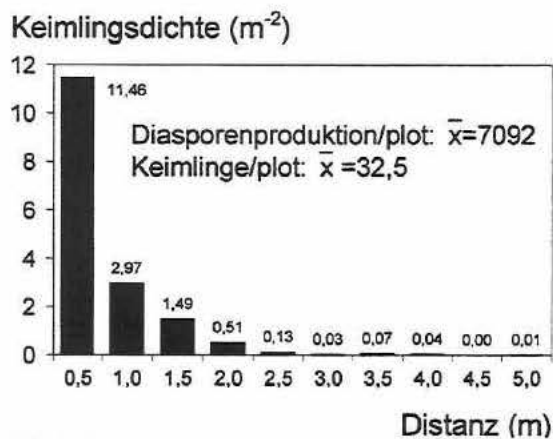


Abb. 5.6)
Keimlingsdichte und räumliche Verteilung von *Silene noctiflora*-Keimlingen um künstlich eingebrachte Mutterpflanzen; Versuch 2: unter Bewirtschaftungseinfluss; $n=2$.

anderen Seite erschwert der erneute Übergang zur konventionellen Bewirtschaftung die Auswertung von Versuch 2. Zwar konnten trotz Herbizideinsatzes alle Keimlinge identifiziert werden, es ist jedoch nicht auszuschließen, dass Verluste vor Erreichen der Erdoberfläche aufgetreten sind.

5.3.4 Keimlingsetablierung, Wachstum und Reproduktion

Auf den langjährig extensiv genutzten Flächen lagen die Überlebensraten zwischen 36 % und 100 % (Tab. 5.1). Die sommerannuellen Arten *Euphorbia exigua* und *Silene noctiflora* zeigten naturgemäß eine bessere Entwicklung in der Sommergerste (1999), da der Entwicklungsvorsprung der Kulturart und damit die Lichtkonkurrenz geringer war als in der Winterung. Aufgrund der späten Keimung hatten beide Arten zudem Schwierigkeiten, ihren Lebenszyklus bis zur Ernte abzuschließen, so dass nicht alle überlebenden Individuen auch zur Samenreife gelangten. Im Winterweizen erreichte nicht ein einziges Individuum von *Silene noctiflora* die reproduktive Phase. *Euphorbia exigua* konnte zwar bis zur Ernte noch keine Samen bilden, überlebte aber aufgrund der geringen Wuchshöhe größtenteils den Mähdrusch, so dass nachfolgend noch eine Abreife möglich war.

Tab. 5.1)

Überlebensraten und Reproduktion von charakteristischen Arten auf langjährig extensiv genutzten Ackerflächen in Sommergerste (SG, 1999) und Winterweizen (WW, 2000); in Klammern: Standardfehler

	Überlebensrate (%)		% fruchtend		Diasporen/Pflanze	
	SG	WW	SG	WW	SG	WW
<i>Euphorbia exigua</i>	81 (6,2)	36 (11,2)	75 (11,1)	50 (12,9)	33 (5)	15 (6)
<i>Lithospermum arvense</i>	98 (2,5)	53 (8,5)	98 (2,5)	100 (0,0)	1181 (399)	42 (11)
<i>Papaver rhoeas</i>	57 (3,3)	60 (9,7)	94 (4,4)	100 (0,0)	3323 (1606)	962 (179)
<i>Silene noctiflora</i>	100 (0,0)	85 (4,2)	76 (7,5)	0	69 (19)	0

Die überlebenden Individuen von *Lithospermum arvense* und *Papaver rhoeas* erreichten bis zur Ernte fast vollständig die reproduktive Phase. Beide Arten brauchen jedoch normalerweise einen frühen Start für eine optimale Entwicklung. Dass dennoch die Diasporenproduktion (und bei *Lithospermum arvense* auch die Überlebensrate) in Sommergerste höher war als in Winterweizen, ist auf eine unwirksame Saatbettbereitung im Frühjahr zurückzuführen, die viele bereits im vorangegangenen Herbst und Winter aufgelaufenen Individuen überlebten. Zudem waren im Winterweizen viele Zweige, z.T. auch ganze Pflanzen von *Lithospermum arvense* durch Mäuse abgeknickt worden. Auch die extreme Trockenheit im Mai und Juni 2000 hat wahrscheinlich zu einer allgemein geringen Diasporenproduktion der untersuchten Wildkrautarten im Winterweizen beigetragen.

Trotz Herbizidbehandlung war die Diasporenproduktion von *Silene noctiflora* auf der Extensivierungsfläche in Bad Lauchstädt mit 648 Samen pro Pflanze im Winterraps 2000 deutlich höher als in Etzdorf. Die Überlebensrate betrug 75 % und alle überlebenden Individuen gelangten zur Reproduktion. Allerdings handelt es sich hier um eine Kohorte, die bereits im Frühherbst des vorangegangenen Jahres aufgelaufen war. *Papaver rhoeas* erreichte in Bad Lauchstädt mit 58 % etwa die gleiche Überlebensrate wie in Etzdorf und 86 % der überlebenden bildeten auch reife Kapseln. Beide Arten waren im Gegensatz zu *Euphorbia exigua* und *Silene noctiflora* zum Zeitpunkt der Herbizidbehandlung offensichtlich so weit entwickelt, dass sich diese nur geringfügig auswirkte.

5.4 Diskussion

Auf Extensivierungsflächen, die direkt an langjährig extensiv genutzte Bestände grenzen, wurde bereits im ersten Jahr nach der Umstellung ein relativ hoher Deckungsgrad einiger typischer Euphorbio-Melandrietum-Arten festgestellt. Dies traf beispielsweise auf *Silene noctiflora*, *Papaver rhoeas* und *Descurainia sophia* zu. Diese Arten wurden auch vor Umstellungsbeginn (1998) in der Diasporenbank nachgewiesen. Da die Flächen zur gleichen Bewirtschaftungseinheit gehören, sind wahrscheinlich fortwährend Diasporen aus dem langjährig extensiv bewirtschafteten Nordteil in den zuvor intensiv bewirtschafteten Südteil eingetragen worden. Möglicherweise haben auch einige Diasporen die Phase der intensiven Bewirtschaftung im Boden überdauert. Eine Unkrautbekämpfung durch Herbizide fand hier mindestens 9 Jahre lang statt, in der Regel aber über 18 Jahre (BISCHOFF 1996). Nach THOMPSON et al. (1997) besitzen einige der typischen Euphorbio-Melandrietum-Arten eine langfristige Diasporenbank („long-term persistent“: >5 Jahre). Vor allem für *Papaver rhoeas* führen die Autoren eine Reihe von Quellen an, die eine noch erheblich längere Persistenz im Boden belegen. Dagegen konnten Euphorbio-Melandrietum-Arten auch 4 Jahre nach der Umstellung kaum auf die von langjährig extensiv genutzten Beständen weit entfernte Bad Lauchstädter Fläche vordringen. Lediglich *Silene noctiflora* und *Descurainia sophia* kamen vereinzelt vor.

Eine nur sehr zögernde Einwanderung von ehemals typischen Ackerwildkrautarten auf Extensivierungsflächen in großflächig ausgeräumten Agrarlandschaften stellten auch OESAU (1991) und BISCHOFF & MAHN (2000) fest. Die letztgenannten Autoren wiesen gleichzeitig nach, dass eine hohe Stickstoffversorgung sich negativ auf die Reetablierung auswirkt. In Untersuchungen von OTTE (1990) wurde in Varianten, bei denen der Herbizideinsatz, nicht aber die Düngung beendet wurde, vor allem die Entwicklung kleinwüchsiger Arten gegenüber Varianten ohne Düngung behindert. In der vorliegenden Arbeit wurden jedoch auf den extensivierten Flächen (Bad

Lauchstädt) bereits kurze Zeit nach der Umstellung vergleichbare $N_{\min}$ -Werte gemessen wie in langjährig extensiv genutzten Beständen (Etzdorf). Ein direkter Vergleich der Keimlingsetablierung von Ackerwildkrautarten auf beiden Flächen ist aufgrund der ab 1999 in Bad Lauchstädt praktizierten Herbizidanwendung nur eingeschränkt möglich. Der trotz Herbizidbehandlung hohe Prozentsatz an *Silene noctiflora*- und *Papaver rhoeas*-Pflanzen, die 2000 (Winterraps) zur Reproduktion gelangten, spricht jedoch für günstige Entwicklungsbedingungen in Bad Lauchstädt.

Die Ausbreitungsdistancen von Ackerwildkräutern waren ohne den Einfluß von Mähdrusch und Bodenbearbeitung sehr gering. 83 % bzw. 90 % aller Diasporen von *Silene noctiflora* bzw. *Lithospermum arvense* wurden innerhalb einer Entfernung von 1,5 m gefunden, nur *Papaver rhoeas* scheint ein höheres Ausbreitungspotential zu besitzen (50 % innerhalb von 1,5 m). Durch den Einfluss der Bewirtschaftung erhöhte sich die Ausbreitung von *Silene noctiflora* nicht wesentlich (70 % bis 1,5 m, 95 % bis 3 m). Die Richtungsverteilung um die Mutterpflanzen macht deutlich, dass dennoch die Bewirtschaftung der Hauptausbreitungsvektor war. Der Wind hatte im geschlossenen Maisbestand einen geringeren Effekt als bei den freistehenden Mutterpflanzen im 1. Ausbreitungsversuch. Nach BALLARE et al. (1987), HOWARD et al. (1991), REW et al. (1996) und GHERSA et al. (1993) können Diasporen durch Mähdrusch über Entfernungen von 20 bis 100 m transportiert werden. Da die Mutterpflanzen in der Maiskultur jedoch einen Großteil ihrer Diasporen bereits vor der Ernte ausgestreut hatten, bzw. durch den Mähdrescher nicht erfasst wurden, kam der Mähdrusch als Ausbreitungsvektor nicht so zum Tragen wie in Getreidekulturen. Die nachfolgende Bodenbearbeitung hat in der Regel einen deutlich geringeren Ausbreitungseffekt (REW & CUSSANS 1997; MAYER et al. 1998; MARSHALL & BRAIN 1999). Durch den Herbizideinsatz und das verzögerte Auflaufen von Ackerwildkräutern (wendende Bodenbearbeitung) können aus den vorliegenden Untersuchungen leider bislang keine Aussagen zum Einfluss der Bewirtschaftung auf die Ausbreitung von *Euphorbia exigua*, *Lithospermum arvense* und *Papaver rhoeas* gemacht werden. Das Vorhandensein von *Descurainia sophia*-, *Papaver rhoeas*- und *Silene noctiflora*-Diasporen im gesamten extensivierten Bereich der Etzdorfer Flächen läßt jedoch den Schluss zu, dass diese Arten relativ rasch Entfernungen von bis zu 35 m überwinden können, wenn die umgestellten Bereiche in einer Bewirtschaftungseinheit mit Diasporenquellen liegen. Das weitgehende Fehlen dieser Arten auf der Bad Lauchstädter Extensivierungsfläche zeigt, dass Entfernungen von mehreren 100 m zu Diasporenquellen eine Ausbreitungslimitierung von Wiederbesiedlungsprozessen bedeuten.

Die Etablierungswahrscheinlichkeit der untersuchten Ackerwildkrautarten schwankte sehr stark und hängt offensichtlich entscheidend von der Kulturart ab. So gelangten in der Sommergerste (1999) 76 % aller *Silene noctiflora* Individuen zur Reproduktion, im Winterweizen (2000) jedoch kein

einziges. Bei normaler Fruchtfolge mit Wechsel zwischen Winterung und Sommerung ist zwar gewährleistet, dass alle untersuchten Arten in einem der Folgejahre günstige Entwicklungsbedingungen vorfinden. Allerdings erhöht sich bei längerer Verweildauer der Diasporen im Boden die Wahrscheinlichkeit von Verlusten (Fraß, erfolglose Keimung). Die Verluste von Samen im Boden konnten in der vorliegenden Arbeit aufgrund des Herbizideinsatzes in Bad Lauchstädt nicht quantifiziert werden. Dass sie einen entscheidenden Einfluss auf die Etablierung haben können, zeigen Untersuchungen von BISCHOFF (1999) an *Lithospermum arvense*. Bei einem Eintrag von 7500 keimfähigen Diasporen liefen in den folgenden Jahren lediglich 26 Keimlinge auf.

5.5 Schlussfolgerungen und Ausblick

In den beschriebenen Untersuchungen konnte gezeigt werden, wie begrenzt das Ausbreitungspotenzial vieler Ackerwildkrautarten ist, die in der Vergangenheit durch eine intensive Bewirtschaftung zurückgedrängt worden sind. Allein die Umstellung auf extensivere Produktionsverfahren führt demnach nicht notwendigerweise zu einer raschen Wiederherstellung der ursprünglichen Diversität auf Ackerflächen der Querfurter Platte, sie kann sie nicht garantieren. Um die Frage zu beantworten, wie lange solche Wiederbesiedlungsprozesse dauern, sind längerfristige Untersuchungen notwendig. Entsprechend müssen die in der vorliegenden Arbeit dargestellten Erhebungen fortgeführt werden.

Zwangsläufig stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage, ob eine künstliche Beschleunigung von Wiederbesiedlungsprozessen möglich und sinnvoll ist. In der Schweiz wurden beispielsweise Konzepte zur Ansaat von Ackerwildkräutern mit dem Ziel einer Nützlingsförderung entwickelt (NENTWIG 1992). Wenn jedoch, wie von Ökologen gefordert (SCHWAAR 1981, v.ELSEN 1994), autochthones Samenmaterial verwendet wird, ist eine künstliche Ausbringung extrem aufwendig und damit teuer. Eine kostengünstigere Alternative ist die Unterstützung bereits vorhandener Ausbreitungswege. So könnten extensivierte Zielflächen regelmäßig direkt nach in der Umgebung noch vorhandenen, artenreichen Schlägen bewirtschaftet werden. Es besteht hier allerdings noch ein erheblicher Forschungsbedarf, da über die Ausbreitungseffizienz einzelner Bewirtschaftungsmaßnahmen nur wenig bekannt ist.

Eine weitere Möglichkeit zur Steigerung der Effizienz von Extensivierungsmaßnahmen im Hinblick auf eine Erhöhung der Artenvielfalt auf Äckern ist die Konzentration von Fördermitteln auf besonders erfolgversprechende Schläge. Die dazu notwendige Analyse von Faktoren, die den „ökologischen Erfolg“ von Extensivierungsmaßnahmen maßgeblich beeinflussen, ist Gegenstand eines neuen, vom Land Sachsen-Anhalt geförderten Forschungsprojektes.

6 Avifaunistische Untersuchungen auf der Querfurter Platte

Fachgruppe Ornithologie und Vogelschutz Merseburg e. V.

Fachgruppe Ornithologie und Vogelschutz Merseburg e. V., Merseburg

Abstract

Avifaunistic studies on the Querfurter Platte area

*The actual stock of breeding birds was recorded in 1998 (period II) on an area of some 80 km² in the Querfurter Platte area and compared with results obtained in 1990–95 (period I). In period II only 66 species (73 %) of the species detected in period I were found. The number of bird species of crop fields and adjacent areas was rated as low (only 29 species). Measures are recommended which support conservation and an increase in the bird stock. On the one hand, large open field areas – to preserve bird species such as larks or quails – should be maintained. Elsewhere, a rich structure should be favoured. For this purpose, hedgerows could be planted on former lanes, which offer hatcheries and protection of many birds. As short crop rotations impair birds, a high diversity of cultivated plants is preferable. Although villages are marked by a high diversity of habitats with a large number of bird species, the abundance of species typical of villages such as some species of swallows (*Delichon urbica*, *Hirundo rustica*) is declining. The protection of nesting places is one way of preserving the stock of such birds.*

Zusammenfassung

In einem Testgebiet von ca. 80 km² auf der Querfurter Platte wurde im Jahre 1998 (Zeitraum II) der Brutvogelbestand erfasst und den in den Jahren von 1990–1995 ermittelten Ergebnissen (Zeitraum I) gegenübergestellt. Es zeigte sich, daß im Zeitraum II nur 66 Arten (73 % der Arten zu Zeitraum I) nachzuweisen waren. Das Arteninventar der Feldflur ist mit 29 als eher gering einzustufen. Hier sind geeignete Maßnahmen zu treffen, um den Bestand an Brutvögeln zu wahren und zu erhöhen. Einerseits sind weiträumige, mit kurzer Vegetation bestandene offene Flurstücke zu erhalten, die z.B. von den Feldbrütern bevorzugt werden, auf anderen Flächen sollte auf eine reiche Gliederung der Landschaft geachtet werden. Dafür können gestufte Hecken an ehemaligen Feldwegen angelegt werden, die vielen Vogelarten Nistmöglichkeiten bieten und als Refugium dienen. Enge Fruchtfolgen beeinträchtigen die Avifauna, daher sollte auf eine möglichst große Artenvielfalt bei angebauten Kulturpflanzen geachtet werden. Ortschaften zeichnen sich durch eine große Habitatvielfalt aus und weisen daher eine relativ große Artenanzahl auf. Die Bestände einiger Vogelarten sind allerdings rückläufig. Hier kann durch geeignete Nisthilfen dafür gesorgt werden, daß der Bestand an typischen Vogelarten wie Mehl- und Rauchschwalbe (*Delichon urbica*, *Hirundo rustica*) erhalten bleibt.

6.1 Einleitung und Methoden

Die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der biologischen Vielfalt, die als typisch für den jeweiligen Untersuchungsraum gilt, ist ein wesentliches Ziel des Umwelt- und Naturschutzes, das auch in die Gestaltung nachhaltig und multifunktional genutzter Flächen integriert werden muss.

Zur Vielfalt zählt auch die Avifauna, wobei hier die Untersuchungen der einheimischen Brutvögel dargestellt werden. Dabei wurde ein Gebiet ausgewählt, das ca. 80 km² groß ist, und in vier Messtischquadranten (Raster Q13: Barnstädt, Nemsdorf-Göhrendorf; Q14: Langeneichstädt; R13: Steigra; R14: Schnellroda) im Maßstab 1:10.000 eingeteilt wurde. Damit ist auch das Kerngebiet um Nemsdorf-Göhrendorf und Barnstädt erfasst. Die Feldflur besteht in der Regel aus Schlägen zwischen 50 und 100 ha und ist wenig gegliedert. Auf einigen Wegen stehen alte Süßkirschenbäume und schmale, noch junge Windschutzstreifen aus Hybridpappeln, Weiden und wenigen anderen Baumarten. Die Felldraine an den Ackerschlägen sind kaum 1 m breit und meist geschlegelt, so dass nur wenige samen tragende Wildkräuter vorhanden sind. Feldgehölze fehlen in der Regel. Unmittelbar am östlichen Rand der Gemeinde Nemsdorf befindet sich eine Mülldeponie von ca. 20 ha. Im Erfassungsgebiet können die Biotoptypen Feldflur, Dorf, Brache und Feldgehölz unterschieden werden. Für die Erfassung des Brutvogelbestandes wurde die von GNIELKA (1990) vorgelegte Anleitung verwendet. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag dabei auf einer Häufigkeitsabschätzung des Bestandes sowie einer Bewertung der ökologischen Beziehungen in der Agrarlandschaft der Querfurter Platte. Neben der Erfassung des Arteninventars wurden auf Probeflächen auch Linientaxierungen durchgeführt. Die Streckenabschnitte sollten in strukturarmer Landschaft (Feldflur) größer als 1 km sein, in abwechslungsreichen Habitaten (Ortschaft, Brache) reichen einige 100 m aus. Die Kontrollen erfolgten meist vormittags an insgesamt 14 Tagen im Zeitraum vom 6. April bis zum 2. Juli 1998. Zum Nachweis dämmerungsaktiver Arten (Wachtel, Eulen) wurden Kurzexkursionen am Abend durchgeführt.

6.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Erfassung aus dem Jahre 1998 (II) wurde den Angaben aus dem Atlas der Brutvögel Sachsen-Anhalts (GNIELKA & ZAUMSEIL 1997), die von 1990 bis 1995 (I) ermittelt wurden, gegenübergestellt. Daraus lässt sich ableiten, ob und wenn ja, welche Arten zu- oder abgenommen haben (Tab. 6.1). In Tabelle 6.1 werden die Häufigkeitsstufen der Brutpaare in den einzelnen Rastern, die Verteilung auf die Biotoptypen sowie die Einordnung der Vogelarten in die Rote Liste Sachsen-Anhalts (DORNBUSCH 1992) sowie Deutschlands (WITT 1996) dargestellt.

Im Zeitraum I wurden 90 Arten erfasst, im Zeitraum II 66 Arten. Das sind nur 73 % des Ausgangswertes. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass allein 7 Arten (lfd. Nr. in Tab. 6.1: 1, 12, 13, 14, 30, 43, 74) keine typischen Vögel der Agrarlandschaft sind. Die Brutnachweise erfolgten im Bereich einer Kiesgrube, die sich mit einem unbedeutenden Flächenanteil an der nördlichen Grenze des Rasters Q13 befindet. Weitere 17 Arten (lfd. Nr. in Tab. 6.1: 11, 15, 18, 22, 35, 38, 39, 49, 52, 53, 59, 61, 65, 70, 71, 88, 90) brüten nicht in jedem Jahr auf der Probefläche bzw. sind wegen ihrer heimlichen Lebensweise nur schwer nachzuweisen.

Wenn man bedenkt, dass der Untersuchungsraum landwirtschaftlich intensiv genutzt wird und arm an landschaftlichen Strukturen ist, dann stellen die 90 sicher nachgewiesenen bzw. potentiell vorhandenen Vogelarten eine hohe Zahl dar. Mit 17 Arten der Roten Listen Sachsen-Anhalts und Deutschlands, nachgewiesen zum Zeitpunkt II, kann das Untersuchungsgebiet als regional bedeutsames Brutgebiet für Vögel der Feldflur eingestuft werden. Bezieht man sich bei der Auswertung II jedoch auf das Arteninventar der reinen Feldflur, dann ist die Zahl mit nur 29 Arten eher gering. Wie wichtig dabei entsprechend gestaltete Feldraine sind, zeigen einige Ergebnisse aus Linientaxierungen auf der Querfurter Platte. So konnten in einer ca. 400 m langen Wallhecke in der Nähe von Nemsdorf, bestehend aus verwilderten Pflaumenbäumen, Weißdornbüschen und Hochstauden, acht Brutvogelarten kartiert werden. Schon immer haben hohe exponierte Bauten wie Kirchen, Türme, Scheunen etc. in der Landschaft eine große Bedeutung als Brutplatz. Das trifft auch für das Untersuchungsgebiet zu. So wurden in einer alten Turmruine, der Langeneichstädter Warte und in deren Umgebung fünf Brutvogelarten festgestellt. Die Ruine steht weithin sichtbar auf einer Anhöhe ca. 200 m über NN und befindet sich ca. 1500 m nördlich von Langeneichstädt. Insgesamt fünf Greifvogelarten wurden im Kontrollgebiet ermittelt. Das beweist, dass ein entsprechendes Nahrungsangebot (noch) vorhanden ist. Brutmöglichkeiten finden die Greifvögel vor allem in lichten Altholzbeständen, wie sie die beiden „Merschelhölzer“ nördlich von Jüdendorf und die Gehölze bei Steigra darstellen. Baumreihen in der Feldflur sind für diese Vogelarten nur dann von Bedeutung, wenn ausreichend viele Altbäume vorhanden sind. Aufgrund der Habitatvielfalt in den Ortschaften konzentrierten sich hier zum Erfassungszeitpunkt II insgesamt 40 Vogelarten. Jedoch sind die Bestände einiger Vogelarten wie z.B. der Türkentaube oder der Rauch- und der Mehlschwalbe rückläufig. Das hängt einerseits mit dem Verschwinden geeigneter Nahrung (Rückgang in der Viehhaltung), andererseits mit der zunehmenden Ablehnung durch die Bevölkerung (Nestbau an sanierten Hauswänden wird nicht geduldet) zusammen. Der Haussperling findet in alten Lehmmauern in den Dörfern noch geeignete Brutplätze, daher ist die Zahl hoch. Nicht erklärlich ist der Bestandsrückgang der Amseln um 50 % zwischen den Erfassungszeiträumen. Die Erfassungen von Brutvogelarten 1990-1995 und 1998 zeigen, dass eine

relativ hohe Zahl von Vogelarten im Untersuchungsgebiet vorhanden ist, wobei die Dörfer mit ihrem Strukturreichtum (alte Höfe, Gärten, Friedhöfe, Teiche) eine große Rolle spielen. Allerdings geht der Bestand an einigen typischen Vogelarten wie z.B. Mehl- oder Rauchschwalbe zurück. Aus Gründen des Bestandsschutzes können hier Nisthilfen an den Häusern angebracht werden, welche die Tiere schützen und Hauswände vor Verschmutzung bewahren. In der Feldflur finden sich dagegen relativ wenig Vogelarten. Von diesen sollen im folgenden einige, die entweder in relativ großer Zahl nachgewiesen wurden, die Leitarten darstellen, die früher typisch für die untersuchte Landschaft waren oder die andere Eigenarten aufweisen, erläutert werden. Eine Leitart der gehölzarmen Feldflur, die Grauammer (FLADE 1994) wurde 1990-95 nur auf einer Rasterfläche, im Jahre 1998 bereits auf drei Rasterflächen nachgewiesen. Die Grauammer (*Emeriza calandra*) bevorzugte Wegekreuzungen, besonders wenn Windschutzanpflanzungen, begleitet von Ackerrandstreifen, zusammentrafen. Noch vor 10 Jahren fehlte die Grauammer weitestgehend auf der Querfurter Platte, zur Zeit liegt ihr Verbreitungsschwerpunkt in den aufgelassenen Tagebauen des Geiseltals. Von hier aus erfolgt offensichtlich die derzeitige Ausbreitung dieser ansonsten gefährdeten Vogelart. Die Wachtel (*Coturnis coturnis*) stellt eine weitere Leitart für die gehölzarme Feldflur dar, sie bevorzugt als Brutplatz Getreide- und Kleefelder, allerdings in einer extensiv genutzten Kulturlandschaft. Sie wurde in den Erfassungszeiträumen I und II auf zwei Rasterflächen nachgewiesen. Da sie ein typischer Invasionsvogel ist, schwankt ihr Bestand von Jahr zu Jahr beträchtlich. Als Versteckmöglichkeit und als Nahrungsquelle dient ihr eine relativ hohe Krautschicht. Ähnliches gilt für das Rebhuhn (*Perdix perdix*), von dem 1998 nur wenige Nachweise gelangen. Nach FLADE (1994) zählt das Rebhuhn zu den „steten Begleitern“ der gehölzarmen Feldflur. Insgesamt ist die Bestandsentwicklung im mitteleuropäischen Brutgebiet rückläufig, so dass die frühere flächige Verbreitung auf inselhafte Restvorkommen zusammengeschmolzen ist. Dennoch hat das Rebhuhn seinen Verbreitungsschwerpunkt im Landkreis Merseburg-Querfurt auf der Querfurter Platte. Bestandsfördernd wirken sich grasbewachsene Trockenbereiche an Feldwegen und Brachflächen aus, die erst nach der Brutzeit (ab Juli) gemäht werden. Die Feldlerche (*Alauda arvensis*), wie das Rebhuhn als steter Begleiter der gehölzarmen Feldflur einzuordnen, stellt die häufigste Brutvogelart im Untersuchungsgebiet dar. Die von ihr bevorzugten Habitatstrukturen sind weiträumige, mit kurzer Vegetation bestandene offene Flächen. Daher trifft man diese Vogelart vorwiegend auf Äckern an, die mit Mais und Rüben bestellt wurden. Rapsschläge sind im Mai bereits zu dicht, daher trifft man die Vogelart nur selten dort an. Die größte Siedlungsdichte erreicht die Feldlerche auf mehrjährigen Klee- und Luzerneflächen, die im Untersuchungsgebiet jedoch fehlten. Die Schafstelze (*Motacilla flava*), eigentlich eine typische Vogelart der Feuchtwiesen und Weiden, erweitert seit etwa 1950 ihren Lebensraum, sie besiedelt

zunehmend Trockenbereiche wie Feldwege der Ackerbaugebiete, Kiesgruben oder Ruderalbereiche. Im Untersuchungsgebiet wird der Bestand auf über 100 Brutpaare geschätzt. Von den Vertretern der Grasmücken ist wohl die Dorngrasmücke (*Sylvia communis*) die Art, welche am ehesten in Hecken- und Gebüschreihen einen ihr zusagenden Lebensraum findet. Optimal ist für sie allerdings die „halboffene reichstrukturierte Feldflur“ (FLADE 1994). Sie wurde im Untersuchungsgebiet bereits in jungen Anpflanzungen für Windschutzstreifen nachgewiesen, besonders dann, wenn eine reichliche Bodenvegetation vorhanden war. Insgesamt wird der Bestand an Brutpaaren im Untersuchungsgebiet auf mehr als 200 geschätzt.

6.3 Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen zeigen, dass die Gesamtzahl an Brutvogelpaaren im Testgebiet relativ hoch ist, dass in der Feldflur jedoch nur 29 Arten nachgewiesen werden konnten. Es ist anhand der wenigen, in der Diskussion vorgestellten Arten zu sehen, dass diese sehr unterschiedliche Ansprüche an ihren Lebensraum haben. Nach FLADE (1994) gibt es in Deutschland zur Zeit keinen typischen Feldvogel der „Gehölzarmen Feldflur“, dessen Bestand nicht gefährdet ist. Daher kommt es darauf an, Maßnahmen zu ergreifen, die sowohl die Lebensgrundlage der typischen Feldbrüter wie Wachtel und Feldlerche durch Erhaltung offener Flächen verbessern als auch weitere Arten durch die Schaffung geeigneter Kleinstrukturen fördern. Das können Hecken sein, die gleichzeitig dem Wind- und dem Erosionsschutz dienen. Bei der Anlage solcher Hecken ist darauf zu achten, dass ein breiter Randstreifen bis zur Ackerfläche vorgesehen wird, auf dem sich Hochstauden entwickeln können. Die Hecken selbst sollten in Stufen aufgebaut sein, wobei in der Mitte schnellwüchsige Bäume stehen sollten, flankiert von standortgerechten Sträuchern und dem bereits erwähnten anschließenden breiten Randstreifen für die Ansiedlung von Stauden und Wildkräutern. Mit der Förderung derartiger Anpflanzungen, z.B. entlang ehemaliger Feldwege, könnten Ackerschläge verkleinert und günstige Bedingungen für die Ansiedlung des bedrohten Rebhuhns geschaffen werden. Wichtig ist ferner eine große Vielfalt von angebauten Kulturpflanzen, um den verschiedensten Ansprüchen der Vogelarten gerecht zu werden. So machte GEORGE (1995) auf die Negativeinflüsse enger Fruchtfolgen für die Avifauna aufmerksam. Damit einhergehen sollte auch der sparsame, entwicklungsorientierte Einsatz von Pestiziden und Mineraldüngern, um den Artenreichtum von Wildkräutern zu fördern und damit einer Reihe von Tieren Nahrung zu geben.

Tab. 6.1)

Brutvogelarten im Erfassungsgebiet;

aufgeschlüsselt nach den vier Quadranten; mit Status in den Roten Listen Sachsen-Anhalts (LSA) und Deutschlands (D)

lfd. Nr.	Vogelart	Häufigkeitss tufen der Brutpaare								Verteilungs muster der Brutpaare				Rote Liste	
		Raster Q 13		Raster Q14		Raster Q 13		Raster Q14		Feld	Dorf	Gehölz	Brache	LSA	D
		90-95	98	90-95	98	90-95	98	90-95	98						
1	Haubentaucher	d	/	/	/	/	/	/	/						
2	Stockente	d	/	/	/	d	/	c	c		x				
3	Mäusebussard	e	d	d	/	e	d	e	e	x	x	x			
4	Rotmilan	e	b	c	/	e	c	e	c	x		x		3	
5	Schwarzmilan	/	a	c	/	c	/	d	d			x		3	
6	Rohrweihe	c	a	/	/	/	a	/	/	x					
7	Turmfalke	e	e	c	c	e	a	e	/		x				
8	Rebhuhn	e	a	d	b	d	d	d	/	x				3	2
9	Wachtel	d	/	/	d	/	/	e	d	x				3	V
10	Fasan	d	/	d	d	c	d	d	/						
11	Wachtelkönig	/	/	a	/	/	/	/	/				1	1	
12	Bläßralle	d	/	/	/	/	/	/	/						
13	Kiebitz	a	/	/	/	/	/	/	/					3	
14	Flußregenpfeifer	c	/	c	/	/	/	/	/						
15	Hohltaube	/	/	c	/	/	/	/	/						
16	Straßentaube	g	e	/	/	/	/	/	e		x				
17	Ringeltaube	f	e	e	e	f	d	f	e		x	x			
18	Turteltaube	c	/	/	/	d	/	c	/						
19	Türkentaube	f	e	f	e	f	d	f	e		x				
20	Kuckuck	e	b	d	/	d	/	d	d		x	x			V
21	Schleiereule	a	/	c	/	d	a	d	a		x			3	
22	Waldkauz	/	/	c	/	/	/	c	/						
23	Mauersegler	e	e	d	/	f	d	e	e		x				
24	Grünspecht	/	b	a	/	e	d	/	/	x	x				
25	Buntspecht	/	/	d	/	e	e	e	d			x			

26	Kleinspecht	/	/	d	/	c	d	a	/			x			
27	Wendehals	/	/	/	/	e	d	d	/		x			3	2
28	Haubenlerche	/	/	d	/	/	/	/	/					3	
29	Feldlerche	g	g	g	g	g	f	g	f	x					V
30	Uferschwalbe	f	/	/	/	g	/	/	/				3	3	
31	Rauchschwalbe	g	e	f	f	f	e	f	e		x				V
32	Mehlschwalbe	f	f	f	f	f	e	e	e		x				
33	Schafstelze	e	f	f	e	e	e	d	e	x			x		V
34	Bachstelze	f	e	e	e	f	e	e	e	x	x				
35	Brachpieper	/	/	/	/	a	/	/	/				3	2	
36	Baumpieper	f	/	e	/	f	f	e	/	x		x	x		
37	Neuntöter	e	b	d	e	f	e	d	d	x			x		V
38	Raubwürger	d	/	/	/	c	/	/	/				2	1	
39	Zaunkönig	/	/	/	/	d	/	d	/						
40	Heckenbraunelle	/	/	d	d	e	/	e	d			x			
41	Feldschwir	d	b	d	/	d	/	/	/	x		x			
42	Sumpfrohrsänger	f	e	d	e	d	d	d	d	x		x			
43	Teichrohrsänger	e	/	/	/	/	/	/	/						
44	Gelbspötter	f	e	f	f	f	e	e	e		x	x			
45	Gartengrasmücke	f	e	e	f	f	f	e	e		x	x			
46	Mönchsgrasmücke	f	f	d	f	f	f	f	e	x	x	x			
47	Klappergrasmücke	e	e	e	e	f	e	e	d	x	x				
48	Dorngrasmücke	f	f	d	f	f	e	f	b	x	x	x			V
49	Sperbergrasmücke	/	/	/	/	d	/	d	/					3	
50	Fitis	f	/	/	d	f	e	b	d	x		x			
51	Zilpzalp	e	b	e	e	f	f	e	e	x		x			
52	Waldlaubsänger	/	/	/	/	c	/	c	/						
53	Grauschnäpper	/	/	/	a	d	/	d	/						
54	Trauerschnäpper	/	/	/	/	/	e	a	c		x				
55	Braunkehlchen	c	c	/	a	c	/	d	/	x			x		3
56	Gartenrotschwanz	e	/	/	d	/	e	/	/	x				V	
57	Hausrotschwanz	f	f	/	e	/	f	/	e		x				
58	Nachtigall	e	e	d	e	f	f	d	d	x	x	x	x		
59	Rotkehlchen	/	/	d	/	e	/	e	/						

60	Steinschmätzer	e	d	d	d	e	/	/	/	x	x		x		V
61	Wacholderdrossel	d	/	e	/	d	/	/	/						
62	Singdrossel	e	/	d	/	e	d	e	d	x	x				
63	Amsel	f	e	f	e	f	f	f	e	x	x				
64	Schwanzmeise	/	/	/	/	/	b	/	/		x				
65	Sumpfmeise	/	/	/	/	d	/	d	/						
66	Weidenmeise	/	/	/	/	/	b	/	/		x				
67	Blaumeise	e	f	f	e	e	e	f	e		x	x			
68	Kohlmeise	f	f	f	f	f	f	f	f		x	x			
69	Kleiber	/	/	c	a	e	e	e	d			x			
70	Waldbaumläufer	/	/	/	/	d	/	d	/						
71	Gartenbaumläufer	d	/	d	/	d	e	d	/						
72	Graumammer	/	e	/	f	d	e	/	/	x				3	2
73	Goldammer	e	d	f	e	e	e	e	e	x	x	x			
74	Rohrammer	e	/	/	/	/	/	/	/						
75	Buchfink	f	f	f	e	f	f	f	f		x	x			
76	Girlitz	e	e	f	e	e	e	e	d		x				
77	Grünfink	d	e	d	e	f	f	f	e		x				
78	Stieglitz	f	f	e	f	f	f	f	e		x	x			
79	Hänfling	e	e	e	e	e	e	f	d		x				
80	Kernbeißer	/	b	/	/	c	e	e	/		x				
81	Hausperling	g	g	g	g	g	f	g	f		x				
82	Feldperling	g	g	g	g	g	f	g	f	x	x	x			V
83	Star	g	f	g	f	g	f	f	f	x	x	x			
84	Pirol	e	b	d	b	f	d	e	d		x	x			
85	Eichelhäher	/	b	/	/	e	d	d	d			x			
86	Elster	f	e	e	e	f	e	d	d	x	x		x		
87	Dohle	/	/	c	e	/	/	/	/	x			3		
88	Saatkrähe	c	/	/	/	/	/	/	/				3		
89	Rabenkrähe	f	e	e	e	e	d	e	e	x		x			
90	Kolkrabe	/	/	c	/	/	/	/	/						
										Artensumme	29	40	31	7	

Wahrscheinliche Brutpaare (BP):	1 BP	= a
	2-4	= b
Sichere Brutpaare:	1	= c
	2-4	= d
	5-20	= e
	21-100	= f
	101-500	= g
	501-2500	= h
	> 2500	= i

Die Angaben zu den Arten der Roten Liste wurden für Sachsen-Anhalt von DORNBUSCH (1992) und für Deutschland von WITT (1996) übernommen.

Es bedeuten:

- Kategorie 1 vom Aussterben bedroht
- 2 stark gefährdet
- 3 gefährdet
- V Arten der Vorwarnliste

ERFASSUNG VON ZUSTANDSGRÖßEN UND INDIKATORENENTWICKLUNG

(Kapitel 7, 8, 9 und 10)

7 Ertragsentwicklung sowie Richtwerte für den C- und N-Gehalt ackerbaulich genutzter Böden

M. Körschens

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Halle/Saale

Abstract

Yield development and target values for the C and N levels of agricultural soil

Soil organic matter (SOM) is the main precondition for soil formation, soil fertility and yields. The aim of sustainable land use is to produce increasingly high yields to safeguard the nutrition of the permanent world's permanently growing population. The results of the Bad Lauchstädt Static Fertilization Experiment over the last 50 years are summarized.

In the period studied, the yields of winter wheat increased by approx. 60 dt/hectare, i.e. 150 %. The reasons are manifold. A decisive role is played by the progress made in crop breeding, especially concerning winter wheat. Other factors include improvements in plant protection in the mid-1980s, higher mineral N-fertilization, and better control of the fertilization regime.

The yields of spring barley have increased by 1 dt/ha annually, amounting to a rise of approx. 50 dt/ha during the entire period. In contrast to cereals, the yields of sugar beet or sugar are significantly lower. In 1950, sugar yields amounted to 100 dt/ha, and only began increasing to a significantly higher level in 1993. The yields of potato starch have increased by 44 kg/ha annually, i. e. approx. 20 dt/ha within the last 50 years. Comparison between the optimum exclusively mineral fertilization and the optimum combination between organic and mineral fertilization, i.e. the soil-improving effect of SOM, amounts on average to 3 %. The results of the carbon and nitrogen dynamics in this experiment as well as nitrogen and carbon balances are shown and optimum values are derived for decomposable carbon and nitrogen for arable soils. C extractable in hot water has proved to be an appropriate criterion for calculating the decomposable C and thus for N release from soil. These results indicate that "ecological agriculture" is no alternative to "integrated plant production".

Zusammenfassung

Die organische Substanz ist eine Vorbedingung für die Bodenbildung. Sie bestimmt entscheidend die ertragsrelevanten Bodeneigenschaften und damit die Bodenfruchtbarkeit.

Ziel einer nachhaltigen, landwirtschaftlichen Bodennutzung sind hohe und steigende Erträge je Flächeneinheit zur Sicherung der Ernährung der ständig wachsenden Weltbevölkerung. Es werden die Erträge der letzten fünfzig Jahre des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt dargestellt. Die Erträge des Winterweizens sind im untersuchten Zeitraum um ca. 60 dt/ha, d.h. um ca. 150 % von 38 auf 98 dt/ha angestiegen. Die Ursachen dafür sind vielfältig. Der Züchtungsfortschritt, gerade bei Getreide und ganz besonders bei Winterweizen, spielt hierbei eine entscheidende Rolle, aber auch der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, insbesondere ab Mitte der achtziger Jahre, die höhere Mineral-N-Düngung und die bessere Beherrschung des Düngungsregimes. Die Erträge der

Sommergerste steigen jährlich um annähernd 1 dt/ha, im gesamten Zeitraum um rd. 50 dt/ha. Im Gegensatz zu Getreide ist der Anstieg der Zuckerrüben- bzw. Zuckererträge wesentlich geringer. Bereits 1950 lagen die Zuckererträge bei 100 dt/ha und sind erst seit 1993 auf ein deutlich höheres Niveau angestiegen. Insgesamt beträgt der Ertragsanstieg in diesen 50 Jahren nur rd. 15 dt/ha Zucker. Der Kartoffelstärkeertrag ist um jährlich 0,44 dt/ha, d.h. ca. 20 dt/ha in den vergangenen 50 Jahren angestiegen bei z.T. großen Schwankungen zwischen den Jahren.

Der Vergleich zwischen der optimalen, ausschließlichen Mineraldüngung mit der optimalen Kombination organischer und mineralischer Düngung, d.h. die bodenverbessernde Wirkung der organischen Bodensubstanz (OBS), beträgt im Durchschnitt 3 %. Er werden die Ergebnisse der Kohlenstoff(C)- und Stickstoff(N)-Dynamik im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt ebenso wie die C- und N-Bilanzen dargestellt und Optimalwerte für den umsetzbaren C und N abgeleitet. Der heißwasserlösliche Kohlenstoff wird als Kriterium für die Berechnung des umsetzbaren C und damit für die N-Freisetzung verwendet. Der sogenannte „Ökologische Landbau“ ist nach den vorgestellten Untersuchungsergebnissen keine Alternative zum „integrierten Pflanzenbau“.

7.1 Einleitung

Die organische Substanz ist eine Vorbedingung für die Bodenbildung. Sie bestimmt entscheidend die ertragsrelevanten Bodeneigenschaften und damit die Bodenfruchtbarkeit. Sie beeinflusst aber auch den C- und N-Kreislauf Boden-Pflanze-Wasser-Atmosphäre und besitzt damit eine hohe Umweltrelevanz. Die Forschungen auf dem Gebiet der „Humuschemie“, die seit etwa 50 Jahren national und international sehr intensiv betrieben werden, haben zu sehr interessanten Erkenntnissen und Fortschritten geführt, insbesondere gefördert durch die schnelle Entwicklung der Analysentechnik. Diese Arbeiten haben jedoch bisher keinerlei anwendbare Ergebnisse für die Praxis ergeben. Unabhängig von den Forschungen auf dem Gebiet der Humuschemie wurde in den letzten zwei Jahrzehnten versucht, auf empirischem Wege über die Auswertung von Dauerfeldversuchen zahlreicher Standorte die Ertragswirksamkeit der organischen Bodensubstanz aufzuklären, die C- und N-Dynamik unter Feldbedingungen zu quantifizieren und erste Orientierungswerte für den Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS-Gehalt) von Ackerböden abzuleiten. Für die Ableitung optimaler Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org} -Gehalte) werden dabei folgende Kriterien herangezogen:

- ⇒ Ertrag
- ⇒ Nährstoffeffizienz
- ⇒ Kohlenstoffgewinn

Um die Auswirkungen unterschiedlicher Düngungssysteme auf Ertrag und Umwelt abschätzen und quantifizieren zu können, sind langjährige Untersuchungsreihen erforderlich. Diese liefern nur Dauerfeldversuche und auch dies nur unter der Voraussetzung, dass

- ⇒ sie eine Vielzahl von Düngungsvarianten enthalten

⇒ die Ergebnisse lückenlos dokumentiert sind

⇒ keine grundsätzlichen Änderungen der Prüfglieder vorgenommen worden sind

Hinsichtlich Versuchsdauer, Variantenvielfalt und Ergebnisdokumentation gehört der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt zu den bedeutendsten Dauerfeldversuchen der Welt. Er ist auf Grund seiner Versuchsdauer und seiner Variantenvielfalt in idealer Weise für derartige Untersuchungen geeignet. Standort und Versuch sind mehrfach und umfassend beschrieben und können als bekannt vorausgesetzt werden (KÖRSCHENS et al. 1994 u.a.). Nachfolgend wird zunächst über einen Zeitraum von 50 Jahren, von 1950 bis 1999, nur der jeweilige Höchstertrag in die Auswertung einbezogen, unabhängig davon, mit welcher Düngungskombination er erzielt wurde. Dies hat den Vorteil, dass bei der gegebenen Vielfalt der Düngungsvarianten mit großer Wahrscheinlichkeit eine der Jahreswitterung weitgehend angepasste, optimale Düngung unterstellt werden kann. Damit wird der jeweilige Höchstertrag auch ein Kriterium für das Ertragspotenzial und ermöglicht gleichzeitig eine zutreffendere Aussage zur Ertragsentwicklung und den Einfluss der Jahreswitterung über den untersuchten Zeitraum.

7.2 Ergebnisse und Diskussion

7.2.1 Ertragsentwicklung

Ziel einer nachhaltigen, landwirtschaftlichen Bodennutzung sind hohe und steigende Erträge je Flächeneinheit zur Sicherung der Ernährung der ständig wachsenden Weltbevölkerung und zur Produktion von Energie und Rohstoffen. Gleichzeitig und gleichberechtigt steht jedoch die Forderung nach Vermeidung von Umweltbelastungen durch Eintrag von Nähr- und Schadstoffen in das Grundwasser, beispielsweise NO_3 , oder in die Atmosphäre, wie z.B. N_2O .

Hohe Erträge bei guter Qualität sowie guten Verarbeitungseigenschaften der Ernteprodukte sind Voraussetzung für eine ökonomische und ökologische Wirtschaftsweise. Die Ökonomie hoher Erträge unterliegt keinem Zweifel. Die Ökologie resultiert u. a. aus der Tatsache, dass

⇒ hohe Erträge zur Minderung der CO_2 -Konzentration der Atmosphäre beitragen. Zum Beispiel verringern 10 t Zuckerrüben den Kohlenstoffgehalt der Atmosphäre um ca. 1 t

⇒ mit hohen Erträgen gleichzeitig auch große Mengen an Ernte- und Wurzelrückständen (einschließlich Rübenblatt, Stroh, etc.) in den Boden gelangen und damit organische Substanz zugeführt wird

⇒ ein Hektar intensiv genutztes Ackerland die Rodung von zehn Hektar Regenwald verhindert

Winterweizenerträge

Die Erträge des Winterweizens sind im untersuchten Zeitraum um ca. 60 dt/ha, d.h. um ca. 150 % von 38 auf 98 dt/ha angestiegen (Abb. 7.1).

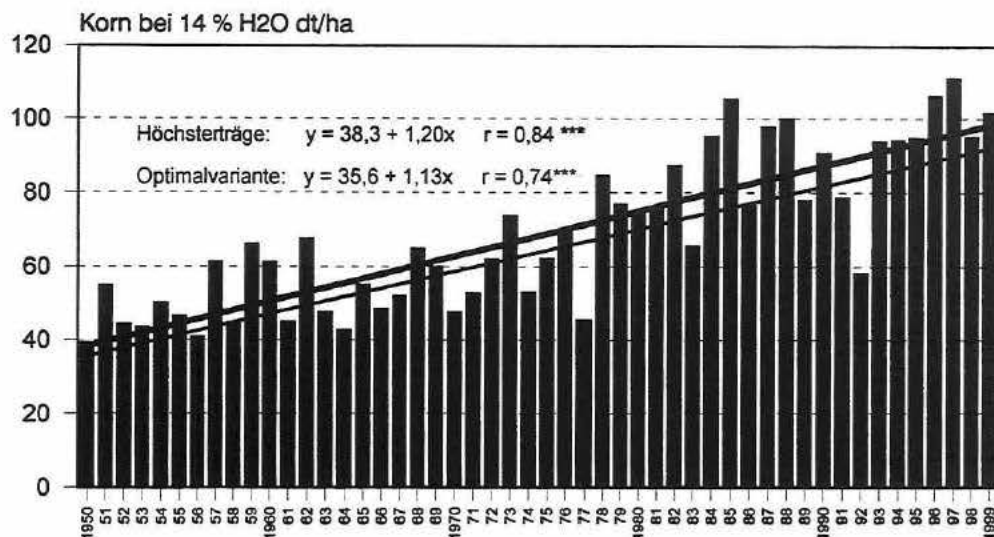


Abb. 7.1)

Höchstserträge bei Winterweizen im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt im Zeitraum 1950 bis 1999, unabhängig von der Düngung

Die Ursachen dafür sind vielfältig. Der Züchtungsfortschritt, gerade bei Getreide und ganz besonders bei Winterweizen, spielt hierbei eine entscheidende Rolle, aber auch der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, insbesondere ab Mitte der achtziger Jahre, die höhere Mineral-N-Düngung und die bessere Beherrschung des Düngungsregimes. Letzteres begründet sich hauptsächlich mit einer Festlegung der Düngung nach Bestimmung des anorganischen Stickstoffs im Frühjahr.

Tab. 7.1 enthält die jährlich verabreichten N-Mengen während des gesamten Versuchszeitraumes. Ab 1950 sind die Gaben von 30 kg/ha*a (mit Stalldung) auf 80 kg/ha*a bzw. von 60 kg/ha*a auf 100 kg/ha*a (ohne Stalldung) angestiegen. Außerdem haben sich im gleichen Zeitraum die atmosphärischen N-Einträge $x \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ erhöht (vgl. 7.2.5) und müssen zur Zeit mit rd. 50 kg/ha*a einkalkuliert werden.

Tab. 7.1)

Mineral-N-Düngung (kg/ha.a) im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt; Zeitraum 1903–1999

	Zuckerrüben		Sommergerste		Kartoffeln		Winterweizen	
	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne
	Stalldung		Stalldung		Stalldung		Stalldung	
1903 – 1909	60	90	20	40	40	60	40	60
1910 – 1925	60	90	20	40	20	40	20	40
1926 – 1928	60	90	20	40	20	40	30	60
1929 – 1951	90	120	20	40	20	40	30	60
1952 – 1970	90	120	20	40	40	60	30	60
1971 – 1977	200	240	30	50	120	160	80	100
1978 – 1992	150	170	36	51	120	140	55	74
1993 – 1999	150	170	60	80	120	140	80	100

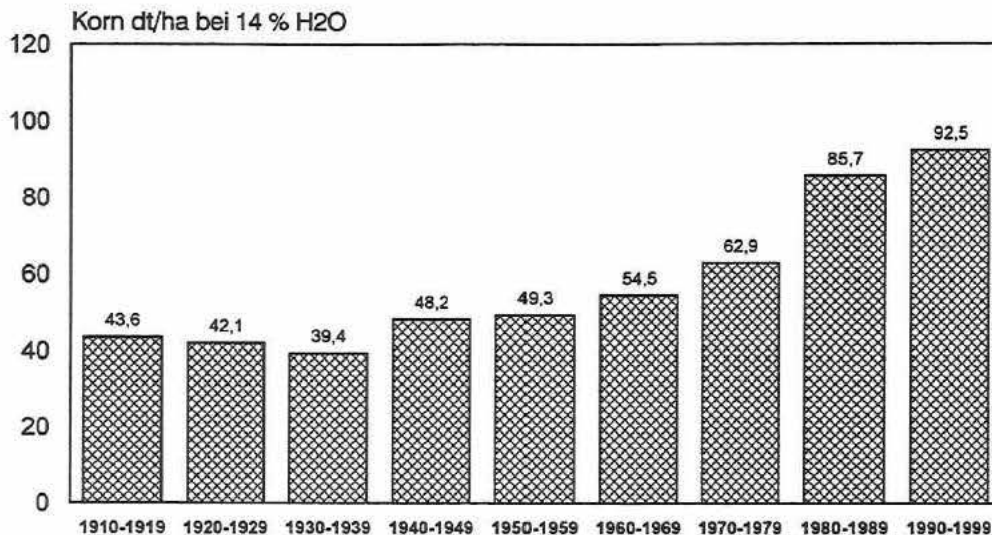


Abb. 7.2)

*Höchstserträge bei Winterweizen im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt;
Mittelwerte über jeweils 10 Jahre*

Abb. 7.2 zeigt zum Vergleich die Ertragsentwicklung über den gesamten Versuchszeitraum der letzten neun Dekaden. Bis 1940 ist praktisch keine Veränderung eingetreten, danach steigen die Erträge deutlich progressiv an. In der Trockenperiode 1988 bis 1991 mit nur 353 mm Jahresniederschlag wurden im ersten Jahr noch 100 dt/ha Weizen geerntet, der Rückgang setzte ab 1989 ein und war noch 1992 stark zu spüren. Relativ konstant bleiben die Erträge ab 1993. Der Vergleich zwischen den Höchstserträgen und den Erträgen der Optimalvariante, die in diesem Versuch unter Berücksichtigung des Ertrages und der Nährstoffeffizienz hier mit 10 t/ha*a Stalldung + NPK ermittelt wurde (vgl. Tab. 7.3) zeigt, dass letztere ca. 8 dt/ha darunter liegen.

Sommergerstenerträge

Die Erträge der Sommergerste (Abb. 7.3) steigen jährlich um annähernd 1 dt/ha, im gesamten Zeitraum um ca. 50 dt/ha. Die Reaktionen auf die Witterung sind vergleichbar mit denen des Weizens. Einzelne Trockenjahre bewirken auch hier, mit Ausnahme des Jahres 1976 mit nur 320 mm Niederschlag, keine Ertragseinbußen, allerdings bewirkt die Trockenperiode Anfang der neunziger Jahre größere Ertragseinbußen in den Jahren 1990 bis 1992. Der entscheidende Ertragsanstieg setzt in der zweiten Periode des Untersuchungszeitraumes ein. Die Durchschnittserträge der letzten beiden Jahrzehnte betragen 70 dt/ha. Die Stickstoffgaben bleiben allerdings bei Sommergerste wegen der angestrebten Braugerstenqualität sehr gering und steigen erst ab 1993 merklich an, was offensichtlich zu einem nochmaligen Ertragsanstieg geführt hat.

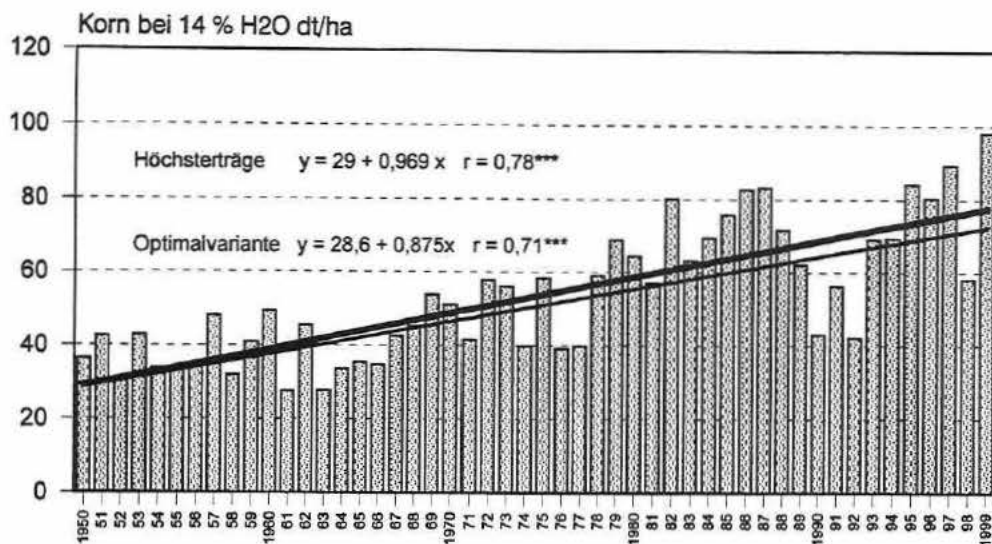


Abb. 7.3)

Höchstserträge bei Sommergerste im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt im Zeitraum 1950 bis 1999; unabhängig von der Düngung

Zuckererträge

Im Gegensatz zu Getreide ist der Anstieg der Zuckerrüben- bzw. Zuckererträge (Abb. 7.4) wesentlich geringer. Bereits 1950 lagen die Zuckererträge bei 100 dt/ha und sind erst seit 1993 auf ein deutlich höheres Niveau angestiegen. Insgesamt beträgt der Ertragsanstieg in diesen 50 Jahren nur rd. 15 dt/ha Zucker. Die überhöhten Mineral-N-Gaben, die zwischen 1971 und 1977 verabreicht worden sind, haben sich eher negativ auf den Zuckerertrag ausgewirkt. Seit 1978 werden mit 150 kg N/ha mit organischer Düngung und 170 kg N/ha ohne organische Düngung den Erträgen angemessene Mineral-N-Gaben gegeben. Deutlich negativ wirkt sich die schon oben erwähnte Trockenperiode zwischen 1988 und 1991 aus. Der bisherige Maximalertrag wurde 1993 mit 158,6 dt/ha erreicht.

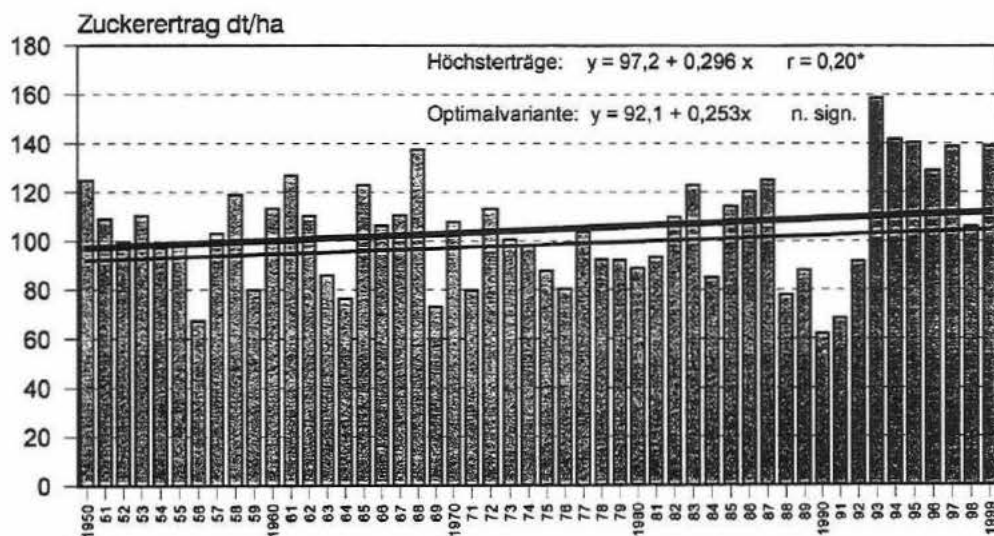


Abb. 7.4)

Höchstserträge bei Zucker im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt im Zeitraum 1950 bis 1999; unabhängig von der Düngung

Stärkeerträge

Der Kartoffelstärkeertrag (Abb. 7.5) ist um jährlich 0,44 dt/ha, d.h. rd. 20 dt/ha in den vergangenen 50 Jahren angestiegen bei z.T. großen Schwankungen zwischen den Jahren. Ähnlich wie bei Zuckerrüben und Winterweizen werden ab 1993 höhere Erträge und eine größere Ertragsstabilität erreicht. Eine Ursache dafür könnte die Sortenwahl sein, aber auch die Tatsache, dass die Schwankungen der Niederschlagsmengen in diesem Zeitraum vergleichsweise gering waren.

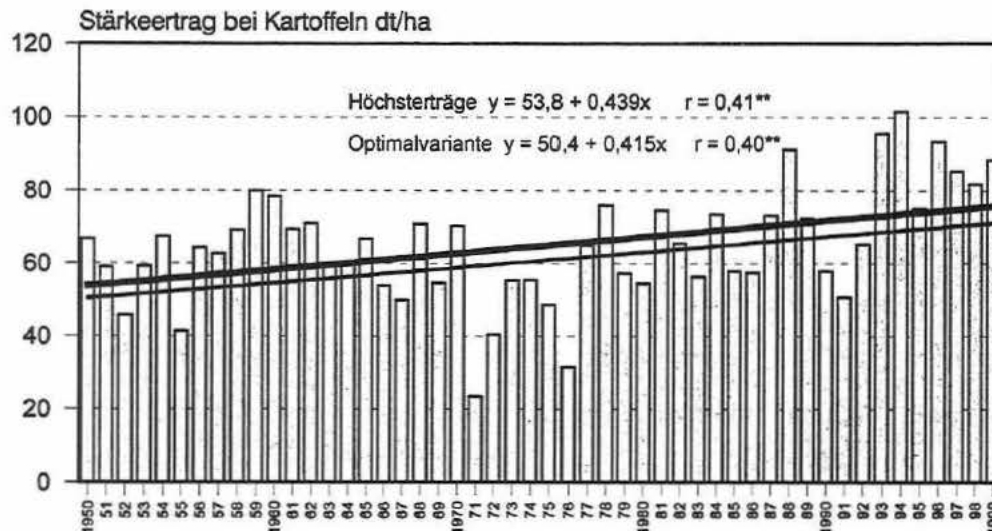


Abb. 7.5) Höchsterträge an Stärke bei Kartoffeln im Statischen Düngerversuch Bad Lauchstädt im Zeitraum 1950 bis 1999; unabhängig von der Düngung

Mit der Auswahl der jährlichen Höchsterträge für die vorliegende Auswertung kann davon ausgegangen werden, dass bei der gegebenen Vielfalt der Düngungsvarianten in diesem Versuch jeweils eine für die Jahreswitterung optimale Düngung gegeben ist. Im Vergleich zu den Erträgen der Optimalvarianten liegen die Höchsterträge um 5 bis 8 dt/ha höher. Bei Getreide entsprechen die relativen Ertragssteigerungen denen, die auch unter Praxisbedingungen erreicht werden, sie liegen allerdings auf einem höheren absoluten Niveau (Abb. 7.6).

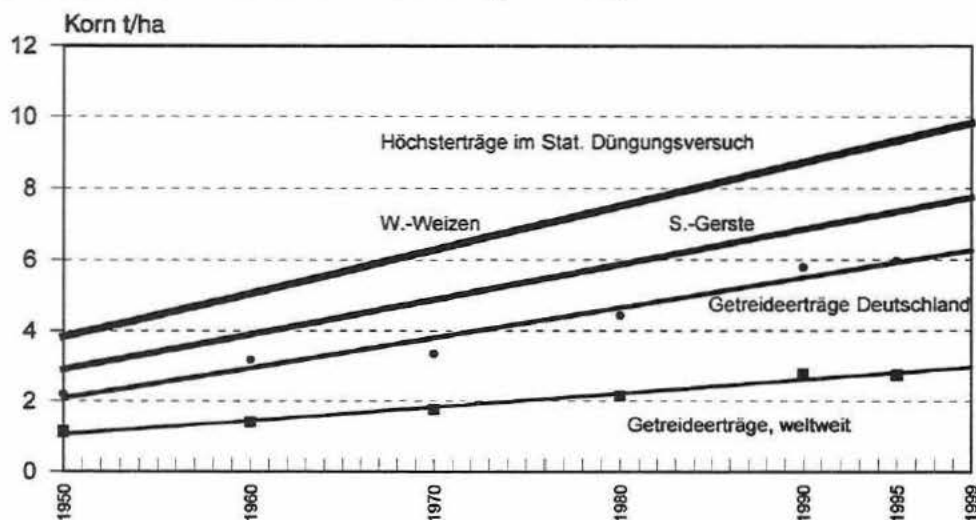


Abb. 7.6) Ertragsentwicklung bei Getreide (t/ha)

7.2.2 Ertragswirksamkeit der OBS

Für die Erarbeitung von Richtwerten für den Gehalt des Boden an organischem Kohlenstoff und Stickstoff sind Untersuchungen zum Einfluss der OBS auf den Ertrag notwendig. Dieser unterteilt sich in eine Nährstoffwirkung, die u.U. auch durch die Zufuhr von Nährstoffen in Form von Mineraldünger erreicht werden kann, und in eine bodenverbessernde Wirkung. Die Quantifizierung der bodenverbessernden Wirkung erfolgt durch den Vergleich der Erträge der optimalen Mineraldüngung mit denen der optimalen Kombination organischer und mineralischer Düngung mit Hilfe von Ergebnissen aus Dauerfeldversuchen.

Der bodenverbessernde *Einfluss der OBS auf den Ertrag* kann auf Grund der umfangreichen Ergebnisse als weitgehend quantifiziert betrachtet werden. Dazu wurden Dauerfeldversuche mit mehr als 1500 Versuchsjahren ausgewertet. Allein in den Bundesländern Sachsen-Anhalt und Brandenburg gibt es gegenwärtig noch 12 Dauerdüngungsversuche mit einer Versuchsdauer von über 600 Jahren insgesamt (Versuchsorte x Versuchsjahre). Fasst man alle vorliegenden Ergebnisse zusammen, so bedeutet dies, dass mit ausschließlicher, optimaler Mineraldüngung mindestens 90 % des Ertragspotentials ausgeschöpft werden können (ASMUS 1990, ASMUS 1995, GERICKE 1948, KLASINK & STEFFENS 1995, KÖRSCHENS 1997; LANG et al. 1995, SCHOLZ 1978, u.a.). Ein Beispiel zeigt die Auswertung der Ergebnisse der Hauptvarianten des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt (Abb. 7.7).

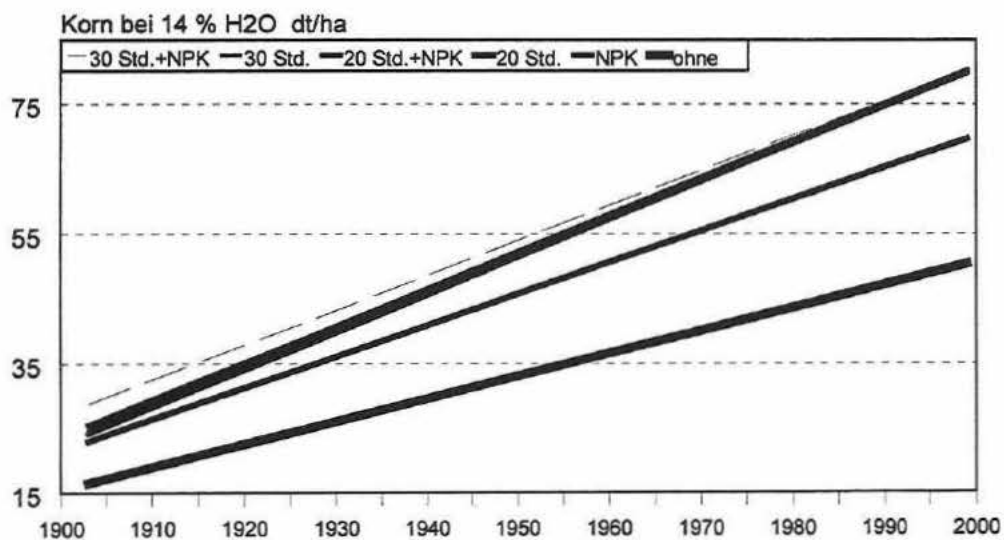


Abb. 7.7)

Entwicklung des Kornertrages bei Winterweizen in Abhängigkeit von der Düngung in den Hauptvarianten des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt im Zeitraum 1903 bis 1999

Neuere Ergebnisse aus der Serie der Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuche (IOSDV) bestätigen diese Aussagen (Tab. 7.2). Die Ergebnisse von 6 Standorten und 78 Versuchsjahren zeigen auch hier einen Mehrertrag der kombinierten organisch-mineralischen Düngung zwischen 0 und 12 % mit einem Mittelwert von 3 %, wobei die Sommergerste und die Kartoffeln am deutlichsten positiv auf die organische Düngung reagieren.

Tab. 7.2)

Relativerträge der optimalen Mineraldüngung im Vergleich zur optimalen Kombination organischer + mineralischer Düngung (=100) in ausgewählten IOSDV

Versuchsort	Zeitraum	Z.-Rüben	W.-Weizen	S.-Gerste	W.-Gerste	Kart.	Mais
Bad Lauchstädt ¹⁾	1978-1999	96	98	96	-	93	-
Berlin-Dahlem ²⁾	1986-1999	-	94	93	-	88	-
Rauischholzhausen ³⁾	1991-1997	97	95	-	100	-	-
Speyer ⁴⁾	1984-1999	98	98	-	99	-	-
Jabel/Slovenien ⁵⁾	1993-1999	-	102	-	100	-	103
Keszthely/Ungarn ⁶⁾	1984-1995	-	91	-	103	-	99

¹⁾PFEFFERKORN & KÖRSCHENS 2000 ²⁾KÖHN et al. 2000 ³⁾BEHLE-SCHALK & HONERMEIER 2000 ⁴⁾BISCHOFF 2000

⁵⁾TAJNSEK 2000 ⁶⁾HOFFMAN et al. 2000

7.2.3 C- und N-Dynamik

Veränderungen in den C_{org}- und Gesamtstickstoff(N_t)-Gehalten im Boden verlaufen sehr langsam und sind bei Bewirtschaftungsumstellungen in praxisrelevanten Größenordnungen erst nach mehr als 10 Jahren nachzuweisen. Aufgrund der großen zeitlichen und räumlichen Variabilität der C- und N-Gehalte ist es für Untersuchungen zur Dynamik dieser Merkmale notwendig, möglichst jährlich von jeder Parzelle Proben zu untersuchen.

Im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt war nach Erweiterung der Versuchsfrage im Jahre 1978 die Möglichkeit gegeben, Veränderungen der C- und N-Gehalte nach extremen Änderungen des Düngungsregimes zu quantifizieren. Abb. 7.8 zeigt für zwei ausgewählte Varianten (1902 bis 1977, 30 t/ha.2a Stalldung; ab 1978 ohne jede Düngung bzw.umgekehrt, bis 1977 ohne jede Düngung und ab 1978, 30 t/ha*2a Stalldung+ NPK) die Entwicklung der Gehalte im Verlaufe von 18 Jahren.Die Verringerung bei einem hohen Ausgangsniveau beträgt jährlich 0,013 % C_{org}, entsprechend 520 kg C/ha, bzw. 0,0011 % N entsprechend 44 kg/ha. Diese Menge stimmt sehr gut mit der Differenz im N-Entzug zwischen der Nullvariante und der ehemaligen Volldüngungsvariante überein. Der Anstieg der ehemals ungedüngten Variante ist beim Kohlenstoff

geringer und macht 0,0081 %, bei Stickstoff 0,0012 % jährlich aus. Es wird gleichzeitig deutlich, dass bis zum Erreichen des neuen Fließgleichgewichtes noch einige Jahrzehnte notwendig sind.

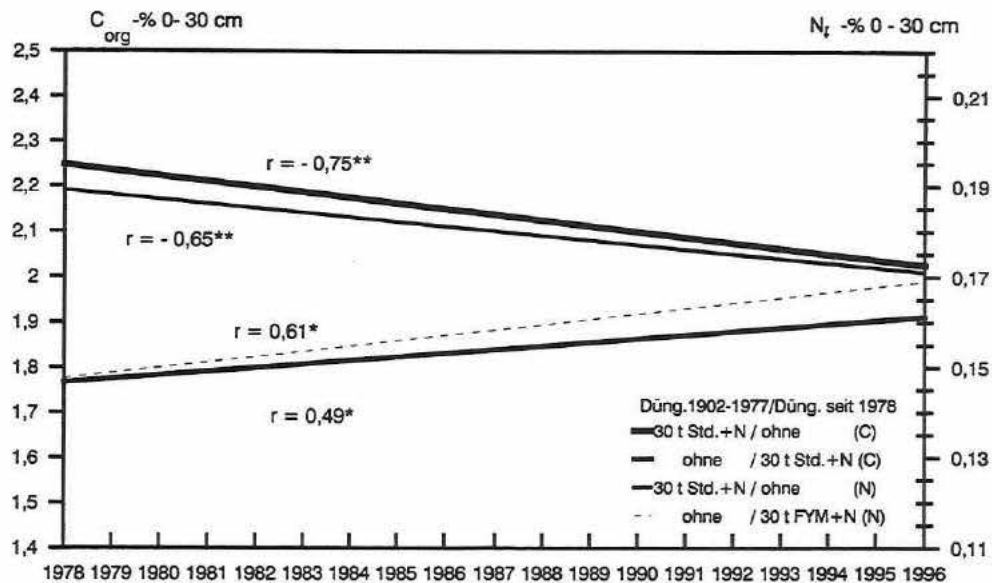


Abb. 7.8)

Entwicklung der C- und N-Gehalte im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt (Fruchtfolge: Kartoffeln, Winterweizen, Zuckerrüben, Sommergerste) nach Änderung der seit 1902 praktizierten Düngung im Jahre 1977

7.2.4 N- und C-Bilanzen

Für die Beurteilung der Nachhaltigkeit und dementsprechend der Umweltverträglichkeit ist vor allem die N-Verwertung von Bedeutung. Die N-Bilanz ist dafür das geeignete Kriterium, wenn das Fließgleichgewicht im Versuch erreicht ist, keine Veränderungen mehr eintreten und eine korrekte Bilanz durch einfache Gegenüberstellung von Eintrag und Austrag aufgestellt werden kann. Abb. 7.9 enthält die N-Bilanzen ausgewählter Varianten des Statischen Düngungsversuches über einen Zeitraum von 27 Jahren. In diesem Zeitraum wurden auf der Nullparzelle 56 kg N/ha*a entzogen, der als N-Eintrag aus der Atmosphäre, einschließlich asymbiotischer N-Bindung und Direktaufnahme durch die Pflanze, gewertet wird. Diese Größenordnung wurde auch durch direkte Messungen des atmosphärischen N-Eintrages ermittelt (MEHLERT 1996, RUSSOW et al. 1995, WEIGEL et al. 2000).

Die ausschließliche Mineraldüngung ergibt das "umweltfreundlichste" Ergebnis, es werden langfristig 49 kg/ha*a mehr entzogen, als mit der Düngung verabreicht wurden. Ein großer Teil des atmosphärischen N-Eintrages konnte somit von den Pflanzen genutzt werden unter der Voraussetzung einer nach Art, Menge und Zeitpunkt optimalen Applikation der Düngung. Mit organischer Düngung verringert sich dieser Vorteil, da die N-Freisetzung aus der organischen Substanz nur sehr begrenzt den möglichen Entzügen der Pflanzen angepasst werden kann. Dieses sehr positive

Ergebnis ist der Gunst des Standortes zu danken. Bei 2 m Durchwurzelungstiefe und nur 484 mm Jahresniederschlag bleiben die Verluste bei optimaler Gestaltung des Düngungsregimes sehr gering. Die Relationen zwischen den Prüfgliedern werden durch zahlreiche weitere Dauerfeldversuche bestätigt (KLIR et al. 1995, KÖRSCHENS 1997, SCHNIEDER 1990, WEIGEL et al. 1996).

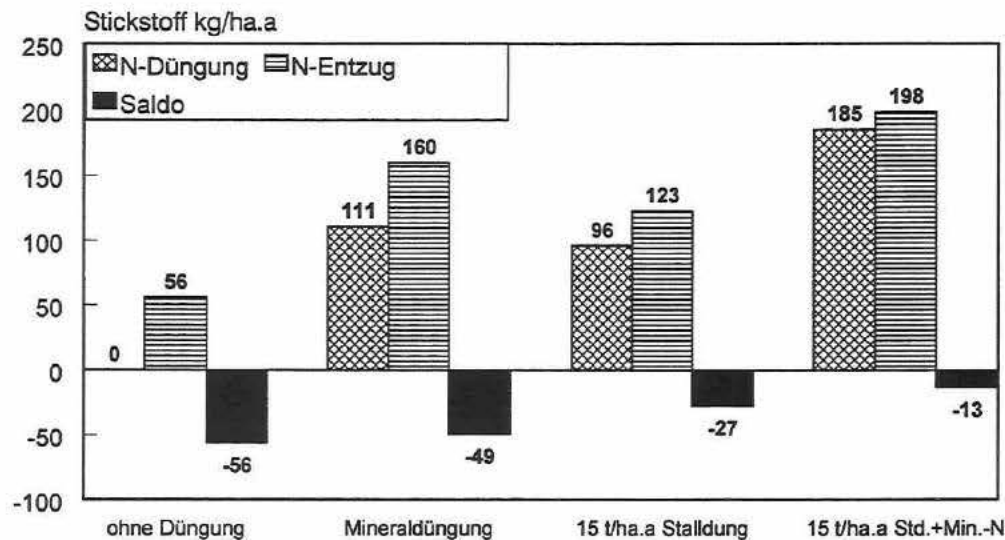


Abb. 7.9)

Stickstoffbilanzen – Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt – Mittelwerte über alle Fruchtarten im Durchschnitt der Jahre 1968-1994

Die Kohlenstoffbilanzen bleiben meist unberücksichtigt, sie sind jedoch im Hinblick auf die CO₂-Konzentration der Atmosphäre und die Nutzung des CO₂-Minderungspotentials ebenfalls von großer Bedeutung (Abb. 7.10). Ähnlich wie die Stickstoffbilanzen weisen sie einen positiven Einfluss der Mineraldüngung auf den C-Gewinn und damit eine bessere Ausnutzung des CO₂-Minderungspotentials nach (KÖRSCHENS 1997). Als entscheidendes Kriterium gilt hierbei der C-Gewinn, nicht das Verhältnis zwischen Eintrag und Austrag. Letzteres sagt nichts über die absoluten Werte aus und negiert die Notwendigkeit hoher Erträge bzw. die Nutzung des CO₂-Minderungspotentials. Vielfach wird die Möglichkeit erwogen, den Boden als Kohlenstoffsенke zur Verringerung der CO₂-Konzentration der Atmosphäre zu nutzen. Für ackerbaulich genutzte Böden kann diese Möglichkeit weitgehend ausgeschlossen werden, wie folgendes Beispiel zeigt:

Im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt hat sich nach ca. 70 Jahren auf allen Düngungsstufen ein Fließgleichgewicht eingestellt. Durch die Anwendung von 20 t/ha Stalldung jedes 2. Jahr wurde der C_{org}-Gehalt gegenüber der Nullvariante um 0,35 % bzw. 14 t/ha (bezogen auf den Bearbeitungshorizont von 30 cm) angehoben. Für diese Erhöhung mussten im Verlaufe der 70 Jahre insgesamt ca. 60 t/ha C in Form von Stalldung aufgewendet werden.

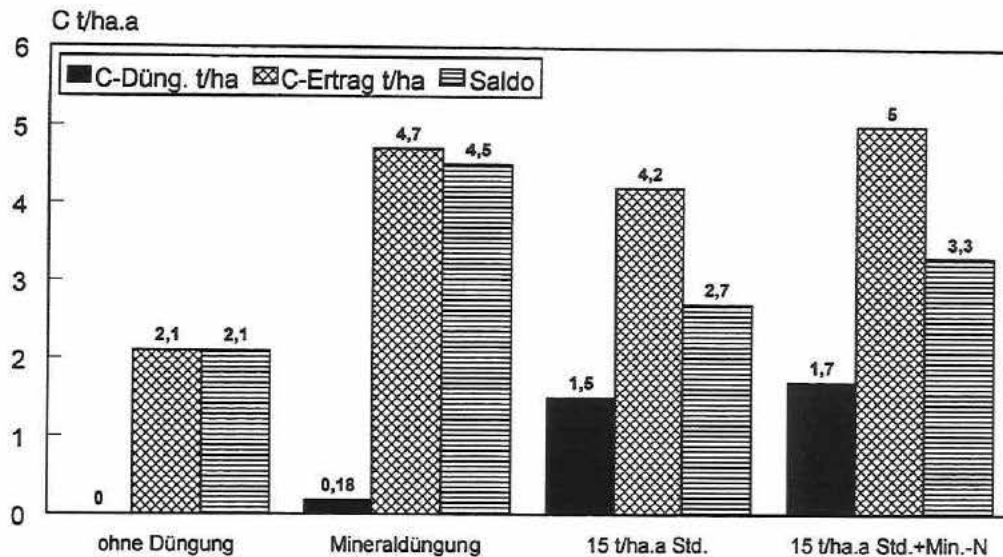


Abb. 7.10)

Kohlenstoffbilanzen – Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt – Mittelwerte über alle Fruchtarten im Durchschnitt der Jahre 1968-1994

Der gleiche Effekt kann auch mit Strohdüngung erreicht werden. Dies erfordert jedoch deutlich größere C- und damit Stroh-Mengen, da die C-Verbindungen im Stroh im Vergleich zu Stalldung weniger stabil sind und dementsprechend auch zu einem geringeren Anteil akkumuliert werden. Nach Erreichen des Fließgleichgewichtes wird keine organische Substanz mehr akkumuliert. Die zugeführte Menge an organischer Primärschubstanz (OPS) wird veratmet bzw. der gleiche Anteil, der humifiziert wird und in die OBS übergeht, wird mengenmäßig aus der OBS freigesetzt. Auf Sandböden ist die Akkumulation, bedingt durch die höhere Mineralisierungsintensität, merklich geringer, d.h. der Aufwand an OPS deutlich höher. Eine Erhöhung des C_{org} -Gehaltes im Boden über das o.g. Optimum hinaus bringt demnach keinen vertretbaren Akkumulationseffekt, erhöht die Gefahr von N-Verlusten (da an den Kohlenstoff der OBS immer Stickstoff im Verhältnis von ca. 10:1 gebunden ist) und stellt letztlich eine weitgehend unproduktive „Verbrennung“ von Kohlenstoff dar.

7.2.5 Ableitung optimaler OBS-Gehalte

Die gegenwärtige Situation in der Landwirtschaft fordert, insbesondere im Hinblick auf die Vermeidung von Umweltbelastungen, die Kenntnis optimaler OBS- Gehalte.

Noch in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts gab es kaum Widersprüche zwischen landwirtschaftlicher Nutzung und Umwelt. Die Stoffkreisläufe waren weitgehend geschlossen, die Tierproduktion vergleichsweise gering und überwiegend gleichmäßig verteilt. Stalldung und organische Abfälle wurden optimal appliziert, die Mineraldüngung nur in geringem Maße angewendet. Bis in die Mitte dieses Jahrhunderts betrugen die Aufwandsmengen an

Mineraldüngerstickstoff in Deutschland weniger als 30 kg/ha. Die organischen Dünger und damit auch der Humus, stellten die Hauptquelle der Nährstoffe für die Pflanzenproduktion dar und waren wichtigste Voraussetzung für die Ertragsbildung. Überdüngung war praktisch ausgeschlossen. Unter diesen Bedingungen galt der Grundsatz: „je mehr, um so besser“. In den letzten Jahrzehnten hat sich ein grundlegender Wandel vollzogen. Mit dem zunehmenden Einsatz von Mineraldüngung sind die Erträge weltweit drastisch angestiegen, damit auch die auf dem Felde verbleibenden Ernte- und Wurzelrückstände als eine wichtige Quelle für die organische Bodensubstanz (OBS). Teilweise wurden bei Nichtbeachtung der Düngeempfehlungen überhöhte Mineraldüngermengen verabreicht und damit Umweltschäden durch Erhöhung der Nitratkonzentration im Grundwasser und der CO₂- und N₂O-Konzentration in der Atmosphäre verursacht. Im Zusammenhang mit der Spezialisierung und Konzentration in der Landwirtschaft, insbesondere in der Tierproduktion, kam es zu großen Differenzierungen im Viehbesatz, die im Bereich großer Tierproduktionsanlagen bis zu 4 Großvieheinheiten/ha, teilweise auch darüber, erreichten. Die Beispiele hierfür im Raum Vechta und Eberswalde sind bekannt. Die Überdüngung vieler Flächen mit Stalldung und/oder Gülle führte, ebenso wie die unsachgemäße Anwendung von Mineraldünger, zu erheblichen Umweltschäden. Für beides gilt der Satz von Paracelsus:

„Alle Dinge sind Gift und nichts ist ohne Gift. Die Menge allein macht, daß ein Ding kein Gift ist.“

Mit anderen Worten: Der Stickstoff im Stalldung oder in der Gülle ist genauso „giftig“ wie der Stickstoff im Kalkammonsalpeter. Der Unterschied ist nur, dass die N-Menge im Kalkammonsalpeter bekannt ist und wesentlich genauer dosiert werden kann.

Die Notwendigkeit, ökonomisch zu wirtschaften, d.h. hohe Erträge zu erzielen und gleichzeitig ökologische Gesichtspunkte zu berücksichtigen, rückte die Frage nach optimalen Gehalten an organischer Substanz in Ackerböden in den Vordergrund. Während auf dem Gebiet der Mineraldüngung im Ergebnis einer jahrzehntelangen Forschung Richtlinien für eine nach Menge, Art und Anwendungszeitpunkt optimale Ausbringung bereits seit langem bekannt sind und auch zuverlässige Richtwerte für Gehalte im Boden vorliegen, gab es bisher keine vergleichbaren Empfehlungen für die Gehalte des Bodens an organischer Substanz, d.h. für die nunmehr ungleich wichtigeren Parameter Kohlenstoff und Stickstoff. Es bleibt deshalb die dringende Frage offen: wieviel umsetzbarer C ist notwendig, um das Ertragspotential eines Standortes auszuschöpfen. Die Lösung der Aufgabe erfordert langjährige Dauerfeldversuche. Es war ein glücklicher Umstand, dass rd. 20 Dauerfeldversuche auf sehr unterschiedlichen Standorten als experimentelle Basis zur Verfügung standen (KÖRSCHENS 1984). Auf der Grundlage der Ergebnisse dieser Versuche in Verbindung mit intensiven Untersuchungen wurde eine *Humusbilanzmethode* erarbeitet, 1977 veröffentlicht (AUTORENKOLLEKTIV 1977) und flächendeckend in die Praxis eingeführt. Sie ist

bekannt und wird heute noch (oder wieder) in mehreren Bundesländern angewendet. Diese Bilanzmethode weist jedoch nur den notwendigen Bedarf an organischen Düngern für die Erhaltung eines optimalen Versorgungszustandes aus und sagt nichts über den augenblicklichen Versorgungsgrad, es sei denn, man kann rückwirkend über einen Zeitraum von mindestens 10 Jahren bilanzieren. Die weiteren Arbeiten auf diesem Gebiet verfolgten deshalb das Ziel, *Richtwerte für den Gehalt an organischer Substanz* zu erarbeiten (KÖRSCHENS 1980).

1986 wurden die ersten „Orientierungswerte für die Einstufung grundwasserferner D- und Lößstandorte nach dem Grad ihrer Versorgung mit organischer Substanz“ publiziert (KÖRSCHENS et al. 1986). Sie beruhten auf der Korrelation zwischen dem Feinanteilgehalt des Bodens (Korngrößen $\leq 6 \mu\text{m}$) und dem stabilen oder inerten C-Gehalt, abgeleitet aus den Ergebnissen zahlreicher Dauerfeldversuche. Dabei wurden neben dem Ertrag auch ökologische Gesichtspunkte berücksichtigt und außer den Mindestgehalten auch Obergrenzen angegeben. In der Folgezeit konnten diese Arbeiten, auf den vorhandenen Ergebnissen und Erfahrungen aufbauend, kontinuierlich fortgesetzt werden. Die experimentelle Basis verbreiterte sich durch Einbeziehung weiterer Dauerversuche des In- und Auslandes, durch internationale Kontakte und die verbesserten analytischen Möglichkeiten. Da für weitere Untersuchungen nur noch der umsetzbare Kohlenstoff von Bedeutung war, mußte eine einfache und praktikable Methode gefunden werden, um diese Fraktion zu bestimmen. Schließlich haben sich der heißwasserlösliche Kohlenstoff und Stickstoff als geeignete Kriterien erwiesen. Auf der Grundlage der Arbeiten von BRONNER (1976) und BEHM (1988) wurde im Verlaufe von mehr als 10 Jahren an der Präzisierung und Erprobung der Methode zur Bestimmung des heißwasserlöslichen C und N gearbeitet, u.a. im Rahmen eines vom Umweltbundesamt finanzierten Forschungsprojektes. Seit zwei Jahren sind diese Untersuchungen auch Gegenstand der Arbeiten einer internationalen Arbeitsgemeinschaft. Diese Erprobung, in die mehrere tausend Proben sehr unterschiedlicher Standorte einbezogen waren, ist inzwischen weitgehend abgeschlossen und zur Bestätigung als LUFA-Methode eingereicht (SCHULZ 2000). Sie wird danach als Standardmethode in den Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten angewendet.

Nachdem nun mit dem heißwasserlöslichen C und N die Möglichkeit besteht, die umsetzbare OBS zu bestimmen, muss noch nachgewiesen werden, wieviel umsetzbare OS optimal ist. Dazu werden die Ergebnisse von Dauerfeldversuchen und die jahrzehntelangen Erfahrungen der Versuchsansteller genutzt. Als Entscheidungskriterien werden der Ertrag, die Nährstoffeffizienz und die Kohlenstoffakkumulation verwendet. Tab. 7.3 zeigt die Ableitungen *optimaler Aufwandmengen an Stalldung* und davon abhängige C_{org} -Gehalte von 7 Dauerfeldversuchen. Die optimalen Aufwandmengen liegen zwischen 8 t/ha.a und 12 t/ha.a. Die daraus resultierenden

Differenzen zur ungedüngten Variante machen 0,11 bis 0,51 % C_{org} mit deutlicher Abhängigkeit vom Tongehalt aus. Ein Vergleich zwischen den Aussagen der Bilanzmethode und der Ableitung optimaler Aufwandmengen zeigt eine gute Übereinstimmung, im Durchschnitt der 7 untersuchten Standorte wird mit der Bilanzmethode ein um ca. 25 % höherer Bedarf ausgewiesen.

Tab. 7.3)

Optimale Aufwandmengen an organischer Düngung sowie optimale C_{org} -Gehalte unterschiedlicher Standorte, abgeleitet aus Dauerfeldversuchen

	Versuchsort	Tongeh. %	Optim. Stalldungaufwand- menge	C_{org} -% ohne Düng.	C_{org} -% Optim. D.	C_{org} -% Differ	Autor
1.	Bad Lauchstädt	21	10	1,61	2,12	0,51	KÖRSCHENS et al. 1994
2.	Methau	16	10	1,00	1,40	0,40	ALBERT 1999
3.	Seehausen	8	12	0,81	1,15	0,34	LEITHOLD et al. 1996
4.	Spröda	6	10	0,70	0,81	0,11	ALBERT 1999
5.	Müncheberg	5	8	0,48	0,62	0,14	ROGASIK 1998
6.	Groß Kreutz	5	10	0,42	0,64	0,22	ASMUS 1995
7.	Thyrow	3	10	0,37	0,65	0,28	LETTAU & ELLMER 1997

Tab. 7.4 zeigt einen Vorschlag für die Klassifikation von Böden nach ihrem Gehalt an heißwasserlöslichen Kohlenstoff (C_{hwl}). Aufgrund der bekannten großen Variabilität können Toleranzgrenzen von +/- 50 % akzeptiert werden. Bei den vorgestellten Beispielen heißt dies, dass 5 t/ha.a Stalldung auf keinen Fall unterschritten und 15 t/ha.a nicht überschritten werden sollten.

Tab. 7.4)

Bereiche von C_{hwl} für die Klassifikation von Böden nach ihrem Gehalt an umsetzbarer organischer Substanz für grundwasserferne Sand- und Leimböden mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 6-10 °C und 400-800 mm Jahresniederschlag (KÖRSCHENS & SCHULZ 1999).

C_{hwl} - Bereich [mg(100g) ⁻¹]	Gehaltsklasse
> 40	1 (sehr hoch)
30 ... 40	2 (hoch)
25 ... 30	3 (mittel; anzustreben)
20 ... 25	4 (gering)
< 20	5 (sehr gering)

7.2 Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit der Ertragssteigerung von bis zu 250 % in den letzten 50 Jahren in Deutschland und in einigen anderen Ländern hat sich gleichzeitig die Fläche für die Ernährung eines Menschen weltweit um 50 % von 0,5 ha/Kopf der Bevölkerung auf 0,26 ha/Kopf der Bevölkerung verringert. In den nächsten 25 Jahren wird sie sich weiter auf 0,17 ha/Kopf der Bevölkerung reduzieren. Vor 200 Jahren betrug sie in Deutschland noch 2,5 ha/Kopf der Bevölkerung. Daraus resultiert die Forderung nach weiterhin steigenden Erträgen

Eine lineare Extrapolation der nachgewiesenen Ertragssteigerungen in das nächste Jahrhundert ist sicherlich nicht gerechtfertigt. Trotzdem ist es erforderlich, eine Ertragssteigerung von 2 bis 3 % jährlich zu erreichen, um ausreichende Mengen an Nahrungsmitteln zu produzieren. Der Einsatz der Gentechnik wird hierzu weitere Möglichkeiten eröffnen. Der sogenannte „Ökologische Landbau“ mit seinen verschiedenen Spielarten ist für die o.g. Zielstellung im Vergleich zum integrierten Pflanzenbau keine Alternative, weil

- er keine ökologische Wirtschaftsweise darstellt
- im Vergleich zum integrierten Pflanzenbau keine Vorteilswirkungen aufzuweisen hat
- einen um ca. 30 % geringeren Ertrag erzielt

Schlussfolgernd aus den Ergebnissen der letzten 25 Jahre zum Einfluß der OBS auf Ertrag sowie auf Nährstoffeffizienz und C-Bilanzen, können folgende Aussagen getroffen werden:

Eine Erhöhung des C_{org} -Gehaltes im Boden über das ertraglich und nährstoffmäßig begründete Optimum hinaus bringt keinen vertretbaren Akkumulationseffekt, erhöht die Gefahr von N-Verlusten und stellt letztlich eine weitgehend unproduktive „Verbrennung“ von Kohlenstoff dar. Mit Richtwerten für optimale C_{org} -Gehalte, der Bestimmung des heißwasserlöslichen C und der Humusbilanzmethode ist die Möglichkeit gegeben, den Gehalt der Ackerböden an organischer Substanz einzuschätzen und so zu steuern, dass hohe Erträge bei weitgehender Vermeidung von Umweltbelastungen erreicht werden. Die Aussagen dieser Methoden beruhen auf den Ergebnissen zahlreicher Dauerfeldversuche und gehen weitgehend konform.

Die Forschungen auf diesem Gebiet erfordern die Erhaltung von Dauerfeldversuchen, da nur sie den experimentellen Nachweis einer nachhaltigen Landnutzung ermöglichen.

8 Charakterisierung des Leistungsvermögens mikrobieller Biozöten von Löß-Schwarzerde bei unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen in Abhängigkeit vom C_{org} -Gehalt

E.-M. Klimanek

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Halle/Saale

Abstract

Characterizing the performance of microbial biocenoses of loess-black earth cultivated in different way depending on the C_{org} level

A soil's fertility is largely determined by the life it contains, microbial activity being closely related to the presence of organic substance in the soil.

The influence of various types of organic and mineral fertilization on the microbial activity of soils has already been extensively studied. However, less is known about the effect of much larger amounts of manure, the influence of various types of fallow on the microbial activity of the soil, and the periods required for alterations to fertilization to sustainably affect the soil's microbial activity. These questions were tackled during trials on loess-black earth.

The microbial biomass, the activity of the enzymes protease, β -glucosidase and alkaline phosphatase, and the mineralisation ability of the soil were monitored by means of long-term incubation. The following findings were achieved:

- ⇒ After more than 90 years of static organic and mineral fertilization, a significant differentiation of microbial biomass and enzyme activities had occurred on loess-black earth.*
- ⇒ Above a certain level, raising the introduction of organic substance in the form of manure ceases to bring about a proportional increase in the microbial biomass.*
- ⇒ The cessation of organic and mineral fertilization on loess-black earth caused the microbial biomass to decline by up to 30% after 20 years compared to a fertilized comparison area, whereas the application of 15 t/ha*a on a site which had been left unfertilized for 78 years led to a 40% increase in the microbial biomass. The enzyme activities displayed similar behaviour.*
- ⇒ Black fallow with no organic fertilization led after just 17 years to a considerable decrease in both carbon content and microbial activity. After another 24 years of trials, neither the microbial activity nor the enzymatic activity had changed.*
- ⇒ Of the types of fallow investigated, the combination of mechanical–chemical fallow has a sharply negative impact on the soil's microbial activity, whereas green fallow causes a large rise owing to the input of slightly mineralizable substance.*
- ⇒ Significant correlations exist between the microbial parameters and the organic carbon content (C_{org}) as well as carbon soluble in hot water (C_{hw}).*

Zusammenfassung

Die Fruchtbarkeit eines Bodens wird wesentlich vom Bodenleben mitbestimmt. Dabei ist die mikrobielle Aktivität eng mit dem Vorhandensein organischer Substanz im Boden verbunden.

Über den Einfluss unterschiedlicher organischer und mineralischer Düngung auf die mikrobielle Aktivität von Böden liegen umfangreiche Untersuchungen vor. Weniger bekannt ist die Wirkung stark erhöhter Stalldungsmengen, der Einfluss unterschiedlicher Bracheformen auf die mikrobielle Aktivität des Bodens und die Zeiträume, nach denen Düngungsänderungen die mikrobielle Aktivität eines Bodens nachhaltig beeinflusst haben. Diesen Fragen wurde in Versuchen auf Löß-Schwarzerde nachgegangen.

Erfasst wurden hierzu die mikrobielle Biomasse, die Enzymaktivitäten Protease, β -Glucosidase, und alkalische Phosphatase sowie das Mineralisierungsvermögen des Bodens mit Hilfe der Langzeitinkubation. Es konnten folgende Ergebnisse erzielt werden:

- ⇒ Nach mehr als 90 Jahren statischer organischer und mineralischer Düngung ist auf Löß-Schwarzerde eine signifikante Differenzierung der mikrobiellen Biomasse und der Enzymaktivitäten eingetreten.
- ⇒ Die Erhöhung der Zufuhr organischer Substanz in Form von Stalldung führt ab einer bestimmten Höhe nicht mehr zu einem proportionalen Anstieg der mikrobiellen Biomasse.
- ⇒ Die Unterlassung organischer und mineralischer Düngung bewirkte nach einem Zeitraum von 20 Jahren auf Löß-Schwarzerde einen Rückgang der mikrobiellen Biomasse bis zu 30 % gegenüber einer gedüngten Vergleichsvariante, die Zufuhr von 15 t/ha*a auf einer 78 Jahren ungedüngten Variante zu einem Anstieg der mikrobiellen Biomasse um 40 %. Die Enzymaktivitäten zeigten ein ähnliches Verhalten..
- ⇒ Schwarzbrache ohne organische Düngung führt schon nach 17 Jahren Versuchsdauer zu einem starken Rückgang des Kohlenstoffgehaltes und der mikrobiellen Aktivität.
- ⇒ Nach weiteren 24 Versuchsjahren hatte sich die mikrobielle Aktivität nicht mehr verändert. Gleiches gilt auch für die enzymatische Aktivität.
- ⇒ Von den geprüften Bracheformen führt die Kombination mechanisch-chemische Brache zu einer starken negativen Beeinflussung der mikrobiellen Aktivität des Bodens, Grünbrache zu einer starken Erhöhung durch den Eintrag leicht mineralisierbarer Substanz.
- ⇒ Zwischen den mikrobiellen Parametern und dem organischen (C_{org}) sowie dem heißwasserlöslichen Kohlenstoff (C_{hwl}) bestehen signifikante Korrelationen.

8.1 Einleitung

Agrarwirtschaft verändert nicht nur das Erscheinungsbild der Landschaft und die oberirdische Biozönose, sondern auch die Biozönose im Boden. Diese Veränderungen sind optisch nicht sichtbar und vollziehen sich über längere Zeiträume. Die Fruchtbarkeit eines Bodens wird neben chemischen und physikalischen Eigenschaften auch wesentlich von der Aktivität der Mikroorganismen des Bodens mitbestimmt. Sie ist eng mit dem Vorhandensein organischer Substanz verbunden, die dem Boden über organische Düngung und Pflanzenrückstände zugeführt wird. Über den Einfluss unterschiedlicher organischer und mineralischer Düngung auf die mikrobielle Aktivität von Böden liegen umfangreiche Untersuchungen vor. Weniger bekannt ist die Wirkung stark erhöhter Stallungsmengen, der Einfluss unterschiedlicher Bracheformen und die Bedeutung von Fruchtfolgen, sowie die Zeiträume, nach denen Düngungsänderungen die mikrobielle Aktivität eines Bodens nachhaltig beeinflussen. Diesen Fragen wurde in langjährigen Versuchen auf Löß-Schwarzerde nachgegangen.

8.2 Material

Die Versuchsflächen liegen auf dem Schwarzerdegebiet Sachsen-Anhalts am Rande der Querfurter Platte. Folgende unterschiedlich alte Versuche wurden auf das Leistungsvermögen mikrobieller Biozönosen hin ausgewertet:

Statischer Düngungsversuch (V120):

Anlagejahr 1902 (von GRÖBLER und SCHNEIDEWIND)

Versuchsfrage:

Wirkung organischer und mineralischer Düngung auf Ertrag und Qualität der Ernten sowie auf fruchtbarkeitsbestimmende Eigenschaften (KÖRSCHENS 1990, 1994).

Der Versuch besteht aus 4 Schlägen mit jeweils 2 Schlaghälften, die in 3 Großteilstücke unterteilt sind, auf denen die Wirkung organischer Düngung (30 t Stallung/ha; 20 t Stallung/ha) in Kombination mit mineralischer (NPK; NP; NK; PK) sowie fehlender Düngung geprüft wird. Die vier Schläge tragen unterschiedliche Fruchtarten in einer Fruchtfolge (Zuckerrüben, Sommergerste, Kartoffeln, Winterweizen).

Schlaghälfte 6:

Prüfglied 1: 30 t Stallung/ ha jedes 2. Jahr + NPK

Prüfglied 6: 30 t Stallung/ ha jedes 2. Jahr, ohne mineralische Düngung

Prüfglied 13: NPK, ohne Stallung

Prüfglied 18: ohne Düngung

Auf den Schlägen II und III wurde 1978 jeweils die Düngung einer Schlaghälfte verändert. Schlaghälfte 4 erhielt durchgehend keine organische Düngung mehr, während Schlaghälfte 5 auf allen Prüfgliedern mit 30 t Stalldung/ha jedes zweite Jahr zur Hackfrucht versorgt wurde. Auf die einzelnen Großteilstücke wurde eine gestaffelte N-Düngung in 5 Stufen (N1-N5) gelegt, deren Höhe von der jeweiligen Pflanzenart abhängt (KÖRSCHENS & PFEFFERKORN 1998).

Schlaghälfte 4:

bis 1977	ab 1978
Prüfglied 1: 30 t Stall./ ha jedes 2. Jahr + NPK	ohne Düngung
Prüfglied 6: 30 t Stall./ ha jedes 2. Jahr, ohne NPK	ohne Düngung
Prüfglied 13: ohne Stall. + NPK	ohne Stall. + N 5* (Stufe 5)
Prüfglied 13: ohne Stall. + NPK	ohne Düngung
Prüfglied 17: ohne Stall. + PK	ohne Düngung
Prüfglied 18: ohne Stall.	ohne Düngung

Schlaghälfte 5:

Prüfglied 1: 30 t Stall./ ha jedes 2. Jahr + NPK	30 t Stall./ ha jedes 2. Jahr +N 5* (Stufe5)
Prüfglied 1: 30 t Stall./ ha jedes 2. Jahr + NPK	30 t Stall./ ha jedes 2. Jahr , ohne N
Prüfglied 6: 30 t Stall./ ha jedes 2. Jahr, ohne NPK	30 t Stall./ ha jedes 2. Jahr, ohne N
Prüfglied 13: ohne Stall. + NPK	30 t Stall./ ha jedes 2. Jahr, ohne N
Prüfglied 18: ohne Düngung	30 t Stall./ ha jedes 2. Jahr, ohne N
Prüfglied 18: ohne Düngung	30 t Stall./ ha jedes 2. Jahr +N 5* (Stufe5)

N 5* (N-Gabe, Stufe 5) = 80-240 kg/ha entsprechend der Versuchsfrucht

Betonringversuch:

Anlagejahr 1957

Versuchsfrage:

Veränderung des Humusgehaltes ausgewählter Prüfglieder des Statischen Düngungsversuches bei Schwarzbrache auf unterschiedlichem C-Niveau (ANSORGE 1966).

Boden der Prüfglieder 1, 6, 13 und 18 des Statischen Versuches wurden 1956 entnommen, in Betonringe gefüllt und unter Schwarzbrache gehalten. Diese Prüfglieder wiesen im Anlagejahr unterschiedliche C-Niveaus auf. Untersuchungen dazu liegen allerdings erst ab 1965 vor. Die C_{org}-Gehalte betrugen im Anlagejahr 1.99 % (Prfogl. 1); 1,87 % (Prfogl. 6); 1,61 % (Prfogl. 3); 1,49 % (Prfogl. 18) (ANSORGE 1966).

Modellversuch mit extrem hohen Stallungsgaben (V494):

Anlagejahr 1983

Versuchsfrage:

Prüfung der Langzeitwirkung extrem hoher Stallungsgaben auf den Ertrag, den Nährstoffentzug und die Bodeneigenschaften (KÖRSCHENS & PFEFFERKORN 1998)

Prüffaktoren:

1. ohne Stallung, (60 kg P/ha, 120 kg K/ha jedes 2. Jahr)
2. 50 t Stallung/ha*a
3. 100 t Stallung/ha*a
4. 200 t Stallung/ha*a

Diese Faktoren wurden in ihrem Einfluß auf die mikrobielle Aktivität bei einer Fruchtfolge und unter Schwarzbrache untersucht.

Sukzessionsversuch ohne Eingriff (V505):

Anlagejahr 1988

Versuchsfrage:

Einfluss verschiedener Bracheformen auf chemische Eigenschaften des Bodens und Verlauf der Sukzession auf der Unkrautbrache.

Prüffaktoren:

1. mechanische Brache
2. Herbizidbrache
3. mechanisch-chemische Brache
4. Unkrautbrache

Die unterschiedlichen Bracheformen wirken sich nicht nur auf chemische Bodeneigenschaften aus, sondern lassen auch eine Veränderung der mikrobiellen Aktivität des Bodens erwarten.

Ehemalige Stallung- und Gülledeponie (V503):

Anlagejahr 1986

Versuchsfrage:

Einfluss extrem hoher Gehalte an organischer Substanz im Boden auf Pflanzenertrag und -qualität sowie Bodeneigenschaften (KÖRSCHENS & PFEFFERKORN 1998)

Die Fläche der Deponie wurde in 105 Parzellen aufgeteilt (Abb. 8.2), die in 5 unterschiedliche Belastungsstufen an Hand des C_{org} -Gehaltes eingeteilt wurden. Am Boden von 16 Parzellen aus den 5 Belastungsstufen (Klassen) erfolgten die mikrobiellen Untersuchungen.

Klasse 1: 2-3 % C_{org} (Parz. 3,4,16,17,87,88)	Klasse 2: 3-4 % C_{org} (Parz. 85,86,)
Klasse 3: 4-5 % C_{org} (Parz. 78,83,84,103)	Klasse 4: 5-6 % C_{org} (77,79,102)
Klasse 5: > 6 % C_{org} (101)	

8.3 Methoden

Die mikrobielle Aktivität des Bodens wurde mit Hilfe folgender Parameter bestimmt:

- ⇒ mikrobielle Biomasse (MB) und Basalatmung mit Hilfe der substratinduzierten Respiration nach ANDERSON & DOMSCH (1978) in der Anlage nach HEINEMEYER et al. (1989)
- ⇒ Langzeitinkubation im Gaskreislaufverfahren nach KLIMANEK (1994)
- ⇒ Enzymaktivitäten:
 - Protease (*Pro*) nach LADD & BUTLER (1972)
 - β -Glucosidase (β -*Glu*) verändert nach HOFFMANN & DEDEKEN (1965)
 - alkalische Phosphatase (*AP*) nach TABATABAI & BREMNER (1969)
- ⇒ C_{org} nach STRÖHLEIN mit C-MAT 550
- ⇒ heißwasserlöslicher Kohlenstoff (C_{hwl}) nach SCHULZ (1990)

8.4 Ergebnisse

8.4.1 Einfluss der Düngung auf mikrobielle Parameter

Der Boden ausgewählter Prüfglieder des Statischen Versuches sind in der Vergangenheit mehrfach auf seine Besiedlung mit Bakterien, Pilzen, Actinomyceten, seine mikrobielle Aktivität und das C-Mineralisierungsvermögen untersucht worden (ANSORGE 1966, KLIMANEK 1972, 1980, 1982, KOEPKE 1967, NEHRING & WIESEMÜLLER 1966, WEIGEL et al. 1998). Die Ergebnisse haben gezeigt, dass die über Jahrzehnte differenzierte Düngung zu Veränderungen chemischer, aber auch mikrobieller Parameter in Abhängigkeit von Aufwandmenge und Art geführt hat. Die nach einer Versuchsdauer von 98 Jahren an inzwischen erweiterten mikrobiellen Parametern gewonnenen Erkenntnisse lassen in Tab. 8.1 deutlich die differenzierende Wirkung der Düngung erkennen.

Die mikrobielle Biomasse, aber auch die Enzymaktivitäten erhöhen sich bei einer zusätzlichen mineralischen Düngung (NPK) gegenüber reiner Stalldüngung. Hier liegt eine indirekte Wirkung der mineralischen Düngung über erhöhte Ernte- und Wurzelrückstände durch höhere Erträge vor.

Die zunächst als Widerspruch erscheinende geringere Aktivität der alkalischen Phosphatase bei reiner NPK-Düngung gegenüber dem ungedüngten Prüfglied ist auf die inhibierende Wirkung von mineralischem P auf das Enzym zu erklären. Die Mikroben können den mineralisch vorliegenden Phosphor für ihre Stoffwechselaktivität nutzen. Das Enzym Phosphatase wird nur induziert, wenn der Phosphor organisch gebunden vorliegt.

Tab. 8.1)

Einfluss einer differenzierten Düngung auf die mikrobielle Biomasse, mikrobielle Aktivitäten und chemische Kriterien von Löß-Schwarzerde nach einer Versuchsdauer von 98 Jahren

org. Düngung min. Düngung	30 t Stalldung * NPK **	30 t Stalldung* ohne	ohne NPK **	ohne ohne
Corg %	2,30	2,27	1,70	1,46
Nt %	0,210	0,200	0,155	0,139
C/N	11,0	11,7	11,0	10,3
Chwl (mg/ 100g Boden)	55,43	48,84	27,52	23,88
Nhwl (mg/ 100g Boden)	8,78	6,99	4,27	4,36
Mikr. Biom. (µg Cmik/ gTS)	260	227	158	123
Basalatmg. (µg CO ₂ -C/gTS/h)	1,16	1,06	1,10	1,23
qCO ₂ (ng C/µg Cmik)	4,46	4,67	6,96	10,00
Cmik/Corg	1,13	1,02	0,93	0,84
C-Mineral. (mg CO ₂ / 100 g B.)	77	61	49	49
AP (µg p-NP/ g TS/ h)	2419	2268	646	1021
β-Glu (µg Saligenin/ gTS/3h)	86	65	46	37
Prot (µg Tyrosin/ g TS/2h)	164	176	122	97
DMSO-Red. (ng DMS/gTS/h)	1062	940	656	586

* jedes 2. Jahr zur Hackfrucht; ** NPK s. KÖRSCHENS

Die Basalatmung unterscheidet sich nur geringfügig. Der metabolische Quotient, der die Effizienz der Veratmung organischer Substanz beschreibt, nimmt mit der Verminderung der organischen und mineralischen Düngung zu, d.h. die Mikroorganismen müssen für ihren Erhaltungsstoffwechsel mehr Substrat mineralisieren. Der Anteil der Mikroben am organischen Kohlenstoff des Bodens nimmt mit der Verminderung der Düngung ab.

Umfangreiche Untersuchungen von KÖRSCHENS (1997) haben ergeben, dass sich das C- und N-Niveau von Löß-Schwarzerde nach 70 Jahren gleichbleibender Düngung nicht mehr wesentlich verändert und sich ein Fließgleichgewicht einstellt. Für die mikrobielle Aktivität des Bodens ist ein ähnliches Verhalten zu erwarten, da sie an die organische Substanz des Bodens gekoppelt ist. Im Statischen Versuch wurde Stalldung mit einer Höhe von 30 t jedes zweite Jahr zu Hackfrucht eingesetzt, eine Menge, die nicht praxisüblich ist. Zur Klärung der Frage, wie sich die mikrobielle Aktivität des Bodens verhält, wenn diese Aufwandmenge noch gesteigert wird, bot sich der Modellversuch mit extrem hohen Stalldunggaben (V 494) an. Es sollte geklärt werden, ob die mikrobielle Aktivität proportional zum C_{org} ansteigt oder ob sie ab einer bestimmten Höhe limitierend wirkt. Wie die Ergebnisse in Abb. 8.1 zeigen, steigt die Biomasse mit der Erhöhung des C_{org} an, wenn auch nicht proportional. Eine Steigerung der Stalldunggabe von 50 auf 200 t/ha/a (V

494) bewirkte bei einer Fruchtfolge nach 17 Jahren eine Erhöhung des C_{org} um 112 % gegenüber dem ungedüngten Prüfglied. Die mikrobielle Biomasse zeigte einen ähnlichen Anstieg. Er verlief aber nicht proportional zum C_{org} und erreichte eine Steigerung von 95 %.

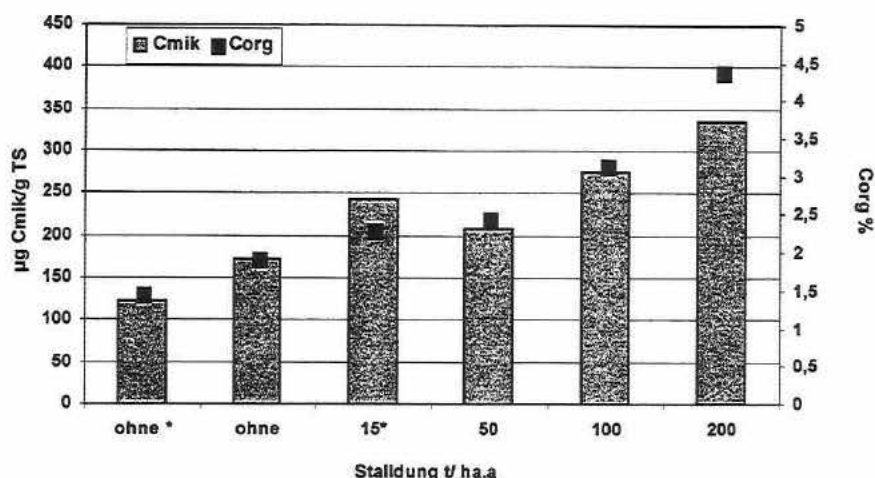


Abb. 8.1.)

Mikrobielle Biomasse ($\mu g C_{mik}$) und C_{org} (%) in Abhängigkeit von der Aufwandmenge und Dauer organischer Düngung

Deutlich wird bei den Ergebnissen der Einfluss der Zeitdauer der Behandlung. Die mit * versehenen Prüfglieder aus dem Statischen Versuch wurden seit 98 Jahren mit 15 t Stallung versorgt bzw. erhielten keine Düngung. Die mikrobielle Biomasse weist einen höheren Wert im Vergleich zu 50 t/ha/a nach 17 Jahren auf, d.h. nach 17 Jahren Behandlungsdauer ist trotz erhöhter Versorgung des Bodens mit organischer Substanz (OS) noch nicht das Niveau einer langzeitigen OS-Versorgung erreicht. Die Stallungsgaben von 100 und 200 t/ha*a führten nach 17 Jahren dann aber zu einem Anstieg der mikrobiellen Biomasse, der trotz der kurzen Zeitspanne deutlich über der bei 15 t Stallung liegt. Bei den ungedüngten Prüfgliedern (ohne) wird ebenfalls die Langfristigkeit der Behandlung in ihrer Wirkung sichtbar. Nach 17 Jahren fehlender Düngung ist der Status von 98 Jahren Mangeldüngung ebenfalls noch nicht erreicht. Das bedeutet, dass die organische Düngung noch nach 17 Jahren positiv auf die mikrobielle Biomasse des Bodens nachwirkt.

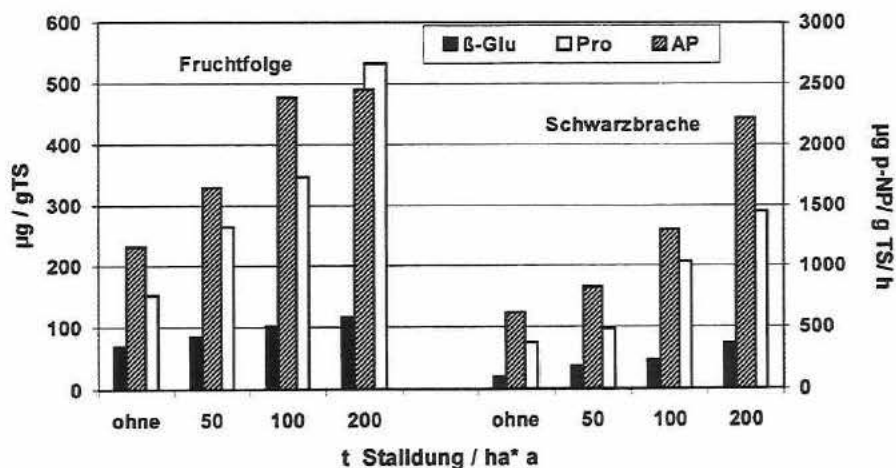


Abb. 8.2)

Einfluss der Stallungsmenge auf die Aktivität der Enzyme Protease (Pro), β -Glucosidase (β -Glu) und alkalische Phosphatase (AP) in Abhängigkeit vom Bewuchs

Der Einfluss erhöhter Stallungsgaben auf die enzymatische Aktivität wird in Abb. 8.2 erkennbar. Sie steigt mit der Aufwandmenge an Stallung an. Bei der alkalischen Phosphatase bewirkt die Verdoppelung von 100 t Stallung auf 200 t in der Fruchtfolge nur noch einen leichten Anstieg. Die Nachhaltigkeit langjähriger statischer Düngung wird sehr deutlich im Boden der Prüfglieder der 1978 in der Düngung umgestellten Schlaghälften des Statischen Versuchs. Die Ergebnisse (Abb. 8.3) lassen erkennen, dass bei Veränderung der organischen und mineralischen Düngung auf unterschiedlichem C-Niveau nach 20 Jahren das Ausgangsniveau der mikrobiellen Aktivität der Vergleichsvarianten noch nicht erreicht worden ist (KLIMANEK 2000).

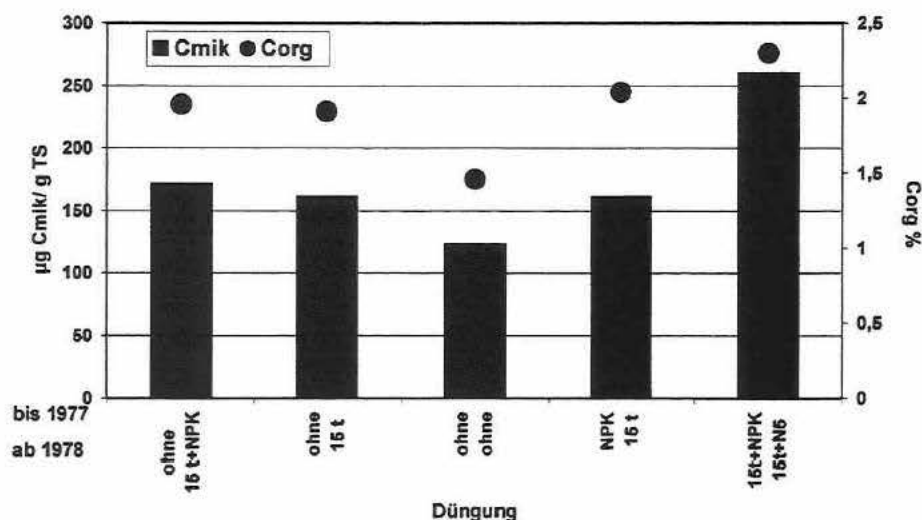


Abb. 8.3)

Einfluss einer Düngungsänderung auf die mikrobielle Biomasse ($\mu\text{g C}_{\text{mik}}$) von Löß-Schwarzerde nach 20 Jahren Behandlungsdauer

Die Volldüngungsvariante wies nach 20 Jahren unterlassener organischer Düngung noch 47 % mehr mikrobielle Biomasse als das 96 Jahre ungedüngte Prüfglied auf. Nach Versorgung des 76 Jahre ungedüngten Prüfgliedes mit 15 t Stallung/ha/a wurden erst 66 % der Volldüngungsvariante erreicht. Das zeigt, dass trotz optimaler Düngung zur Einstellung eines „Fließgleichgewichtes“ auch in der mikrobiellen Biozönose des Bodens längere Zeiträume erforderlich sind und nicht in kurzer Zeit die mikrobielle Leistungsfähigkeit eines Bodens bei Bewuchs gravierend beeinflusst wird. Langjährige organische bzw. organisch-mineralische Düngung hat bei unterlassener Düngung noch über einen längeren Zeitraum eine nachhaltige Wirkung auf die mikrobielle Aktivität von Löß-Schwarzerde ausgeübt. In Tab. 8.2 werden die Veränderungen der mikrobiellen Aktivität nach Einstellung der organischen Düngung bzw. Versorgung der 76 Jahre ungedüngten Prüfglieder mit 30 t Stallung jedes 2. Jahr zur Hackfrucht prozentual zu den entsprechenden Vergleichsvarianten angegeben.

Tab. 8.2)
 Prozentuale Veränderungen mikrobieller Parameter bei differenzierter Düngung nach der Düngungsänderung in Abhängigkeit vom C_{org} -Gehalt des Bodens

Düngung		C_{org} %	Mik. Biom.	β -Glucos.	Protease	alkal. Phosph.	C-Mineral.
bis 1977	ab 1978						
30 t*+NPK	30t*+N5**	2,30	100	100	100	100	100
30 t*+NPK	30 t*	2,08	- 13	- 9	- 4	- 3	- 10
30 t*+NPK	Ohne	1,90	- 31	- 32	- 10	- 6	- 25
30 t*	N5**	2,23	100	100	100	100	100
30 t*	Ohne	1,80	- 22	- 32	- 27	- 16	- 10
NPK	N5**	1,70	100	100	100	100	100
NPK	Ohne	1,62	- 15	- 7	- 2	+ 30	- 4
NPK	30 t*	2,04	+ 2	+ 39	+ 13	+ 46	+ 39
ohne	Ohne	1,46	100	100	100	100	100
ohne	30 t*	1,91	+ 31	+ 62	+ 25	+ 11	+ 10
ohne	30 t + N5**	1,96	+ 39	+ 130	+ 39	+ 58	+ 16

* = * jedes 2. Jahr zur Hackfrucht

N5** = 80-120 kg /ha entsprechend der Versuchsart

(KÖRSCHENS & PFEFFERKORN 1998)

Bei der C-Mineralisierung ergab ein Vergleich mit den Ergebnissen aus der Langzeitinkubation nach 76 Jahren Versuchszeit (KLIMANEK 1980) und 96 Jahren (KLIMANEK 2000), dass sich im Zeitraum von 20 Jahren statischer Düngung nur geringfügige Veränderungen eingestellt haben. Auf den Prüfgliedern hat sich ein Fließgleichgewicht eingestellt. Nach der Umstellung der Düngung führte die Unterlassung der organischen Düngung bzw. die Zufuhr von 30 t Stalldung nach 20 Jahren zu einem deutlichen Rückgang bzw. zu einem Anstieg der Mineralisierungsleistung, der aber noch nicht das Niveau der Vergleichsprüfglieder erreicht hat (Abb. 8.4).

Die Mineralisierungsaktivität ist abhängig vom leicht mineralisierbaren Kohlenstoff, der über den heißwasserlöslichen Anteil bestimmt werden kann (KÖRSCHENS et al.1990, SCHULZ 1990). Die CO_2 -Freisetzung ist mit $r=0,84$ signifikant mit dem C_{hwl} korreliert (Abb. 8.5).

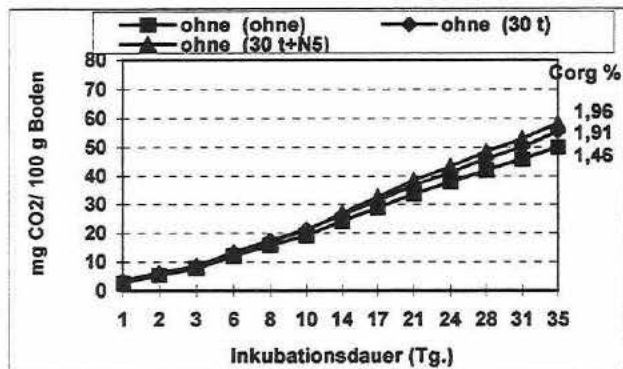
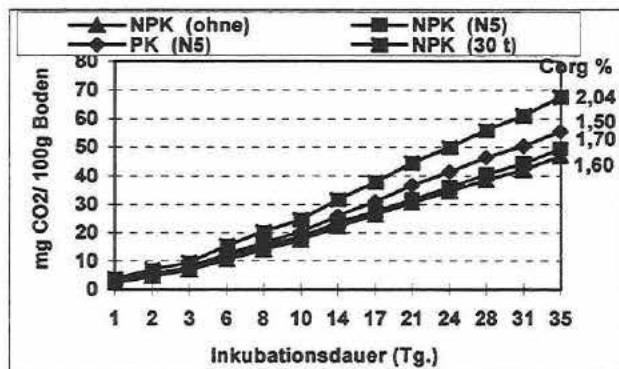
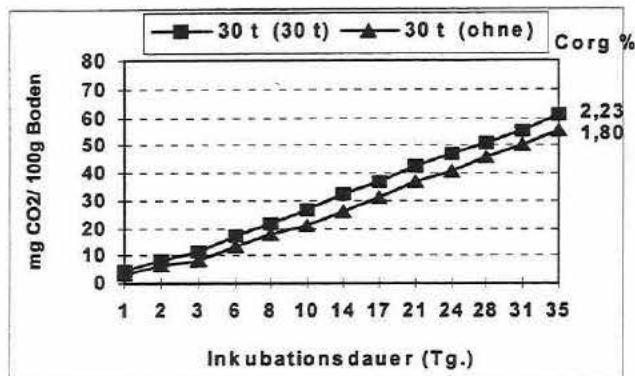
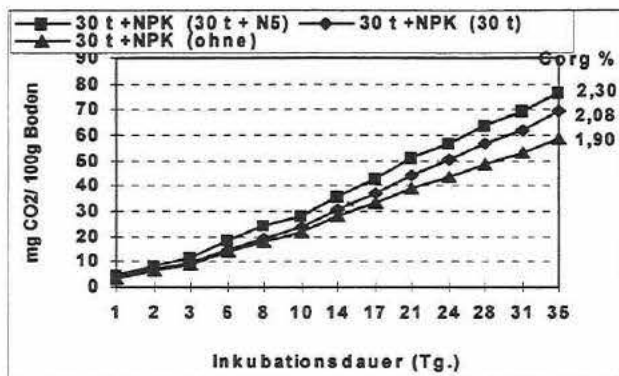


Abb. 8.4)

Mineralisierungsleistung von Löß-Schwarzerde in Abhängigkeit von der Düngung unter Laborbedingungen bei 25° C und 60 % WK_{max}

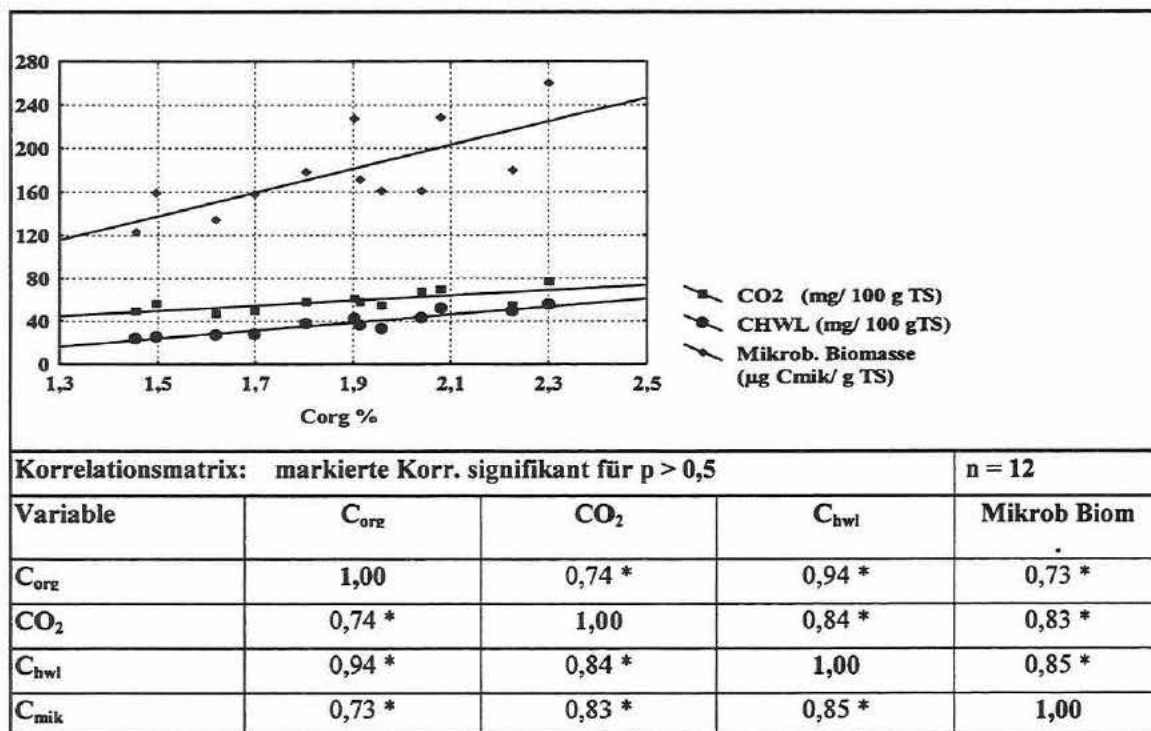


Abb. 8.5)

Korrelation zwischen organischem Kohlenstoff (C_{org}), CO₂-Freisetzung und mikrobieller Biomasse (C_{mik})

8.4.2 Einfluss des Bewuchses auf die mikrobielle Aktivität

Nicht nur die Düngung beeinflusst die mikrobielle Aktivität eines Bodens, sondern mit ihr zusammen auch der Bewuchs. Der Einfluss der Steigerung der Stallungsgaben wurde unter Bewuchs und unter Brache geprüft. Wie die Ergebnisse für die mikrobielle Biomasse in Abb. 8.6 erkennen lassen, steigen sowohl C_{org} als auch Biomasse bei beiden Behandlungen mit der Aufwandmenge an Stallung an. Nach 17 Jahren Versuchsdauer hatte die Brache auf allen Prüfgliedern zu einem Rückgang der mikrobiellen Biomasse geführt, der zwischen 37 und 58 % liegt. Diese Abnahme verläuft jedoch nicht proportional zum C_{org} -Gehalt. Die fehlenden Einträge an organischer Substanz aus den Pflanzenrückständen und den Wurzelexsudaten zur OS-Erhöhung werden in den Ergebnissen deutlich sichtbar und damit auch die Bedeutung der von den Fruchtarten hinterlassenen Ernte- und Wurzelrückstände sowohl für den C_{org} -Gehalt als auch für die biologische Aktivität des Bodens.

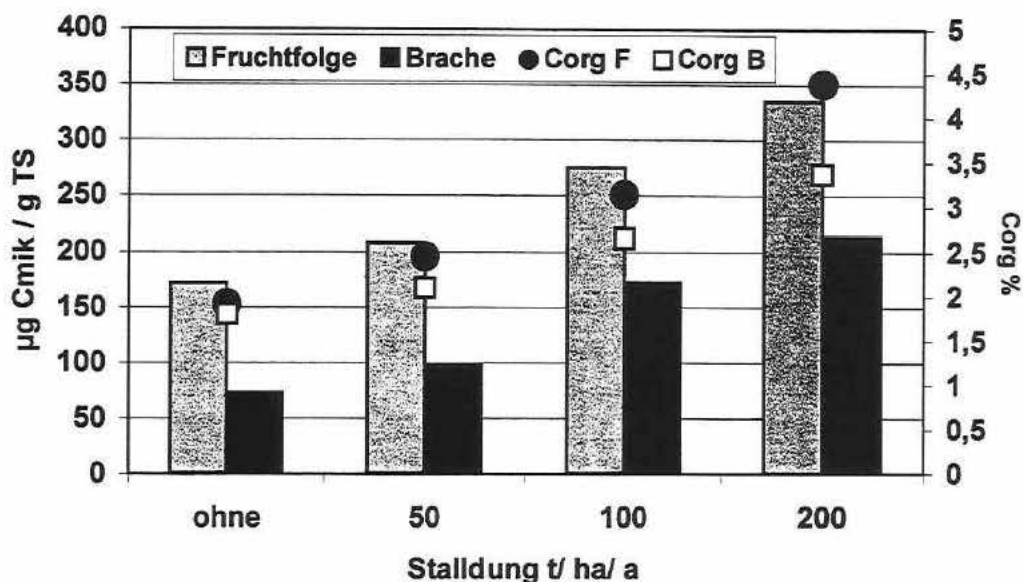


Abb. 8.6)

C_{org} -Gehalt und mikrobielle Biomasse in Abhängigkeit von der Aufwandmenge an Stallung und dem Bewuchs ($C_{org F} = C_{org}$ der Fruchtfolge; $C_{org B} = C_{org}$ der Brache)

Ähnliche Ergebnisse waren auch für die Enzymaktivitäten der Protease, β -Glucosidase und alkalische Phosphatase (AP) zu verzeichnen (Abb. 8.2). Auf den Bracheparzellen war ein Abfall der Aktivität von Protease und β -Glucosidase zwischen 40 und 70 % eingetreten, bei der AP auf dem Prüfglied mit 200 t Stallung/ha/a nur 10 %. Bei fehlender Stallungversorgung wird die Wirkung der Brache noch verstärkt. Sie führt dann zu einer gravierenden Verarmung an mikrobieller Aktivität des Bodens. Eine große Rolle für den Rückgang der mikrobiellen Biomasse und enzymatischen Aktivität im Boden spielt außerdem die Zeitdauer des Brachezustandes.

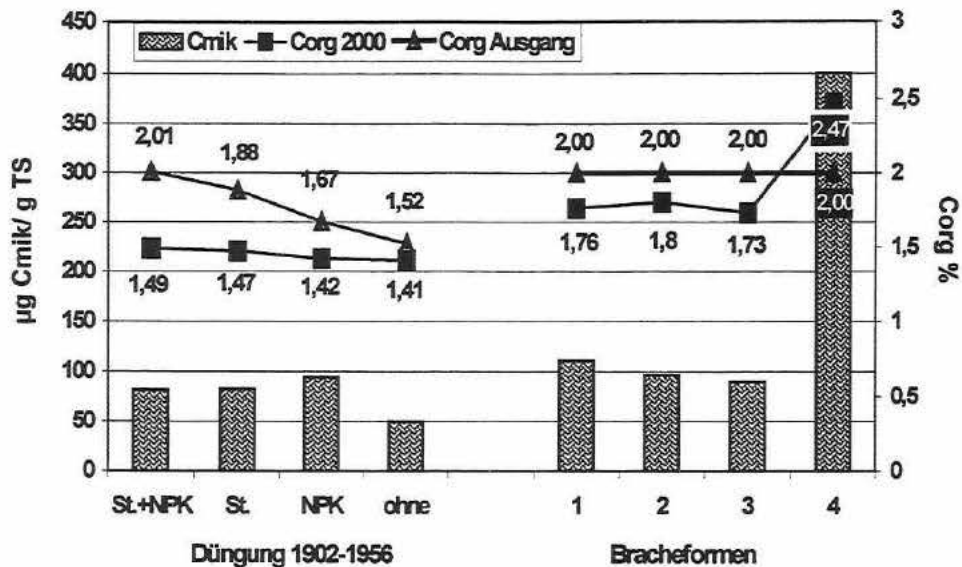


Abb. 8.7)

Einfluss von Schwarzbrache auf die mikrobielle Biomasse des Bodens in Abhängigkeit vom Corg-Gehalt des Bodens und der Bracheform

(1=mechan., 2=Herbizid-, 3=mechan.-chem. Brache, 4=Unkrautbrache; C_{org} 2000= 2000 bestimmte C-Werte)

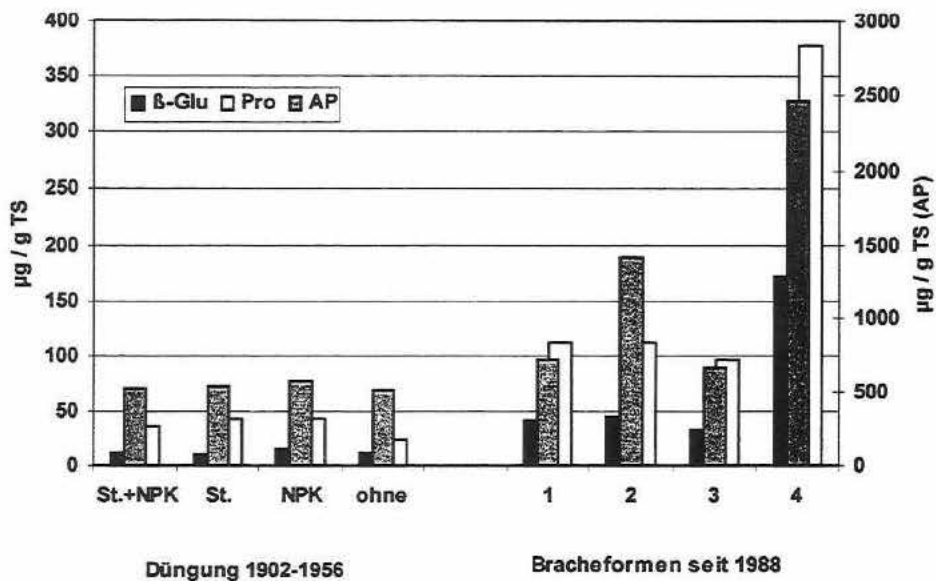


Abb. 8.8)

Einfluss von 44 Jahren Schwarzbrache bzw. 13 Jahren unterschiedliche Bracheformen auf Enzymaktivitäten des Bodens

Zur Untersuchung dieser Frage bot sich der Versuch zur Stallungsteigerung (V494) und der Betonringversuch an. Im V494 wurde auch bei Brache der Boden mit Stallung in gestaffelter Menge versorgt. Der Boden in den Betonringen, die bei Anlage des Versuches ein unterschiedliches C_{org}-Niveau aufwiesen, ließen nach 44 Jahren unterlassener Düngung und Schwarzbrache nur noch geringe Unterschiede sowohl im C_{org} als auch im Biomasse-Gehalt erkennen (Abb. 8.7). Der niedrigste C_{mik}-Gehalt war auf dem seit 1902 ungedüngten Prüfglied (ohne) zu finden. Die C_{org}-Gehalte waren während der 44 Jahre Brache (von 1956 bis 2000) gegenüber den bei Versuchsanlage (Ausgangsgehalte) gemessenen Werten stark abgefallen. Ähnliche Ergebnisse

konnten für die geprüften Enzyme β -Glucosidase, Protease und alkalische Phosphatase nachgewiesen werden (Abb. 8.8).

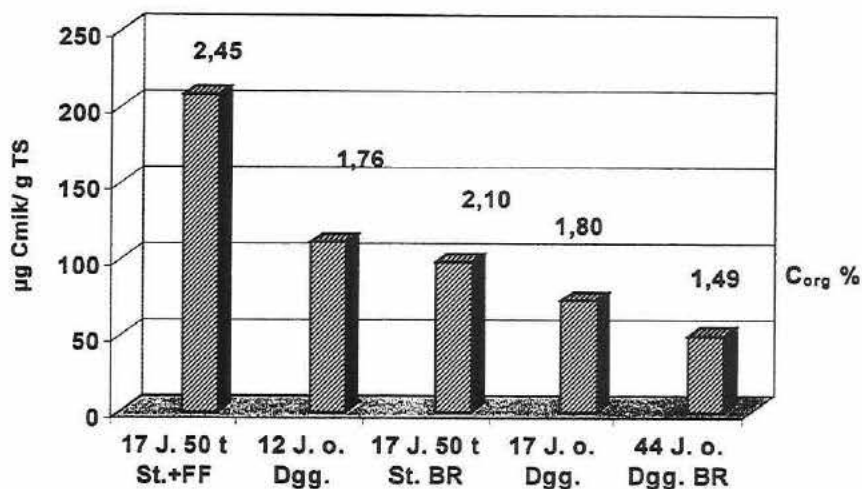


Abb. 8.9)

Einfluss von Schwarzbrache in Abhängigkeit von der Versuchsdauer auf C_{mik} und C_{org} im Vergleich zu Stalldungzufuhr und Bewuchs auf Löß-Schwarzerde (FF=Fruchtfolge, BR=Brache)

Abb. 8.9 zeigt die Veränderungen der Gehalte der mikrobiellen Biomasse und der organischen Substanz (C_{org}) auf Brache ohne Düngung nach 12, 17 und 44 Jahren sowie Brache mit Stalldungversorgung im Vergleich zu einer Fläche mit Fruchtfolge (FF) und Stalldunggabe. Nach 12 Jahren Brache war ohne Stalldungzufuhr schon ein deutlicher Rückgang im C_{org} und der mikrobiellen Biomasse zu verzeichnen, der sich mit zunehmender Versuchsdauer verstärkte. Der Boden des 98 Jahre ungedüngten Prüfgebietes (in Abb. 8.9 als 44 J.o.Dgg. + BR ausgewiesen), der bis 1956 in einer Fruchtfolge bewirtschaftet wurde, wies nach 44 Jahren Brache sowohl den niedrigsten C_{org} -Gehalt als auch die geringste mikrobielle Biomasse auf. Es wurde ein Niveau erreicht, das sich auf Löß-Schwarzerde des Standortes Bad Lauchstädt nicht mehr wesentlich verändert.

Schwarzbrache kann auf unterschiedliche Weise erzeugt werden. Geprüft wurde eine Brache, die mechanisch (1), mit Hilfe von Herbiziden (2), sowie mit der Kombination aus mechanischer und chemischer Behandlung (3) schwarz gehalten wurde und eine Unkrautbrache (4) in ihrer Wirkung auf den Kohlenstoffgehalt und die mikrobielle Aktivität des Bodens. Der C-Gehalt sank innerhalb von 12 Jahren auf den mechanisch und chemisch erzeugten Brachen um 0,20-0,27 %C. Wie die Ergebnisse in Abb. 8.8 und 8.9 zeigen, bewirken diese Bracheformen einen Rückgang der mikrobiellen Aktivität. Zwischen den Brachen 1 und 2 bestehen nur geringfügige Unterschiede in ihrer Wirkung auf die mikrobielle Aktivität des Bodens, wobei aber ein verstärkt negativer Einfluss durch die mechanisch-chemische Brache zu erkennen ist. Unkrautbrache dagegen führt zu einer Erhöhung des C_{org} -Gehaltes. Der Kohlenstoffgehalt ist in den 12 Jahren nur durch die organische

Schwarzerde üblichen Niveau von $200 \mu\text{g } C_{\text{mik}}/\text{g TS}$. Die Korrelationskoeffizienten zwischen C_{org} , C_{mik} und C_{hwl} betragen $r=0,71-0,74$. Die vielfach nachgewiesene enge Beziehung zwischen C_{hwl} und C_{mik} von $r>0,85$ konnte hier nicht bestätigt werden. Durch die in den Boden eingetragenen hohen C- und vor allem N-Mengen zur Zeit der Gülle- und Stallmist-Deponie kann es möglich sein, dass im Boden eine Veränderung der mikrobiellen Biozönose eingetreten ist, die aber mit Hilfe der geprüften Parameter nicht nachzuweisen ist.

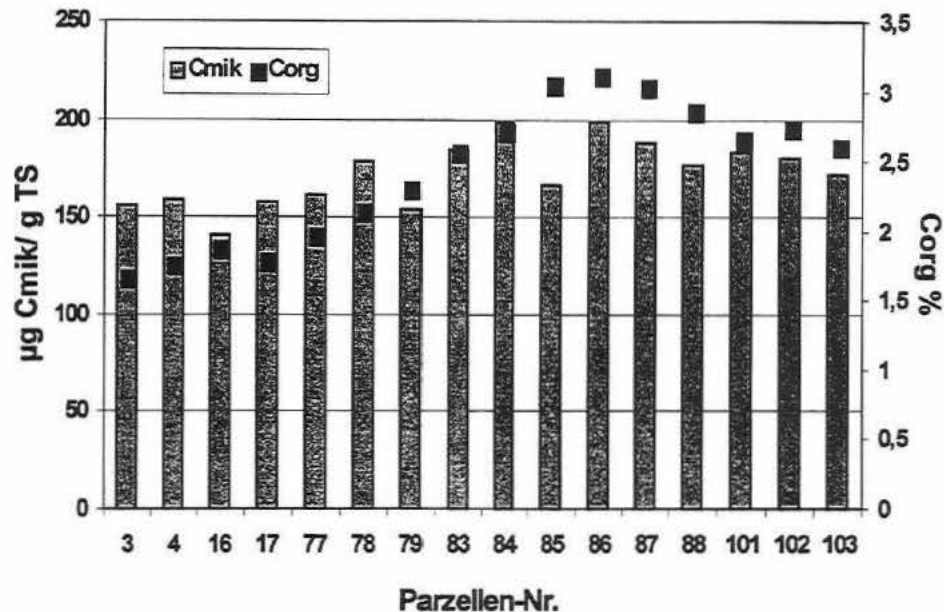


Abb. 8.11)

Veränderung des C_{org} -Gehaltes ausgewählter Parzellen der Stallung-Gülle-Deponie während eines Versuchszeitraumes von 14 Jahren

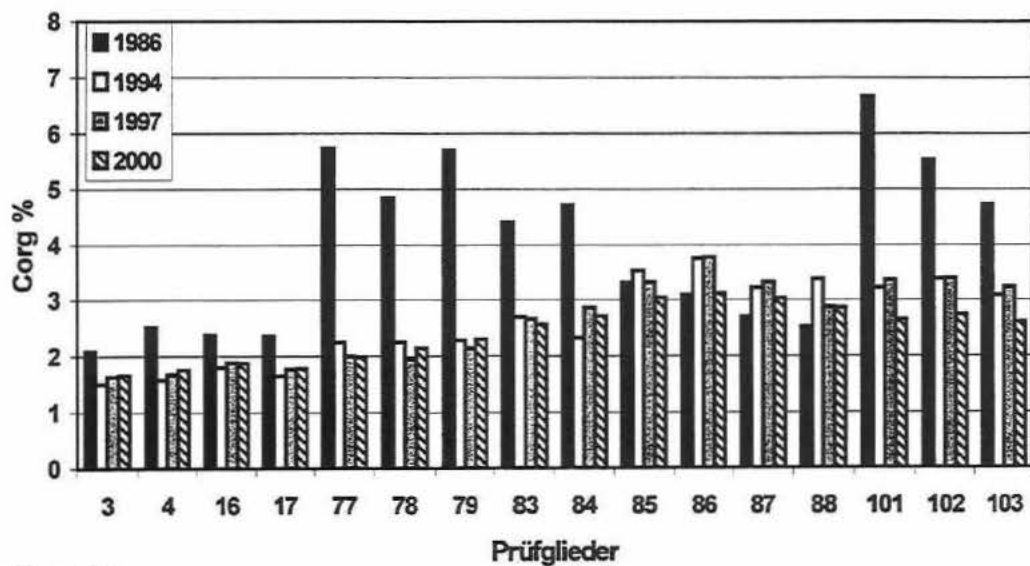


Abb. 8.12)

Mikrobielle Biomasse ($\mu\text{g } C_{\text{mik}}$) und C_{org} -Gehalte der ausgewählten Parzellen der Stallung- und Gülle-Deponie

Dagegen lag die Aktivität der Enzyme (Abb. 8.13 und 8.14) auf den ehemals stark belasteten Prüfgliedern deutlich höher. Sie waren mit C_{org} bzw. C_{hwl} mit $r=0,82-0,95$ signifikant korreliert, während C_{mik} nur ein $r=0,74$ aufwies. Die hohe Aktivität der AP auf den Parzellen 83-103 deutet auf das Vorhandensein von organisch gebundenem Phosphor hin. Für die mikrobiellen Bodenparameter liegen leider aus der Zeit der Versuchsanlage keine Ergebnisse vor. Daher ist es nicht möglich, Aussagen über mögliche Veränderungen der mikrobiellen Aktivität während des Versuchszeitraumes zu treffen.

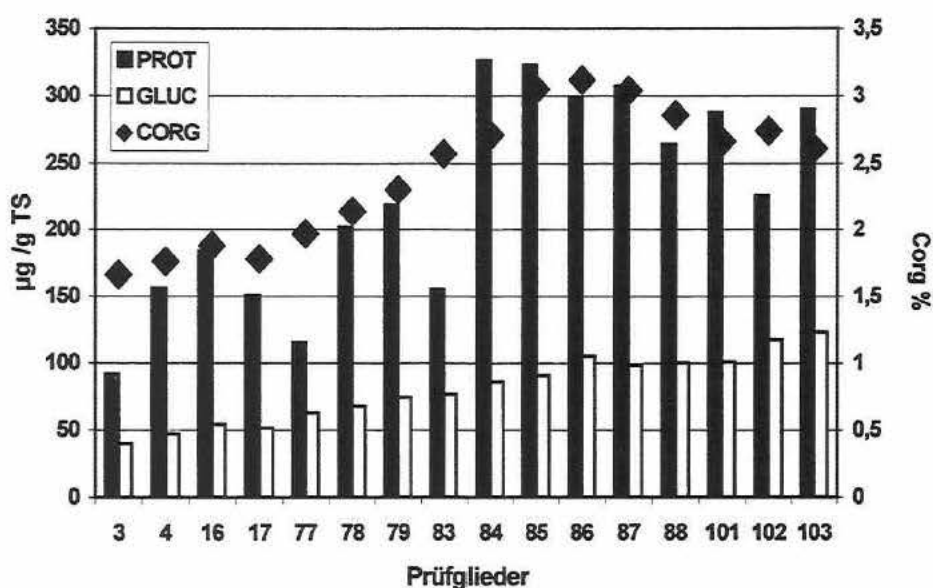


Abb. 8.13)

Die Enzymaktivitäten Protease und β -Glucosidase in Beziehung zum C_{org} -Gehalt der Parzellen der Gülle-Stallung-Deponie

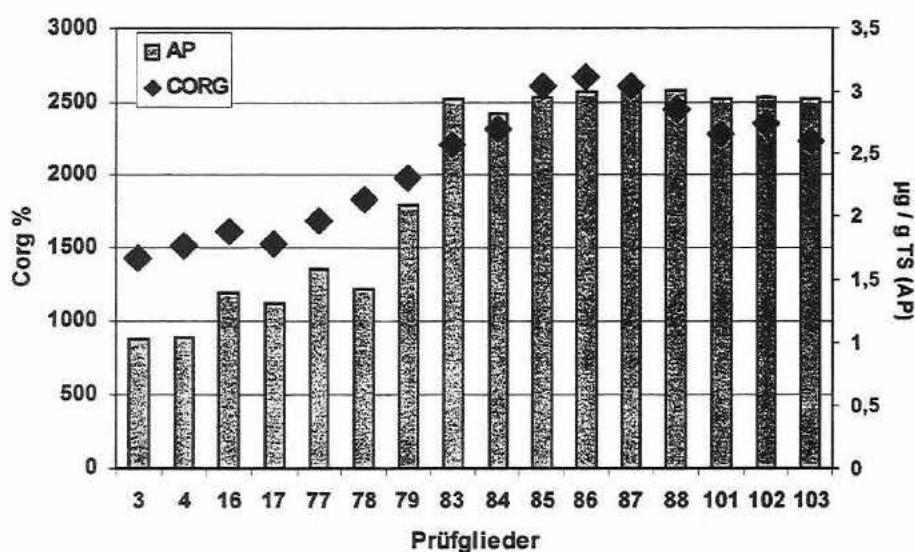


Abb. 8.14)

Aktivität der alkalischen Phosphatase (AP) in Beziehung zum C_{org} -Gehalt der Parzellen der Gülle-Stallung-Deponie

8.5 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse aus den Dauerfeldversuchen haben gezeigt, dass nicht nur chemische, sondern auch mikrobielle Parameter eines Bodens durch Düngungs- bzw. Bewirtschaftungsmaßnahmen nur langfristig beeinflusst werden.

Mangel an organischer Substanz führt erst nach längeren Zeiträumen bei Pflanzenbewuchs zu einem deutlichen Abfall der mikrobiellen Aktivität. Zufuhr organischer Substanz zu einem schlecht organisch versorgten Boden, kann eine geringe mikrobielle Aktivität des Bodens nicht kurzfristig dauerhaft erhöhen.

Bei Unterlassung der Zufuhr organischer Substanz erreichen auch mikrobielle Parameter des Bodens Grenzen, die nur noch wenig unter- bzw. überschritten werden.

Schwarzbrache führt schon nach kurzer Zeit zu einem Rückgang der mikrobiellen Aktivität des Bodens, die durch die Zufuhr organischer Substanz vermindert werden kann.

Die Bedeutung der Ernte- und Wurzelrückstände für die mikrobielle Aktivität eines Bodens konnte deutlich nachgewiesen werden.

Die zwischen mikrobielle Parametern, dem organischen (C_{org}) sowie dem heißwasserlöslichen Kohlenstoff (C_{hwl}) des Bodens vielfach nachgewiesenen signifikanten positiven Korrelationen konnten bestätigt werden, wobei der Korrelationskoeffizient r auf der Stalldung- und Gülledeponie wesentlich niedriger als für Düngungs- und Bracheprüfglieder lag.

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass auch zur Aufklärung bodenmikrobiologischer Fragen Dauerfeldversuche von großer Bedeutung sind.

Die Aktivitätsparameter können nichts über die Veränderung der Diversität innerhalb der Biozönose des Bodens aussagen, die besonders unter Brache oder der Stalldung- und Gülledeponie zu erwarten sind. Zur Aufklärung dieser Fragen wäre die Einbeziehung molekularbiologischer Methoden oder Methoden zur Erfassung von Strukturmerkmalen (Phospholipidfettsäuremuster = PLFA) der Mikroben wünschenswert.

9 Beiträge zur Ermittlung der N- Immissionen und -Emissionen im System Boden-Pflanze-Atmosphäre

R. Russow, K. Heinrich, A. John und H.-U. Neue

unter Mitarbeit von F. Böhme und W. Schaecke

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Halle/Saale

Abstract

Determining the N immissions and emissions in the soil-plant-atmosphere system

*The mean atmospheric N-deposition in Germany has been estimated to be 25–30 kg/ha*a. The ITNI system (ITNI= Integrated Total Nitrogen Input) based on the ^{15}N -isotope dilution technique allows direct measurements of the total atmospheric N-flux into a soil-plant system. ITNI measurements at the UFZ Research Farm at Bad Lauchstädt in 1994–1999 and at an off-farm site at Etzdorf in 1998 and 1999 reveal total atmospheric N-deposition of 60 ± 10 kg/ha*a. At the site in Bad Lauchstädt, the total N-deposition has slightly decreased since 1998. In 1999 a total N-deposition of only 46 kg/ha*a was observed. N-balances of the 98-year long-term fertilization experiment at Bad Lauchstädt as well as of other long-term trials revealed an annual N-input of a similar magnitude. The high total atmospheric N-deposition found threatens ecosystems where N is generally a major limiting nutrient. Prolonged N-depositions above critical loads for natural ecosystems varying between 5 and 20 kg/ha*a lead to an accumulation of N within these systems, causing well known phenomena such as soil acidification, nitrate-leaching into groundwater, the eutrophication of surface waters, the suppression of plant species and damage to forests. Although the high atmospheric N-depositions observed do not impair agricultural crops, this free N-input must be accounted for when balancing N-fertilisation.*

*N-emissions were monitored with varying N-fertilizer inputs on plots with different soil carbon levels due to varying organic amendments at the site in Bad Lauchstädt from June 1999 to June 2000. Annual N_2O emissions range from 0.1 kg $\text{N}_2\text{O-N/ha*a}$ at zero N-treatments to 1 kg $\text{N}_2\text{O-N/ha*a}$ at plots with high organic amendments. The application of high amounts of easily degradable C and N compounds raise soil microbial activities and hence N_2O emission. As a result, in periods of similar precipitation N_2O emissions are much higher (peaks up to $240 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2 \text{ h}$) in spring and summer (time of high soil microbial activity) compared to the winter season (time of low soil microbial activity).*

The highest addition of mineral N-fertilizer (240 kg N/ha) increased N_2O emissions with peaks of up to $50 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2 \text{ h}$ occurring when mineralization started in spring and after adding N-fertilizer. High mineral N-addition results in lower N_2O emission compared to high organic matter amendments because of the low precipitation at this site within the central dry belt of Germany, which receives long-term mean annual precipitation of about 450 mm. The high temporal variation of N_2O emissions necessitates measurements over several years with sufficiently high temporal discrimination to estimate emissions with any degree of accuracy. The aggregation of the data collected has still to be assessed and extrapolated with great caution.

Supplementary ^{15}N -field experiments reveal that the relatively low N_2O emissions mainly result from denitrification. Adding easily degradable organic matter enhances the anaerobic endoenergetic process of denitrification. When applying the ^{15}N -flux method, initial measurements of the production of molecular dinitrogen due to the denitrification of nitrate reveal at relatively high soil moisture levels (>20 %) N_2 emissions of up to $108 \mu\text{g N/m}^2 \text{ h}$. Such high N_2 -emissions definitely merit further studies.

Compared to N_2O , the field data of NO emission indicate a different formation pathway as well as different effects of high N-inputs or organic carbon availability. The highest NO emissions of up to $16 \mu\text{g NO-N/m}^2 \text{ h}$ were observed immediately after the addition of mineral ammonium fertilizer. Very high organic amendments resulted only in emissions of NO up to $6 \mu\text{g NO-N/m}^2 \text{ h}$. Supplementary ^{15}N -field experiments verified that the NO emitted was formed almost exclusively by the nitrification of ammonium. Since nitrification is an aerobic chemoautotrophic process, a well-aerated soil is required while available carbon is not required. Microbially available carbon enhances the formation of N_2O but not NO. N_2O emissions were always higher than NO emissions except in treatments with high applications of ammonium fertilizer, which is not farming practice. The data presented of N_2O and NO emissions at the Bad Lauchstädt site verify earlier results of laboratory experiments and correspond well to the developed model of coupling processes of nitrification and denitrification.

Zusammenfassung

Für die atmogene N-Deposition werden bisher in Deutschland durchschnittlich $25\text{--}30 \text{ kg/ha}\cdot\text{a}$ veranschlagt. Mit dem entwickelten, ^{15}N -gestützten ITNI-System (ITNI= Integrated Total Nitrogen Input) kann der atmogene Gesamt-N-Eintrag in ein Boden/Pflanzen-System direkt bestimmt werden. Aus den vorliegenden ITNI-Messungen auf dem Standort Bad Lauchstädt für den Zeitraum 1994-99 und Etzdorf für den Zeitraum 1998/99 kann für die Querfurter Platte von einer Stickstoff-Gesamtdeposition, d.h. einschließlich der direkten N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenteile, von $60\pm 10 \text{ kg/ha}\cdot\text{a}$ ausgegangen werden. In Bad Lauchstädt ist seit 1998 eine leichte Abnahme zu beobachten, so dass 1999 nur noch ein Wert von $46 \text{ kg N/ha}\cdot\text{a}$ gemessen wurde. Diese Größenordnung wurde durch N-Bilanzen des Statischen Dauerdüngungsversuches Bad Lauchstädt und anderer Dauerversuche bestätigt. Der hohe N-Input aus der Atmosphäre stellt für naturnahe Ökosysteme eine erhebliche Gefahr dar, da die Wildpflanzen im Laufe der Evolution einem ständigen N-Mangel ausgesetzt waren und folglich eine hohe Stickstoffökonomie entwickelten. Ein langjähriger N-Eintrag über den "Critical Load" (je nach Ökosystem $5\text{--}20 \text{ kg N/ha}\cdot\text{a}$) führt zu wachsenden Stickstoffakkumulationen bis zur Übersättigung des Systems mit den bekannten negativen Folgen wie Versauerung der Böden, Nitrat-Auswaschung ins Grundwasser, Eutrophierung der Gewässer, Verdrängung von Pflanzenarten und neuartige Waldschäden. Für landwirtschaftliche Kulturen stellt dieser hohe atmogene N-Eintrag keine Belastung dar, da landwirtschaftliche Kulturpflanzen auf eine hohen N-Aufnahme gezüchtet wurden. Diese Gratisdüngung aus der Luft ist jedoch bei der N-Düngerbemessung unbedingt zu berücksichtigen. Auf dem selben Schwarzerdestandort (Haplic Phaeozem) der Querfurter Platte, in Bad Lauchstädt, wurden über einen Zeitraum von Juni 1999–Juni 2000 ebenfalls Messungen zur N_2O -Emissionen auf unterschiedlich mit Stickstoff und OBS versorgten Parzellen durchgeführt. Die jährlichen N_2O -Emissionen bewegen sich zwischen $0,1 \text{ kg N}_2\text{O-N/ha}\cdot\text{a}$ auf den ungedüngten Varianten und $1 \text{ kg N}_2\text{O-N/ha}\cdot\text{a}$ auf einer hoch organisch gedüngten Variante. Bedingt durch die Zufuhr einer großen Menge von leicht umsetzbaren Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen kommt es bei letzter Variante vermutlich zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität im Boden, was auch an den im Vergleich zu den Wintermonaten erhöhten Lachgasfreisetzungen in den Frühjahrs- und Sommermonaten bei ähnlichen Niederschlagsmengen zu sehen ist (Spitzenwerten bis $240 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$). In der höchst mineralisch gedüngten Variante (240 kg N/ha) konnten mit Beginn der Mineralisierung im Frühjahr und nach der ersten Düngung (20.03.2000) verstärkte N_2O -Freisetzungen mit Spitzenwerten von $50 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$ verzeichnet werden. Die direkte Auswirkung einer hohen mineralischen N-Düngung unter den relativ trocknen Bedingungen des Standortes Bad Lauchstädt auf die N_2O -Emission ist also geringer als die einer hohen organischen Düngung. Ergänzende 15 N-Feldversuche ergaben, daß die relativ geringen N_2O -Emissionen vorzugsweise aus der Denitrifikation resultieren. Da die Denitrifikation ein anaerober endoenergetischer Prozeß ist, wird er durch eine organische Düngung infolge Zufuhr leicht

abbaubaren Kohlenstoffs gefördert. Die nachgewiesene hohe zeitliche Variabilität der N_2O -Freisetzung erfordert mehrjährige Meßreihen mit hinreichend hoher zeitlicher Auflösung der Messungen, um gesicherte Aussagen treffen zu können. Aufgrund des kurzen Untersuchungszeitraumes sind deshalb die vorliegenden Ergebnisse zur N_2O -Emission am Standort Bad Lauchstädt nur orientierend und nicht endgültig. In einer ersten Messung zur Bildung von molekularem Stickstoff bei der Denitrifikation von Nitrat mittels der ^{15}N -Flux-Methode wurden bei relativ hohen Bodenfeuchten ($>20\%$) N_2 -Emissionen von bis zu $108\ \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$ beobachtet. Diesem möglichen hohen Verlustpotential in Form von molekularem Stickstoff bei hohen Bodenfeuchten muß unbedingt weiter nachgegangen werden.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse zur NO -Emission unter Freilandbedingungen lassen im Vergleich zur N_2O -Emission auf einen abweichenden Bildungsweg und damit eine veränderte Wirkung hoher N - und OBS -Versorgung auf die NO -Emission schließen. Die höchsten NO -Emissionen von bis zu $16\ \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$ wurden unmittelbar nach mineralischer (Ammonium-) Düngung gemessen. Im Vergleich dazu betrugen die höchsten Emissionsraten bei extrem hoher organischer Düngung nur $6\ \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$. Ergänzende 15 N-Feldversuche bestätigten, dass das emittierte NO fast ausschließlich aus der Nitrifikation von Ammonium stammt. Da die Nitrifikation ein aerober chemoautotropher Prozeß ist, wird dafür ein gut belüfteter Boden, jedoch kein verfügbarer Kohlenstoff als Energiequelle benötigt. Im Gegensatz zur N_2O -Emission wird also die NO -Emission nicht durch den leicht verfügbaren Kohlenstoff der organischen Düngung gefördert. Generell muß man jedoch nach den bisher vorliegenden Ergebnissen einschätzen, daß die NO -Emission, abgesehen von Ausnahmesituationen nach hoher Ammonium-Düngung, stets kleiner war als die N_2O -Emission.

Mit den vorliegenden Ergebnissen zur N_2O - und NO -Emission am Standort Bad Lauchstädt konnten die Ergebnisse aus früher durchgeführten Laboruntersuchungen verifiziert werden und entsprechen im Wesentlichen den prognostischen Aussagen des entwickelten Modells der gekoppelten Nitrifikation/Denitrifikation.

9.1 Einleitung

Seit der Erfindung der technogenen N-Fixierung (Haber-Bosch-Verfahren 1913) wurden ständig steigende Mengen an aktivem Stickstoff zusätzlich in den globalen N-Kreislauf der Erde eingeschleust. So belief sich 1995 weltweit der Einsatz an Mineraldünger 77 Mill. t N/a und war damit etwa doppelt so hoch wie die biologische N-Fixierung. Dagegen betrug der N-Ertrag nur 23 Mio. t/a, d.h. die N-Effizienz der Weltlandwirtschaft ist mit 21 % sehr gering (KAARSTAD 1997). In Deutschland beträgt die N-Effizienz bei einem Dünger-N-Einsatz von 191 kg N/ha*a ca. 25 % (ISERMANN & ISERMANN 1998), ist also nur unwesentlich besser. Weiterhin kommt es in den entwickelten Ländern wie z.B. Deutschland durch die hohe Deposition an aktivem Stickstoff (freigesetzt durch Industrie/Kraftverkehr als NO_x und die Landwirtschaft selber als NH₃) aus der Atmosphäre sowie den Import an eiweißreichen Futtermitteln aus Drittländern zu einer weiteren Erhöhung des N-Überschusses. So wies die Stickstoffbilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland noch in der ersten Hälfte der 90er Jahre einen Überschuss von 106-145 kg/ha Stickstoff pro Jahr aus (KÖRSCHENS 1993, ISERMANN & ISERMANN 1995, ISERMANN & ISERMANN 1998). Dieser N-Überschuss gelangt unkontrolliert und diffus in verschiedenen chemischen Formen (Nitrat über Wasserpfad, Ammoniak und Stickstoffoxide über Luftpfad) in die Umwelt und führt hier zu den bekannten Belastungen wie: Nitrat im Grundwasser, Eutrophierung der Gewässer, Emission von Ammoniak und Emission klimarelevanter Spurengase. Stickstoff wird also zunehmend von einem limitierenden Nährstoff zu einem Problemstoff für die Umwelt.

Nachfolgend soll über Untersuchungen zu zwei Aspekten dieses Stickstoffproblems, der atmogenen N-Deposition und der Emission der umweltrelevanten N-Gase Stickstoffdioxid (Lachgas, N₂O) und Stickstoffmonoxid (NO), auf agrarisch genutzten Flächen der Querfurter Platte berichtet werden.

9.2 N-Immissionen

9.2.1 Problemstellung

Über die Höhe des atmogen Stickstoff-Inputs in das System Boden/Pflanze (ohne biologische N-Fixierung) pro Flächeneinheit herrscht noch große Unsicherheit. Für Deutschland wird meistens mit 25-30 kg N/ha*a gerechnet (ISERMANN & ISERMANN 1995, EICHORN 1995, BACH et al. 1997). Diese Angabe leitet sich her aus Messungen des anorganischen Stickstoffs (Ammonium, Nitrat) in der nassen (wet only) oder Bulk (nass + trocken) Deposition. Umfangreiche Untersuchungen (RUSSOW et al. 1995, MEHLERT 1996) am Standort Leipzig und Bad Lauchstädt zeigten jedoch, dass zusätzlich erhebliche Mengen an organischen und gasförmigen N-Verbindungen eingetragen

werden und die Pflanzen Stickstoff direkt über die oberirdischen Pflanzenorgane aufnehmen können. Die gesamte N-Aufnahme der Vegetation aus der Atmosphäre muss also größer als die bisher angenommenen 25-30 kg N/ha*a sein. Eine einfache Abschätzung führt zu folgender durchschnittlichen N-Deposition für Deutschland:

Die N-Emission in Form von Ammoniak/Ammonium (ca. $1,1 \cdot 10^9$ kg N/a; UBA 1994) und NO_x (ca. $1 \cdot 10^9$ kg N/a; UBA 1995) betrug Anfang der 90er Jahre 2,1 Mill. t N/a. Davon werden ca. 50 % exportiert, aber gleichzeitig etwa $0,6 \cdot 10^9$ kg N/a aus den umliegenden Ländern importiert (ASMAN & VAN JAARSFELD 1990, ASMAN 1993, HADWIGER-FANGMEIER et al. 1992, UBA 1995). Somit ergibt sich eine Gesamtmission für Deutschland von etwa $1,6 \cdot 10^9$ kg N/a. Bei Annahme einer gleichmäßigen Verteilung über die gesamte Bundesrepublik mit einer Fläche von $35,7 \cdot 10^6$ ha errechnet sich daraus eine durchschnittliche N-Deposition von 45 kg/ha*a. Diese Abschätzung wird durch die Stickstoffbilanzen des im Jahre 1902 angelegten Dauerversuchs „Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt“ (KÖRSCHENS et al. 1994) bestätigt. Die Stickstoffentzüge der angebauten Kulturen (Zuckerrüben - Sommergerste - Kartoffeln - Winterweizen) der Variante ohne N-Düngung dieses Dauerversuchs können, da C und N-Gehalt im Boden sich seit ca. 30 Jahren im Fließgleichgewicht (N_t -Gehalt konstant) befinden (KÖRSCHENS et al. 1998), nur aus dem N-Eintrag aus der Atmosphäre resultieren. Für den Zeitraum 1978-96 ergibt sich aus den N-Entzügen ein atmosphärischer Gesamt-N-Eintrag von durchschnittlich 56,1 kg/ha (WEIGEL et al. 2000). Eine gute Übersicht zur Situation der Ammonium- und Gesamt-N-Deposition für Europa findet man bei PEARSON & STEWART (1993). So liegen die höchsten Werte in Europa für die Niederlande punktuell mit bis zu 190 kg N/ha*a (Forst) und durchschnittlich mit 60-70 kg N/ha*a vor. Jedoch auch in anderen Ländern (z.B. D, UK) treten im Forst Depositionsraten >100 kg N/ha*a auf.

Diese N-Düngung aus der Luft stellt für naturnahe Ökosysteme eine erhebliche Belastung dar. Für landwirtschaftlich genutzte Flächen ist sie eine Gratisdüngung, die es jedoch zur Minimierung von N-Überschüssen zu berücksichtigen gilt. Zur Bestimmung des gesamten atmosphärischen N-Eintrages in das System Boden/Pflanze, also inklusive der Aufnahme gasförmiger N-Verbindungen und der direkten N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenorgane, wurde ein Meßsystem entwickelt (ITNI-System) und routinemäßig für die Bestimmung der atmosphärischen N-Deposition an dem Standort Bad Lauchstädt eingesetzt.

9.2.2 Material und Methoden

Das ITNI-Meßsystem (ITNI= Integrated Total Nitrogen Input) basiert auf der ^{15}N -Isotopenverdünnungsmethode, d.h. anstatt die deponierten Stickstoffkomponenten der Atmosphäre zu markieren, was in Feldversuchen nicht möglich ist, wird in einem Gefäß mit Pflanzenbewuchs (Boden-Pflanze-System) ein ^{15}N -Ammoniumnitrat-Tracer eingesetzt und die Verdünnung dieses ^{15}N -Tracers durch den aufgenommenen atmosphärischen Stickstoff als Maß für die eingetragene N-Menge gemessen (MEHLERT et al. 1995, MEHLERT 1996). Der aus der Atmosphäre eingetragene Stickstoff (AN) führt im System (G) (Substrat+Pflanze+Nährlösung) zur Verdünnung des Tracers ^{15}N mit Einsatzhäufigkeit (a_T) zur Mischhäufigkeit (a_G). Daraus berechnet sich der atmosphärische Netto-N-Eintrag nach Gleichung (Gl. 1):

$$AN_{\text{netto}} = n_A = n_G \cdot (1 - a'_G / a'_T) - n_o.$$

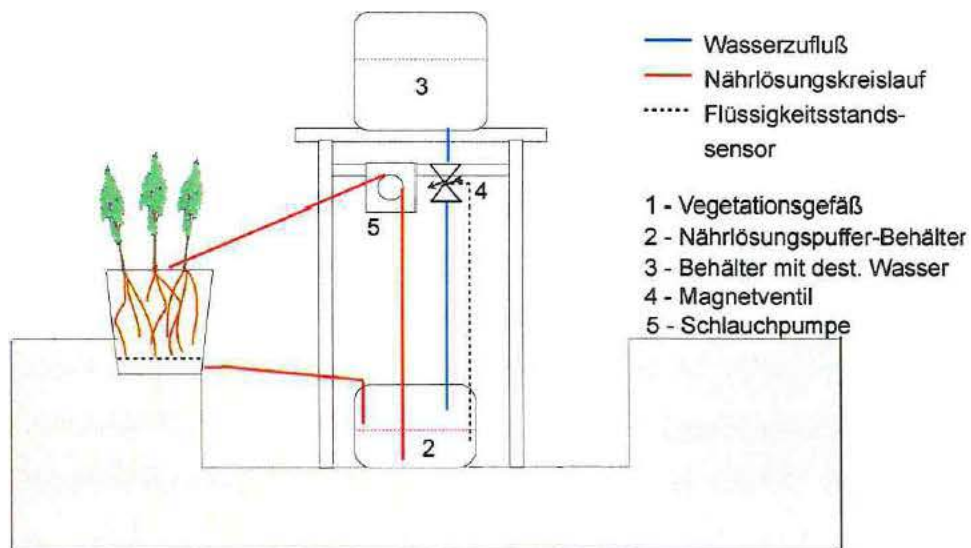


Abb. 9.1)

Schematische Darstellung des ITNI-Systems (Integrated Total Nitrogen Input)

Das ITNI-System (Abb. 9.1) besteht aus einem Vegetationsgefäß (1) nach Kick-Brauckmann mit einer Oberfläche von $0,038 \text{ m}^2$, das mittels Schlauch mit einem Puffergefäß (2) für Nährlösung und Überschuss-Niederschlagswasser verbunden ist. Das Gefäß ist mit N-freiem Sand über einer ca. 5 cm Schicht aus Tonscherben (zur besseren Drainage) als Substrat gefüllt. Eine Schlauchpumpe (5) fördert zur Bewässerung und Nährstoffversorgung der Pflanzen die Lösung aus dem Pufferbehälter in an der Steuerelektronik einstellbaren Zeitabständen auf die Substratoberfläche des Vegetationsgefäßes. Sollte das Flüssigkeitsvolumen in dem Pufferbehälter unter ca. 3 l fallen (Trockenperiode), so wird automatisch über ein Magnetventil (4) Wasser aus einem zentralen Vorratsbehälter (3) nachgefüllt. Zur Vermeidung anaerober Bedingungen in dem Puffergefäß und

damit von N-Verlusten durch Denitrifikation wird dieses durch Einleiten eines gereinigten Luftstromes in die Lösung aktiv belüftet. An einem Messpunkt werden in der Regel vier Vegetationsgefäße parallel betrieben. Die Vegetationsgefäße wurden mit verschiedenen Monitor-Pflanzen bepflanzt. Unter den vorliegenden Bedingungen (N-Mangel, Sandkultur) als besonders geeignet erwiesen sich Getreide wie Winterroggen, Sommergerste und -weizen. Die Menge an appliziertem Tracerstickstoff (n_T) betrug für die hier ausgewerteten Versuche 300 mg in Form von doppelt ^{15}N -markiertem Ammoniumnitrat ($^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$) mit einer ^{15}N -Häufigkeit von ca. 5 At.%. Weiterhin erfolgte eine Düngung mit allen anderen erforderlichen Makro- und Mikronährstoffen. Die Pflanzen wurden stets vor dem Einsetzen des Reifeprozesses geerntet, um N-Verluste durch die Abgabe von Ammoniak möglichst zu vermeiden (FAUST 1965, SCHJOERRING 1991). Bei der Ernte der Gefäße erfolgte eine Separierung in Pflanzenmaterial, Sand und Waschlösung. In den einzelnen Ernteprodukten wurde der Gesamt-N-Gehalt (N_t) und dessen ^{15}N -Häufigkeit ($^{15}\text{N}_t$) mittels geeigneter ^{15}N -analytischer Verfahren bestimmt. Aus den Einzelwerten an N_t und $^{15}\text{N}_t$ lässt sich der Gesamt-N-Gehalt des Systems n_G und dessen ^{15}N -Häufigkeit a_G und daraus nach Gl. 1 der atmogene N-Eintrag (AN) für den untersuchten Vegetationszeitraum berechnen. Detaillierte Angaben zum ITNI-System, zur Probenaufbereitung und zur ^{15}N -Analytik sind bei MEHLERT (1996) und RUSSOW & WEIGEL (2000) zu finden.

Mit dem ITNI-System wurde auf der Querfurter Platte an den Standorten Bad Lauchstädt und Etzdorf die atmogene N-Deposition bestimmt. In Bad Lauchstädt war das System auf dem Messfeld der Feldversuchsstation des UFZ installiert. Zur Charakterisierung dieses Standortes wird auf die Einleitung in dieser Monographie verwiesen. Der Versuchsstandort Etzdorf befindet sich ca. 10 km nordwestlich von Bad Lauchstädt und wurde aufgrund ähnlicher Witterungsbedingungen aber unterschiedlicher Entfernung zu möglichen Emittenten gewählt.

9.2.3 Ergebnisse

Mit dem ITNI-System werden Depositionswerte für einzelne Kulturarten über eine mit der jeweiligen Kulturart verbundenen Vegetationsperiode ermittelt.

Tab. 9.1) Ergebnisse der ITNI-Meßserie 1997-98

Pflanze	Vegetations- Periode (VP)	Tage (d)	Deposition mg N/Gefäß	Depositionsrate	
				kg N/ha*VP	kg N/ha*d
Winterroggen	09/97-04/98	221	90,6 ± 17,7	23,9 ± 4,6	0,108 ± 0,021
Sommergerste	03/98-06/98	91	80,9 ± 9,6	21,9 ± 2,3	0,241 ± 0,027
Mais	05/98-07/98	92	153,7 ± 29,7	34,7 ± 6,6	0,377 ± 0,072
Grünkohl	08/98-11/98	84	50,4 ± 5,1	13,3 ± 1,3	0,158 ± 0,016

Beispielhaft sind die Einzeldepositionen für das Jahr 1997/98 am Standort Bad Lauchstädt in Tab. 9.1 zusammengestellt. Wie die Ergebnisse zeigen, ist die Depositionsrates stark von der Pflanzenart und der Jahreszeit abhängig. Frühere Untersuchungen (MEHLERT 1996, RUSSOW & WEIGEL 2000) zeigten, dass die N-Gesamtd deposition mit der Niederschlagsmenge korreliert und deshalb im Sommerhalbjahr höhere Depositionen auftreten. Ergänzende Gefäßversuche (bisher unveröffentlichte Ergebnisse) ergaben weiterhin, dass die N-Deposition mit wachsendem Blattindex der Monitorpflanzen ansteigt. Die Berechnung der pro Jahr deponierten N-Menge erfolgt deshalb durch Addition der Depositionswerte der Vegetationsperioden der einzelnen Fruchtarten. Bei zeitlichen Überschneidungen von zwei Versuchen wurde der Mittelwert benutzt. Diese Verfahrensweise ist für das Jahr 1997/98 in Tab. 9.2 dargestellt.

Tab. 9.2) Kalkulation der kumulativen atmosphärischen N-Deposition für ein Jahr (1997/98)

ITNI-Freilandexperiment, Bad Lauchstädt 1998												
Winterroggen												
						Sommergerste						
									Mais			
											Grünkohl	
19,6						5,3	18,9		11,7	9,6		Summe
												65 kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	

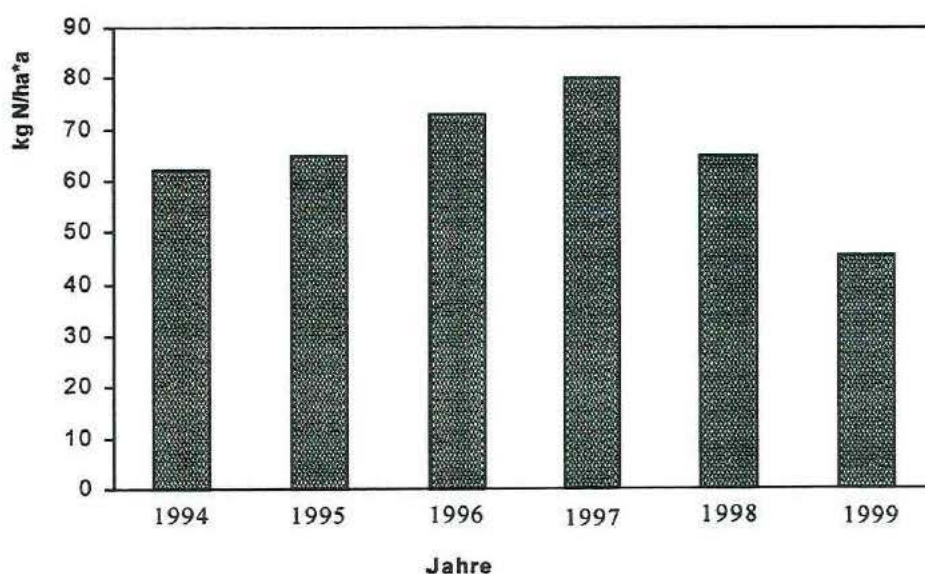


Abb. 9.2) Gesamt-N-Deposition für die Jahre 1994 bis 1999 am Standort Bad Lauchstädt; 1997 keine geschlossene Versuchsreihe

Für den Standort Bad Lauchstädt ergeben sich aus der direkten Messung mittels des ITNI-Systems nach dem oben erläuterten Auswerteverfahren für die Jahre 1994 bis 1999 die in der Abb. 9.2 dargestellten Gesamt-N-Einträge aus der Atmosphäre. Bei Ausklammerung des Wertes für das Jahr 1997, das nicht vollständig durch ITNI-Versuche abgedeckt werden konnte, ergibt sich ein Durchschnitt von $62,1 \pm 9,6 \text{ kg N/ha}^* \text{a}$. Dieser Wert beinhaltet auch die direkte N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenteile, wobei dieser Anteil nach früheren Untersuchungen (MEHLERT 1996) ca. 27 % des insgesamt durch das System Boden/Pflanze aufgenommenen atmosphärischen Stickstoffs beträgt. So ist auch erklärlich, dass Depositionsmessungen mit Bulk-Sammlern, die diesen Anteil nicht miterfassen, die atmosphärische Gesamt-N-Deposition immer unterschätzen. Der direkt durch oberirdische Pflanzenteile aufgenommene Stickstoff setzt sich zusammen aus der Aufnahme von gasförmigen Stickstoffverbindungen (NH_3 , NO_x) und der aktiven N-Aufnahme aus dem Niederschlag (Nitrat, Ammonium). Ersterer Anteil kann in grober Näherung durch die gasförmige Deposition an NH_3 und NO_x beschrieben werden.

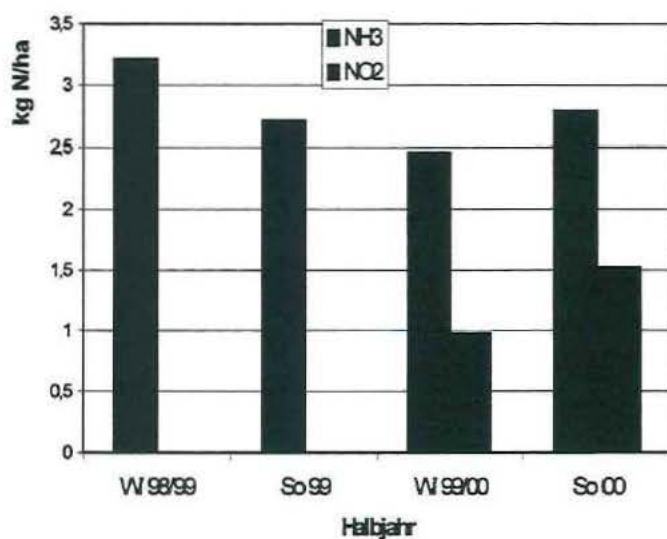


Abb. 9.3)
Gasförmige Deposition an NH_3 und NO_2 am Standort Bad Lauchstädt

Die Ergebnisse der Messung dieser gasförmigen Deposition mit einem eigens entwickelten ^{15}N -gestützten Passivsammler (N15-PS) sind in Abb. 9.3 dargestellt. Danach beträgt die NH_3 -Deposition über die Jahre 1998 bis 2000 im Durchschnitt $5,6 \text{ kg N/ha}^* \text{a}$. In den Jahren 1993-94 wurde ein Durchschnittswert von $8,7 \text{ kg NH}_3\text{-N/ha}^* \text{a}$ ermittelt (RUSSOW et al. 1995). Damals konnte eine lokale Quelle (Großviehhaltung) für zeitweise sehr hohe NH_3 -Einträge identifiziert werden. In den letzten Jahren ist also eine merkliche Reduktion der NH_3 -Belastung am Versuchsstandort Bad Lauchstädt eingetreten. Für NO_2 liegt nur ein Wert für das Jahr 1999/2000 vor. Er beträgt $2,5 \text{ kg N/ha}^* \text{a}$ und ist damit nur halb so groß wie die NH_3 -Deposition.

Am zweiten Versuchsstandort, Etzdorf, konnten die ITNI-Messungen erst ab Frühjahr 1998 beginnen. Die bisher vorliegenden Einzelergebnisse sind zusammen mit den Messwerten von Bad Lauchstädt in Tab. 9.3 zusammengestellt. Vergleicht man die Ergebnisse einzelner Kulturarten der Standorte miteinander, so ergeben sich für Etzdorf etwas höhere N-Depositionen für das Jahr 1998/99. Die Gesamtjahresdeposition, berechnet aus den Einzeldepositionen (Tab. 9.3), beträgt 59,6 kg N/ha*a. Die deutliche Abnahme der N-Deposition wie sie mit 46 kg N/ha gegenüber durchschnittlich 62 kg/ha*a für Bad Lauchstädt im Jahre 1998/99 gefunden wurde, konnte somit für Etzdorf nicht bestätigt werden.

Tab. 9.3)

Ergebnisse der direkten ITNI-Messungen für das Jahr 1998/99 an den Standorten Bad Lauchstädt (BL) und Etzdorf (Etz)

Standorte	Pflanzen	Vegetations-Periode	Tage	mg N pro Tag u. Gefäß	SD	g N ha ⁻¹ *d ⁻¹
BL	W.-Roggen	Sept.-Mai	245	0,43	0,08	112,8
Etz	W.-Roggen	Sept.-Mai	256	0,46	0,04	120,9
BL	S.-Gerste	März-Juni	87	0,92	0,1	243,7
Etz	S.-Gerste	März-Juni	84	1,06	0,2	278,3
BL	S.-Gerste	März-Juli	99	0,62	0,08	162,5
Etz	S.-Gerste	März-Juli	98	0,85	0,03	224,7
BL	Mais	Mai-August	84	0,94	0,18	248,4
Etz	Mais	Mai-August	82	1,34	0,19	354,8

Aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilitäten sind die N-Immissionen beider Standorte statistisch gesichert nicht zu unterscheiden. Die vorliegenden Ergebnisse lassen die Aussage zu, dass mit einer mittleren N-Deposition von 60 ± 10 kg/ha und Jahr auf allen landwirtschaftlich geprägten Standorten der Querfurter Platte gerechnet werden muss. Dieser Wert stimmt nahezu ideal mit den aus N-Bilanzen des Dauerversuchs „Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt“ erhaltenen N-Depositionswerten überein (vgl. 9.2.1.). Für den Zeitraum 1978-96 ergibt sich daraus ein atmogener Gesamt-N-Eintrag von durchschnittlich 56,1 kg/ha (WEIGEL et al. 2000). Auch Ergebnisse anderer europäischer Dauerversuche bestätigen diese Größenordnung. So wurden in den Dauerversuchen in Askov/Dänemark 46 kg/ha*a (CHRISTENSEN 1989), in Prag-Ruzyne 61 kg/ha*a (KLIR et al. 1995) und in Rothamsted 43 kg/ha*a (GOULDING 1990, POULTON 1996, KÖRSCHENS et al. 1998) ermittelt.

9.2.3 Zusammenfassung und Bewertung der Ergebnisse

Für die atmogene N-Deposition werden bisher in Deutschland durchschnittlich 25-30 kg/ha*a veranschlagt. Mit dem entwickelten, ^{15}N -gestützten ITNI-System kann der atmogene Gesamt-N-Eintrag in ein Boden/Pflanzen-System direkt bestimmt werden. Aus den vorliegenden ITNI-Messungen auf dem Standort Bad Lauchstädt für den Zeitraum 1994-99 und Etzdorf für den Zeitraum 1998/99 kann für die Querfurter Platte von einer Stickstoff-Gesamtdeposition, d.h. einschließlich der direkten N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenteile, von $60 \pm 10 \text{ kg/ha*a}$ ausgegangen werden. In Bad Lauchstädt ist seit 1998 eine leichte Abnahme zu beobachten, so dass 1999 nur noch ein Wert von 46 kg N/ha*a gemessen wurde. Diese Größenordnung wurde durch N-Bilanzen des Statischen Dauerdüngungsversuches Bad Lauchstädt und anderer Dauerversuche bestätigt. Der hohe N-Input aus der Atmosphäre stellt für naturnahe Ökosysteme eine erhebliche Gefahr dar, da die Wildpflanzen im Laufe der Evolution einem ständigen N-Mangel ausgesetzt waren und folglich eine hohe Stickstoffökonomie entwickelten. Ein langjähriger N-Eintrag über den "Critical Load" (je nach Ökosystem 5-20 kg N/ha*a) führt zu wachsenden Stickstoffakkumulationen bis zur Übersättigung des Systems. Die N-Übersättigung bewirkt unerwünschte ökologische Effekte wie Versauerung der Böden, Nitrat-Auswaschung ins Grundwasser, Eutrophierung der Gewässer, Verdrängung von Pflanzenarten (Herabsetzung der Artenvielfalt) bis hin zu den sogenannten neuartigen Waldschäden. Für landwirtschaftliche Kulturen stellt dieser hohe atmogene N-Eintrag keine Belastung dar, da landwirtschaftliche Kulturpflanzen auf eine hohen N-Aufnahme gezüchtet wurden. Diese Gratisdüngung aus der Luft ist jedoch bei der N-Düngerbemessung unbedingt zu berücksichtigen. Dadurch wäre ein wirksamer Beitrag zu Senkung der N-Überschüsse der Landwirtschaft möglich. In Verbindung mit der Reduzierung des Viehbesatzes (Reduzierung der NH_3 -Emission) sollte damit rückgekoppelt langfristig auch eine Minderung der atmosphärischen N-Deposition möglich sein.

9.3 N-Emission in Form von N_2 , NO und N_2O

9.3.1 Problemstellung und Kenntnisstand aus Laboruntersuchungen

Böden sind nicht nur eine Senke für atmosphärischen Stickstoff, sondern sie geben auch Stickstoff in molekularer Form sowie in Form der umwelt- und klimarelevanten Spurengase Stickstoffmonoxid (NO) und Distickstoffdioxid (Lachgas, N_2O) wieder in die Atmosphäre ab.

N_2O ist ein effektives Treibhausgas. Wenn auch die globalen Emissionen von N_2O verglichen mit Methan und Kohlendioxid gering ausfallen, ist die Auswirkung infolge seiner Langlebigkeit (etwa 120 Jahre; IPCC 1995) und seines hohen Treibhauspotentials (320 relativ zu CO_2 ; ICPP 1995) und

seines Beitrages zum Ozonabbau in der Stratosphäre von besonderer Bedeutung. Der atmosphärische Konzentrationsanstieg von N_2O in den letzten Jahrzehnten von 0,25 % pro Jahr (BOUWMAN 1990) initiierte weltweit umfangreiche Forschungsarbeiten zu Quellen und Senken dieses Treibhausgas. Zu den anthropogenen N_2O -Emissionen tragen landwirtschaftliche Böden mit ca. 5,4 Mio.t/a (schätzungsweise 75 % der Gesamtemissionen) weltweit bei (IPCC 1997 in MOSIER et al. 1998). In Deutschland betragen die N_2O -Austräge aus landwirtschaftlich genutzten Böden ca. 0,11 Mio.t/a (= 64 % der Gesamtemission an N_2O in Deutschland; ISERMANN & ISERMANN 1998). Bisher ist es jedoch nicht gelungen, den N_2O -Anstieg in der Atmosphäre durch identifizierte Quellen vollständig zu bilanzieren (MOSIER et al. 1996). Die hier noch bestehende Unsicherheit drückt sich in der großen Spannweite für die weltweit emittierte N_2O -Menge aus. Sie beträgt nach der letzten IPCC-Abschätzung 6 bis 34 Mill.t N_2O -N/a (IPCC 1997 in MOSIER et al. 1998). Ein wesentlicher Grund für diese Unsicherheit liegt in der großen Streuung der N_2O -Emissionen landwirtschaftlicher Nutzflächen. Die den IPCC-Schätzungen zugrunde liegende Annahme, dass etwa 1,25 % (BOUWMAN 1996, MOSIER et al. 1996) der eingetragenen Stickstoffmengen zu N_2O umgewandelt würden, ist angesichts der in der Literatur genannten Emissionsraten von 0,3 bis 9 % nur eine erste Näherung (BOUWMAN et al. 1991, EICHNER 1990). Die vorliegenden Kenntnisse über die Emissionen von N_2O in landwirtschaftlich genutzten Böden beruhen im Wesentlichen auf Kurzzeitmessungen. Die N_2O -Emissionen landwirtschaftlicher Flächen weisen jedoch eine außerordentliche große laterale Heterogenität und zeitliche Variabilität auf (RÖVER et al. 1999). Für eine repräsentative Bestimmung der jährlichen N_2O -Emission sind also mehrjährige Messungen mit ausreichend hoher Zeitauflösung (mehrere Messungen pro Tag, einschließlich Nachtzeit) und hinreichend großer Messfläche notwendig.

Böden sind auch eine signifikante NO -Quelle, doch liegen dazu erst wenig Ergebnisse vor (WILLIAMS et al. 1992, CONRAD 1995, CONRAD 1996, DAVIDSON & KINGERLEE 1997, VELDKAMP & KELLER 1997). Einen guten Überblick zur Problematik der NO - und N_2O -Emission durch die Intensivlandwirtschaft gibt die Arbeit von SMITH et al. (1997). Es gilt prinzipiell als gesichert, dass NO als auch N_2O als Zwischen- und/oder Nebenprodukte der mikrobiellen Nitrifikation und Denitrifikation in Böden entstehen (FIRESTONE & DAVIDSON 1989). Die wichtigsten Einflussfaktoren sind die Verfügbarkeit von Nitrat/Ammonium, abbaubarem Kohlenstoff und Sauerstoff sowie die Temperatur und der pH-Wert. Zusätzlich zu diesen direkt auf die mikrobiellen Prozesse zielenden Faktoren wirken in kompakten Böden noch physikalische Faktoren wie Bodendichte und Wassergehalt, die maßgeblich den Stofftransport in Böden über Diffusion und Migration bestimmen und darüber indirekt die mikrobiellen Prozesse beeinflussen.

Diese indirekten physikalischen Faktoren können in realen Böden in Ihrem Einfluss auf die Spurengasemission die direkten mikrobiellen Faktoren überprägen.

Aus eigenen Laboruntersuchungen mittels der kinetischen ^{15}N -Isotopenmethode liegen umfangreiche Kenntnisse über die mikrobiellen Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation und die damit verbundene Bildung von NO - und N_2O in Schwarzerdeböden vor (SICH 1997, WOLF & RUSSOW 2000, JOHN et al. 2000) und konnten in einem konzeptionellen Modell der gekoppelten Nitrifikation/Denitrifikation (Abb. 9.4) zusammengefasst (RUSSOW & SICH 1997, RUSSOW et al. 2000) werden. Danach ist die hauptsächliche Quelle der N_2O -Emission die Denitrifikation von Nitrat in anaeroben Mikrobereichen der Böden (rechter Kanal, hot spots). Die NO -Emission resultiert dagegen vorwiegend aus der Nitrifikation von Ammonium unter aeroben Bedingungen (linker Kanal) im Boden. Bei kompakten Böden verbleibt das in den anaeroben Mikrobereichen gebildete NO weitestgehend in den anaeroben Zonen infolge Behinderung seiner Abdiffusion durch hohe Wassergehalte und Bodendichte (Diffusionslimitierung). Es wird daher, bevor es in die Bodenatmosphäre gelangt, weitestgehend weiter zu N_2O reduziert. Dieser Mechanismus ist wahrscheinlich der Grund dafür, daß in Freilanduntersuchungen bisher nur unter aeroben, trocknen Bedingungen, insbesondere nach Ammonium-Düngung, merkliche NO -Emissionen beobachtet wurden (SKIBA et al. 1992, DAVIDSON et al. 1993, HUTCHINSON et al. 1993).

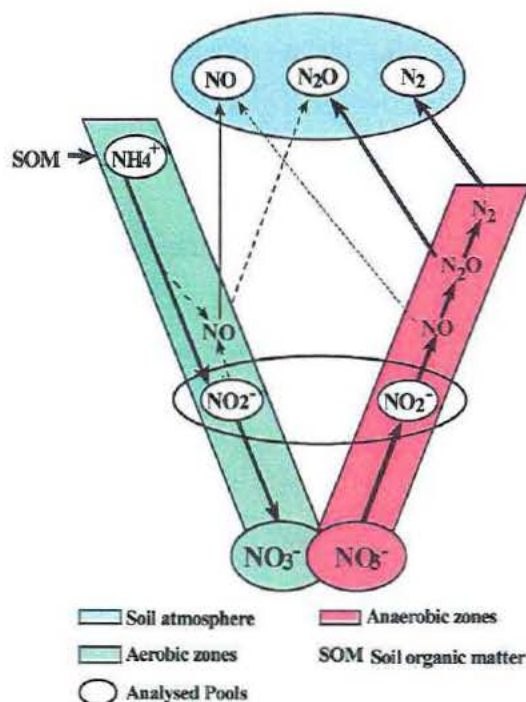


Abb. 9.4)

Konzeptionelles Modell der gekoppelten Nitrifikation/ Denitrifikation

9.3.2 N₂O-Emission auf Schwarzerde am Standort Bad Lauchstädt

Ziel dieser Teilaufgabe war es, für den Standort Bad Lauchstädt mit ausreichender Dichte saisonale und mehrjährige Beobachtungen der N₂O-Emission in Abhängigkeit relevanter Steuerfaktoren zu erstellen, um gesicherte Bilanzen auszuweisen und prognostisch vorherzusagen.

Material und Methoden

Probenahme:

Wie einleitend bereits festgestellt, ist die N₂O-Emission im Freiland extrem heterogen und weist zeitlich eine sehr hohe Varianz auf. Für belastbare Aussagen zur N₂O-Emission sind daher zeitlich und flächenmäßig hoch aufgelöste Messungen nötig. Diese Forderung ist nur bedingt und auch nur mit automatischen Probenahme- bzw. Meßsystemen erfüllbar. Es wurden deshalb folgende zwei Systeme für die Feldmessung, basierend auf der „closed chamber“ Methode (MOSIER 1989), entwickelt und in die Praxis überführt:

⇒ ATC-System (Automated Trace Gas Collector): Dieses System besteht aus einer flachen langen Gasanreicherungs-Box (0,14 m²), die direkt mit einem automatischen Probensammler gekoppelt ist. Das Gesamtsystem ist voll mikroprozessorgesteuert und ermöglicht das vollautomatische Sammeln von bis zu 40 Emissionsluft-Proben in 20 ml Headspace-Vials (PATENT DE 198 52 859). Die Proben müssen anschließend manuell zur GC-Analytik in das Labor transportiert werden.

Vorteile: Sehr mobil, Wechsel von einer zur anderen Meßfläche einfach möglich; preiswert, einfache Bedienung und Wartung.

Nachteile: relativ hoher Aufwand an Laboranalytik

Die Flachboxen werden zwischen den landwirtschaftlichen Kulturen installiert, d.h. Pflanzen werden in die Messung nicht mit einbezogen (nachfolgend „ohne Pflanzen“ bezeichnet). Es wurde mit jeweils 3 Replikationen und 3 Messungen pro Tag gearbeitet. Bisher liegen Messungen über ein Jahr vor.

⇒ Stationäres On Line-System (SOL-System): Dieses System besteht aus 16 fest installierten Boxen (1 m²), die über einen Multiplexer on line mit einer automatisch arbeitenden GC-Analytik gekoppelt sind. Das gesamte System ist PC-gesteuert und arbeitet voll automatisch. Die Boxen werden über dem Pflanzenbestand installiert, d.h. die Pflanzen werden in die Messung mit einbezogen (nachfolgend „mit Pflanzen“ bezeichnet). Die Höhe der Boxen lässt sich bis zu 1,0 m variabel an den Pflanzenbestand anpassen. Die Boxen

dieses Systems sind thermoisoliert und lichtundurchlässig. Am Tage werden die Pflanzen deshalb während der Anreicherungszeiten künstlich beleuchtet.

Vorteile: Sehr hohe Zeitauflösung möglich, laterale Streuung der Emission durch Sammelfläche von 1 m² minimiert, Vegetation in Messung einbezogen.

Nachteile: Sehr kostenintensiv, nicht mobil, hoher Betreuungsaufwand.

Die Emissionsmessungen mit Pflanzen erfolgten in 4 Replikationen mit 6 Messungen pro Tag. Bisher liegen erst Messwerte für die Fruchtart Winterweizen über 3 Monate vor.

Analytik:

In den Proben aus dem ATC-System wurde das N₂O mit einer Kopplung aus Headspace-Sampler und Gaschromatograph GCH 14 (Shimadzu) mit EC-Detektion (SEGSCHNEIDER et al. 1996) bestimmt. Die Online-Analytik im SOL-System erfolgte mit einer modifizierten GC-Konfiguration, die auch eine exakte CO₂-Bestimmung mittels Methanisierer/FID gestattet.

Untersuchte Versuchsvarianten:

Tab. 9.4 zeigt die untersuchten Varianten.

Tab.9.4) Varianten der N₂O-Messungen am Standort Bad Lauchstädt

Variante N-Düngung	Pflanzen- Bestand	Datener- hebung	C _t [%]	N _t [%]
0 kg N/ ha	Ohne	12 Monate	1,96-2,03**	0,16-0,17**
0 kg N/ha	Mit	3 Monate		
80 kg N/ha	Mit	3 Monate		
160 kg N/ha	Mit	3 Monate		
240 kg N/ha	Mit	3 Monate	3,04	0,26
Stalldung/Gülle*	Ohne	5 Monate		

C_t und N_t im Oberboden 0-30 cm;

* 100 t Stalldung/Gülle pro ha und Jahr

** Versuchsanlage 1998, daher keine Unterschiede im C bzw. N-Status innerhalb der Düngungsvarianten

9.3.3 Ergebnisse und Diskussion der N₂O-Emissionen

Verlauf der N₂O-Emissionen

Messungen ohne Pflanzen:

Abb. 9.5 zeigt den Jahresgang der N₂O-Emissionen der Variante ohne Düngung und ohne Pflanzen. Spitzenwerte in den N₂O-Messungen zeigen eine enge Beziehung zu Niederschlagsereignissen. Starkniederschlagsereignisse von 24–34 mm in den Monaten Juli/August 1999 führten zu kurzzeitig hohen Lachgasfreisetzungen mit Spitzenwerten von 27 µg N₂O-N/m²*h. Die Niederschlagsmengen

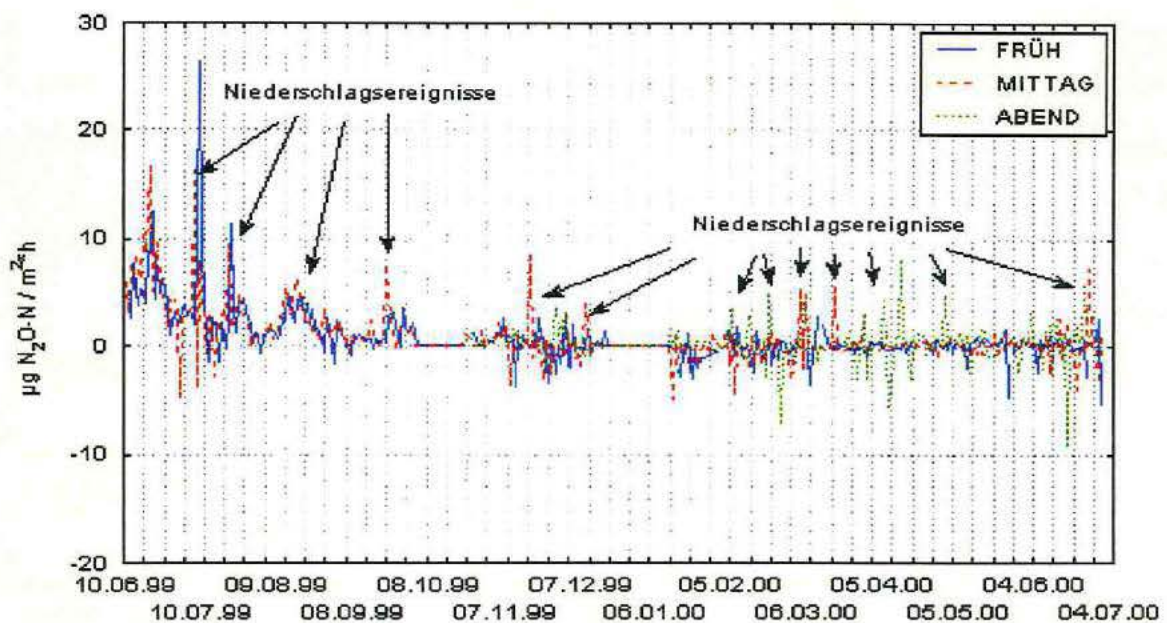


Abb. 9.5)

Verlauf der N₂O-Emissionen zu unterschiedlichen Tageszeiten auf einer Lößschwarzerde (Haplic Phaeozem, ohne Düngung und ohne Pflanzen, ATC-System)

im Herbst 1999 lagen generell unter 17 mm/m², was sich auch in niedrigeren Lachgasfreisetzungen widerspiegelt. Der jährliche durch N₂O-Emissionen bedingte N-Verlust auf dieser ungedüngten Fläche ist mit 0,1 kg N/ha sehr gering. Auffällig ist, dass die höchsten Emissionen zumeist am frühen Morgen beobachtet wurden. Vergleicht man diese Ergebnisse mit Messungen auf einer mit Stallmist/Gülle hoch versorgten Fläche (Abb. 9.6), so konnten hier deutlich höhere N₂O-Emissionen verzeichnet werden. Sie beträgt hier, hochgerechnet aus einem halbjährlichem Erfassungszeitraum, 1 kg N/ha*a.

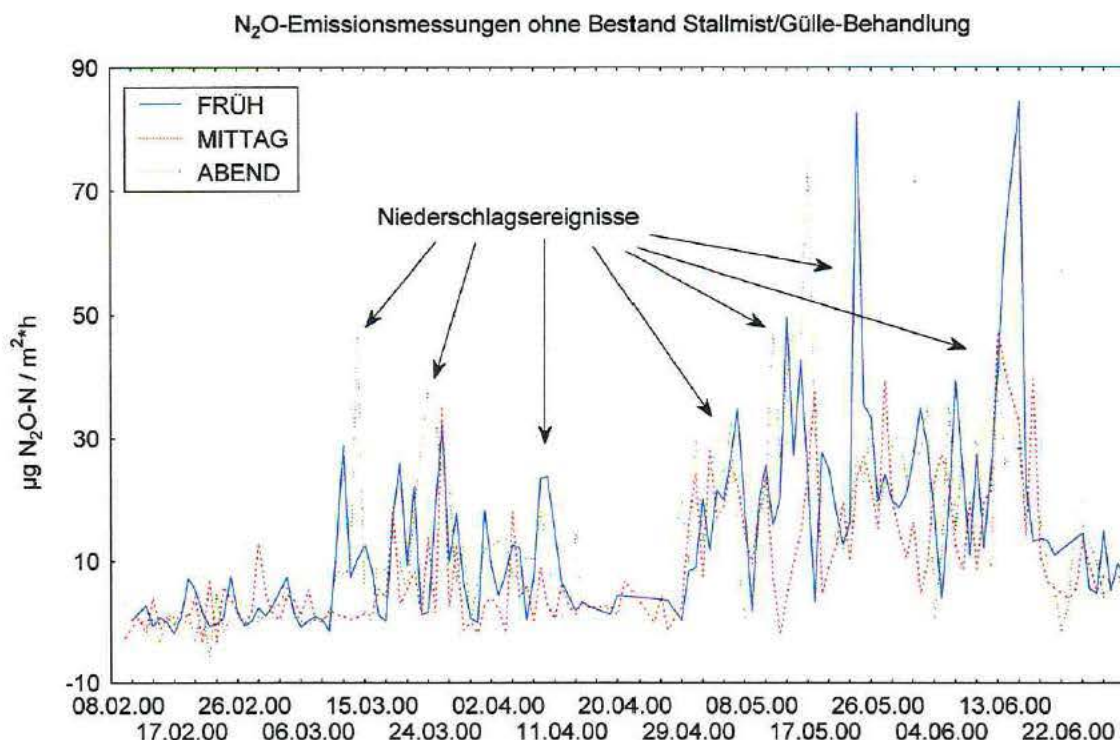


Abb. 9.6)

Verlauf der N₂O-Emissionen zu unterschiedlichen Tageszeiten auf einer Lössschwarzerde (Haplic Phaeozem) mit 100 t Stalldung/Gülle pro ha und Jahr ohne Pflanzen

Eine Unterscheidung in Tagesabschnitte zeigt, dass die am Mittag gemessenen durchschnittlichen Emissionen $10 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$ betragen während am Morgen und am Abend Werte von $14 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$ beobachtet wurden. Spitzenwerte in den Lachgasemissionen von über $80 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$ wurden hier wiederum nach sommerlichen Starkniederschlagsereignissen (Abb. 9.6; ab 12.06.99) gemessen. Dabei ist aber festzustellen, dass das Starkniederschlagsereignis nicht unmittelbar und sofort zu höheren Emission führt, sondern erst zeitlich verzögert eine Periode höherer N₂O-Emission eintritt. So fällt das größte Starkniederschlagsereignis mit 15,7 mm auf den 11.06., doch die N₂O-N-Freisetzung steigt erst ab den 12.06.00 stark an. Die sich infolge der Niederschläge einstellende erhöhte Bodenfeuchte und die dadurch verursachte geringere Gasdiffusion im Boden führt in Verbindung mit der O₂-verbrauchenden Bodenrespiration zur Etablierung anaerober Verhältnisse, die letztendlich die erhöhte N₂O-Bildung bewirken. Vergleichbar hohe Niederschläge in den Wintermonaten (Februar/März 2000) zeigten zwar auch einen Anstieg der Lachgas-Emissionen, die aber auf einem deutlich niedrigeren Niveau als in den Sommermonaten verliefen. Eine mögliche Ursache dafür ist die in den Wintermonaten geringere mikrobielle Aktivität im Boden infolge der niedrigeren Bodentemperatur. In ergänzenden Laboruntersuchungen wäre die Abhängigkeit der N₂O-Freisetzung von der Bodenfeuchte und -temperaturen im Detail zu klären.

Messungen mit Pflanzen:

Die N_2O -Emissionsmessungen unter Einbeziehung der landwirtschaftlichen Kulturen wurden bei vier Düngungsregimes (ohne N-Düngung, 80 kg N/ha, 160 kg N/ha und 240 kg N/ha) durchgeführt.

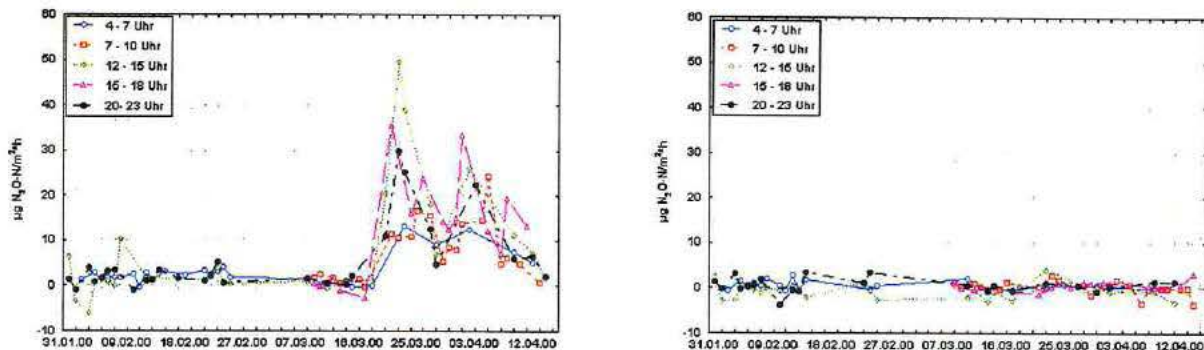


Abb. 9.7)

Verlauf der N_2O -Emissionen zu verschiedenen Tageszeiten auf einer Lössschwarzerde Haplic Phaeozem mit Winterweizen (SOL-System)

links) 240 kg N/ha*a

rechts) ohne N-Düngung

In den Abbildungen 9.7 und 9.8 sind die Lachgasfreisetzungen der höchst gedüngten Variante und der ungedüngten Variante für die Monate Januar bis Anfang April dargestellt. In der höchst gedüngten Variante sind mit Beginn der Mineralisierung im Frühjahr und nach der ersten Düngung (20. März 00) verstärkte N_2O -Freisetzungen mit Spitzenwerten von $50 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$ unmittelbar nach der Düngung zu verzeichnen. In den Wintermonaten liegen die N_2O -Emissionen auf einem mit der Nullvariante vergleichbaren Niveau. In der ungedüngten Variante beträgt die N_2O -Freisetzung weniger als $5 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$. In den Düngungsvarianten 80 kg N/ha und 160 kg N/ha liegen die N_2O -Freisetzungen auf einem vergleichbaren Niveau zwischen $5\text{--}20 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$ und liegen damit deutlich über der Nullvariante und deutlich unter der höchst gedüngten Variante (240 kg N/ha). Allerdings lassen sich nach dem bisherigen Untersuchungszeitraum die Varianten 80 kg N/ha und 160 kg N/ha nicht voneinander unterscheiden. Bei einem Vergleich zwischen der ungedüngten Variante ohne und mit Pflanzen wird deutlich, dass die unter Einbeziehung der Pflanzen gemessenen N_2O -Freisetzungen höher sind, was aber noch in Messungen über einen längeren Zeitraum bestätigt werden muss. Letzteres gilt auch für den Einfluss der Messzeit (Tages- bzw. Nachtzeit) auf die N_2O -Freisetzung. Nach den bisherigen Messungen zeichnet sich ein Tagesgang ab. Offenbar führt hierbei die nächtliche Taubildung im Frühsommer bis zum Herbst zu verstärkten N_2O -Freisetzungen. Im Winter bzw. zeitigen Frühjahr scheint die Luft-/Bodentemperatur einen größeren Einfluss auf die Lachgasfreisetzungen zu haben, da hier in den Mittag- bzw. Nachmittagstunden die höchsten Werte gemessen wurden.

Variabilitäten der N_2O -Emissionen

Monatliche Variabilitäten:

Abb. 9.8 zeigt die monatlichen Variabilitäten der N_2O -Freisetzungen aus einer Lössschwarzerde (Haplic Phaeozem) ohne Einbeziehung der Pflanzen. Während die N_2O -Freisetzung sowie deren Variabilitäten im Winter nur sehr gering sind, kommt es im Frühjahr und zeitigen Sommer zu einer erhöhten N-Freisetzung, die durch ansteigende Bodentemperaturen und damit verbundene erhöhte mikrobielle Aktivität zu begründen sind. Ebenfalls wirken sich in den Sommermonaten Starkniederschlagsereignisse stärker auf die N_2O -N-Freisetzungen aus als in den Wintermonaten (vgl. vorgehender Abschnitt).

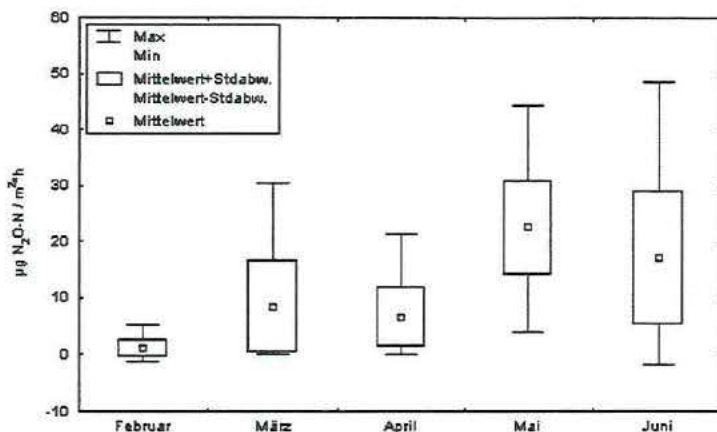


Abb. 9.8)

Monatliche Variabilitäten der N_2O -N-Emissionen auf einer Lössschwarzerde (Haplic Phaeozem, 100 t Stallung pro ha*a)

Tägliche Variabilitäten:

Abb. 9.9 zeigt, dass gerade in den Sommermonaten mit einer sehr hohen zeitlichen Variabilität zu rechnen ist, was mehrere Messungen pro Tag zwingend notwendig macht. In den Sommermonaten kommt es besonders in den frühen Morgenstunden zu erhöhten N_2O -Freisetzungen, die im Tagesverlauf bis zum Mittag abnehmen und am späten Nachmittag bis zum frühen Abend wiederum ansteigend sind. Vermutlich ist die in den frühen Morgenstunden zu beobachtende Taubildung eine mögliche Ursache für die höheren N_2O -Freisetzungen. Aufgrund dieser hohen Variabilitäten, welche im Frühjahr bis zum Herbst zu beobachten sind, müssen mehrere Messungen pro Tag durchgeführt werden, um gesicherte Bilanzen der N_2O -Flüsse erstellen zu können. In den Wintermonaten sind die ausgewiesenen geringen Emissionen auch mit geringen Variabilitäten innerhalb eines Tages verbunden, so dass eine einzelne Tagesmessung zu ausreichend genauen Aussagen führt. Allerdings muss hier erwähnt werden, dass in dem ausgewiesenen Beobachtungszeitraum keine Tau- und Gefrierphasen in den Wintermonaten zu beobachten waren. In der Literatur (FLESSA et al. 1995, KAISER & HEINEMEYER 1996, KAISER et al. 1998, MOGGE et. al. 1999) wird beschrieben, dass es beim Übergang von Gefrier- zu Tauphasen zu

erhöhten N_2O -Freisetzungen kommt. Inwieweit diese Tau- und Gefrierphasen die N_2O -Freisetzungen auf diesem Standort beeinflussen, muss in weiterführenden Untersuchungen noch geklärt werden.

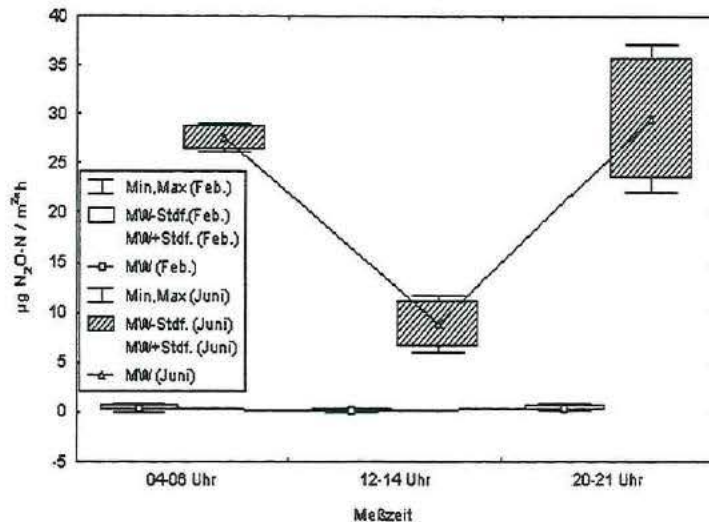


Abb. 9.9)

Tägliche Variabilitäten der N_2O -N-Freisetzungen einer Lössschwarzerde (Haplic Phaeozem, 100 t Stallmist pro Jahr) im Winter bzw. Sommer

9.3.4 NO-Emission auf Schwarzerde am Standort Bad Lauchstädt

Die Untersuchung der NO-Emission am Standort Bad Lauchstädt erfolgte nur episodisch, da eine Bestimmung wegen der technisch aufwendigen NO-Analytik nur im arbeitsintensiven manuellen Regime möglich war.

Material und Methoden

Es wurden drei unterschiedlich mit Nährstoffen versorgte Böden für die NO-Emissionsmessung ausgewählt:

- ⇒ Ohne N-Düngung: Statischer Düngungsversuch V 120
- ⇒ Mineralische N-Düngung: Neues Messfeld V 521, 1999: 180 kg N/ha, 2000: 50 kg N/ha, jeweils gesplittet in zwei Gaben als Kalkammonsalpeter
- ⇒ Organische Düngung: V 494, Parzelle 200 t/ha Stalldung

An jedem Beprobungstermin wurden die Emissionen von NO und N_2O mittels geschlossener Langboxen ($0,14 \text{ m}^2$) bestimmt (Prinzip „closed chamber“ nach MOSIER 1989). Die Gewinnung der Emissionsproben selbst geschah für N_2O nach statischer Anreicherung und für NO im dynamischen Regime (konstanter Durchfluss eines geringen Luftstromes). Die N_2O -Analytik erfolgte

gaschromatographisch (SEGSCHNEIDER et al. 1996) und die NO-Bestimmung mittels Chemilumineszens (CLD 770 Al ppt, ECO Physocs, Schweiz).

9.3.5 Ergebnisse und Diskussion der NO-Emissionen

Ergebnisse liegen bisher für zwei Messkampagnen, im Sommer 1999 über 2 Monate (10.6. bis 4.8.99) und im Frühjahr 2000 über 3 Monate (14.02. bis 15.05.00) vor. Die Ergebnisse der ersten Messkampagne sind in Abb. 9.10 dargestellt. Zu Beginn der Messreihe, also kurz nach der mineralischen Düngung (25.5.99: 80 kg N Kalkammonsalpeter), wurden auf der Messfeldparzelle (V 521) sehr hohe NO-Emissionen von $8 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$ gemessen, die das durchschnittliche Grundniveau der N_2O -Emissionen auf dem Standort Bad Lauchstädt (ca. $1 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$) übertreffen. Mit Abnahme der N_{an} -Konzentration im Boden erfolgt synchron eine Abnahme der NO-Emission auf ein Grundlevel um $1 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$. Dieses ist aber immer noch deutlich höher als die NO-Emission ($0,1\text{--}0,8 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$) des extrem mit organischer Düngung versorgten Bodens (V 494), d.h. erhöhte Gehalte an organischer Substanz führen zu keinen wesentlich erhöhten NO-Emissionen (Grundniveau ohne N-Düngung des V 120 $\leq 0,2 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$).

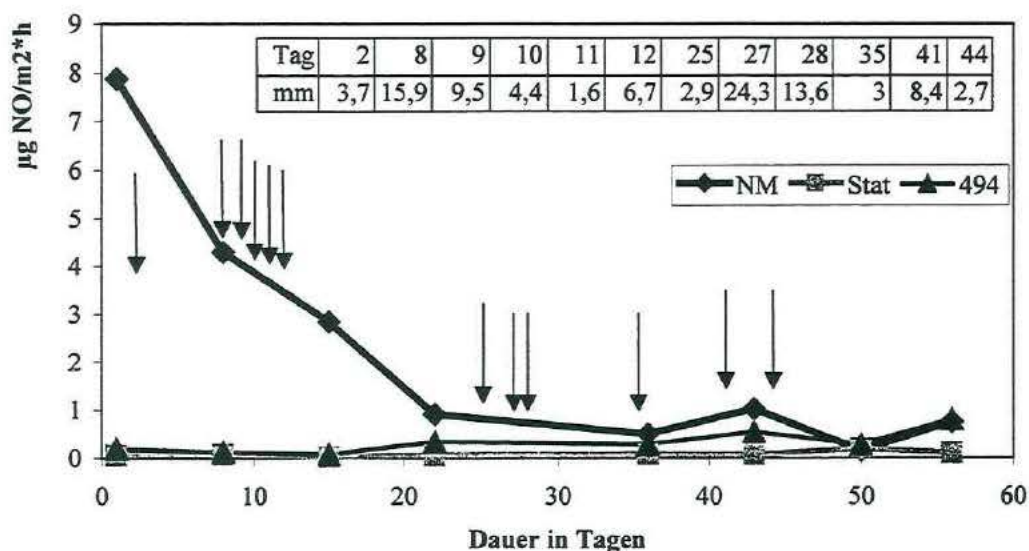


Abb. 9.10)

NO-Emission auf unterschiedlich N-versorgten Schwarzerde-Standorten für den Zeitraum 10.6. bis 4.8.99 (Pfeile markieren Niederschlagsereignisse > 1mm, die integrierte Tabelle enthält die Niederschlagsmengen pro Tag)

Für die 2. Messkampagne im Frühjahr 2000 ergibt sich eine sehr ähnliche Aussage. Aus Abb. 9.11 ist ersichtlich, dass die NO-Emission auf der mineralisch (V 521) und sehr hoch organisch (V 494) gedüngten Fläche deutlich über den Emissionen aus der ungedüngten Parzelle (V 120) liegt. Ein hohes Maximum ist nach der Mineral-N-Düngung (V 521) erkennbar. Ein stetiger

Temperaturanstieg in dieser Zeit und kurz zuvor gefallener Regen (Abb. 9.11.c.) führten sicher zu einer Verstärkung dieses Düngerpeaks und bewirken auch auf den beiden anderen Varianten einen merklichen, wenn auch viel geringeren Anstieg der NO-Emission. Im Durchschnitt dieser Messkampagne ergeben sich folgende NO-Emissionen:

- ⇒ Ohne N-Düngung: Statischer Düngungsversuch V 120: $0,08 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$
- ⇒ Mineralische Düngung, V 521: $1,76 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$
- ⇒ Organische Düngung, V 494: $0,76 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$

Bei den N_2O -Emissionen sind im Vergleich zu den NO-Emissionen unterschiedliche Einflüsse der einzelnen N-Versorgungsvarianten zu erkennen. Die hoch organisch gedüngte Variante zeigt den größten Anstieg in der N_2O -Emission ($16 \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$) infolge der einsetzenden Temperaturerhöhung. Die mineralische N-Düngung bewirkt dagegen nur eine geringfügige Zunahme der N_2O -Emission ($6 \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$). Im Durchschnitt ergeben sich folgende N_2O -Emissionen:

- ⇒ Ohne N-Düngung: Statischer Düngungsversuch V 120: $0,32 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$
- ⇒ Mineralische Düngung, V 521: $12,31 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$
- ⇒ Organische Düngung, V 494: $81,32 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$

Im Rahmen von Grundlagenuntersuchungen (JOHN et al. 2000) wurden weiterhin ^{15}N -Feldversuche zur Quellenidentifikation für die Emission von NO, N_2O und N_2 in Schwarzerdeböden unter Feldbedingungen durchgeführt. Die wichtigsten Ergebnisse Aussagen daraus sind:

- ⇒ Das freigesetzte NO resultiert unter den vorliegenden Bedingungen (NH_4 -Düngung, aerobe Bodenverhältnisse) zu mehr als 90 % aus der Nitrifikation.
- ⇒ Das emittierte N_2O stammt dagegen zu ca. 75 % aus der Denitrifikation von Nitrat.
- ⇒ Eine Bildung von molekularem Stickstoff war nur bei der Denitrifikation von Nitrat bei einer relativ hohen Bodenfeuchte (>20 %) nachweisbar. Es traten dann jedoch Emissionen von 50 bis $217 \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$, d.h. bis zum ca. 30-fachen der N_2O -Emission auf.

Diese Ergebnisse zur NO- und N_2O -Emission aus ^{15}N -Feldversuchen entsprechen damit den Aussagen der vorangegangenen Laboruntersuchungen und dem danach aufgestelltem Modell der gekoppeltem Nitrifikation/Denitrifikation (vgl. 9.3.1). Hinweise darauf, dass das von intensiv gedüngten Böden emittierte NO vorzugsweise der Nitrifikation entstammt, wurden bereits früher aus Untersuchungen unter Einsatz selektiver Inhibitoren (TORTOSO & HUTCHINSON 1990, BOLLMANN & CONRAD 1997) erhalten und vereinzelt indirekt aus Feldmessungen abgeleitet (SKIBA et al. 1992, DAVIDSON et al. 1993, HUTCHINSON et al. 1993).

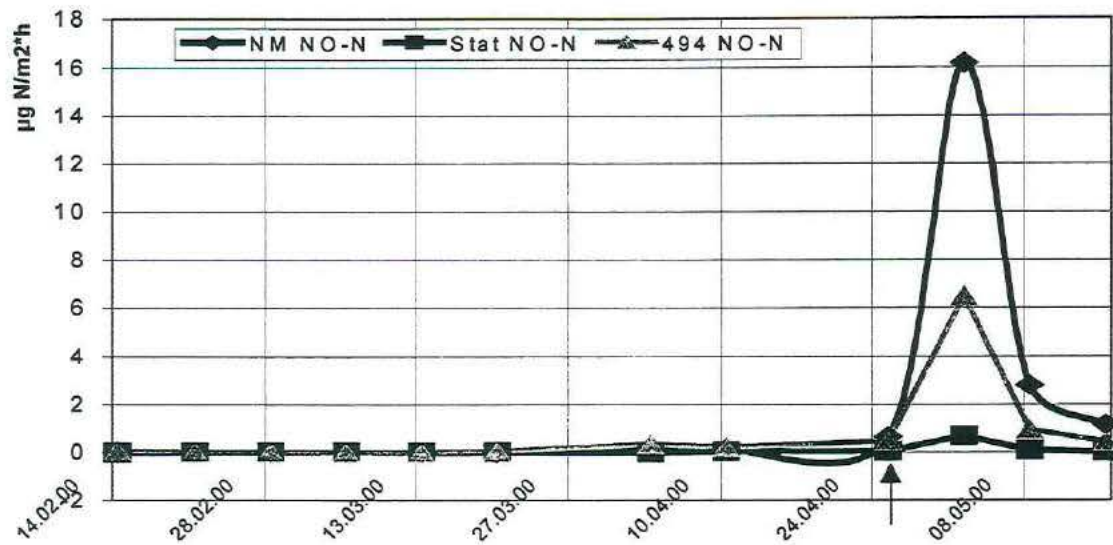


Abb. 9.11.a)

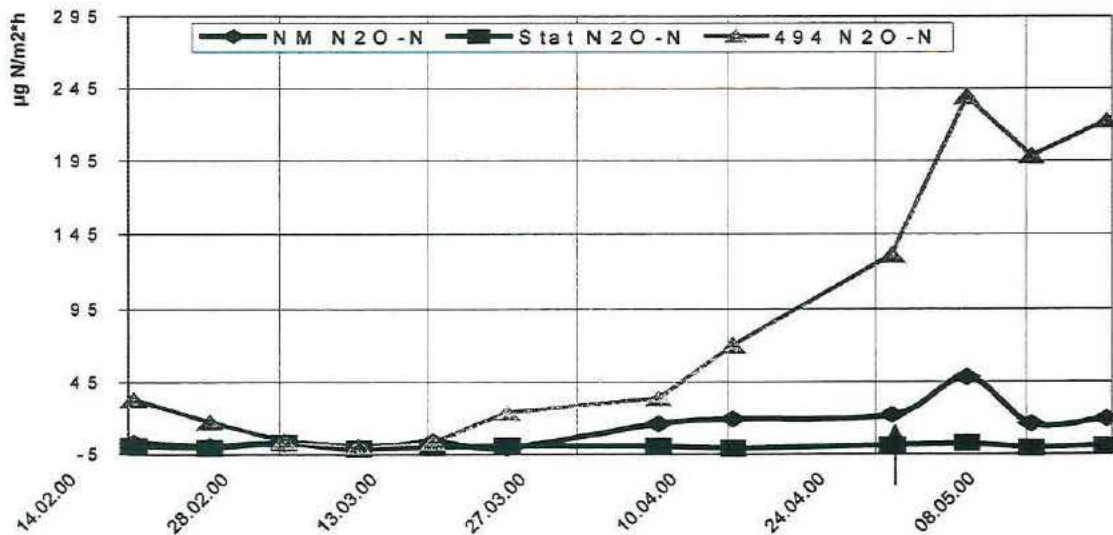


Abb. 9.11.b)

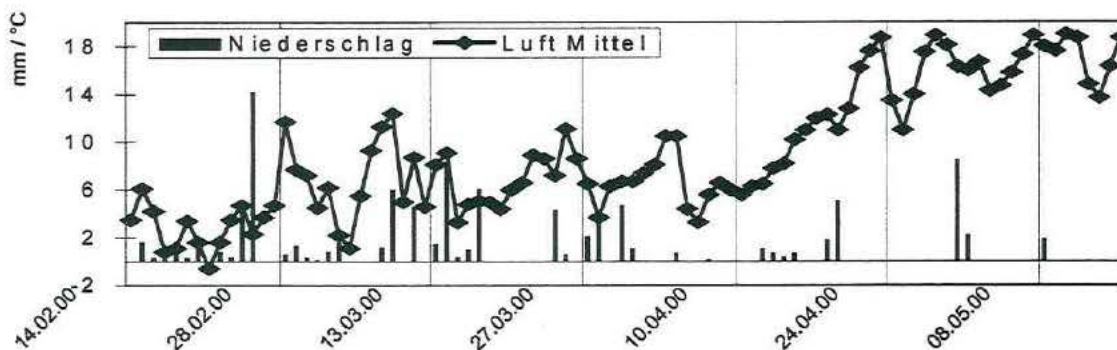


Abb 9.11.c)

Abb. 9.11 a, b, c)

NO_x - (a.) und N_2O -Emission (b.) auf unterschiedlich N-versorgten Schwarzerde-Standorten sowie Niederschlag und Lufttemperatur für den Zeitraum 14.02. bis 15.05.00 (Pfeil: Düngergabe 30 kg N/ha auf Mineraldünger-Variante (NM V 521) am 25.04.00)

9.4 Zusammenfassung und Bewertung der Ergebnisse zur N₂O - und NO -Emission

Auf einem typischen Schwarzerdestandort (Haplic Phaeozem, Bad Lauchstädt) der Querfurter Platte im mitteldeutschen Trockengebiet wurden über einen Zeitraum von Juni 1999 bis Juni 2000 Messungen zur N₂O-Emissionen mit der "closed chamber"-Methode mit und ohne Pflanzen auf unterschiedlich mit Stickstoff und OBS versorgten Parzellen durchgeführt. Die jährlichen N₂O-Emissionen eines Haplic Phaeozem (Bad Lauchstädt) bewegen sich zwischen 0,1 kg N₂O-N/ha*a auf den ungedüngten Varianten und 1 kg N₂O-N/ha*a auf einer hoch organisch gedüngten Variante. Bedingt durch die Zufuhr einer großen Menge von leicht umsetzbaren Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen kommt es bei letzter Variante vermutlich zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität im Boden, was auch an den im Vergleich zu den Wintermonaten erhöhten Lachgasfreisetzungen in den Frühjahrs- und Sommermonaten bei ähnlichen Niederschlagsmengen zu sehen ist. In der höchst mineralisch gedüngten Variante (240 kg N/ha) konnten mit Beginn der Mineralisierung im Frühjahr und nach der ersten Düngung (20. März 2000) verstärkte N₂O-Freisetzungen mit Spitzenwerten von 50 µg N₂O-N/m²*h verzeichnet werden (Spitzenwerten bei hoher organischer Düngung 85-240 µg N₂O-N/m²*h). Die direkte Auswirkung einer hohen mineralischen N-Düngung unter den relativ trocknen Bedingungen des Standortes Bad Lauchstädt auf die N₂O-Emission ist also geringer als die einer hohen organischen Düngung. Bei den N-Mangel-Böden (langjährig keine N-Düngung) traten Spitzenwerte bis 5 µg N₂O-N/m²*h auf, doch konnten auch vielfach negative Emissionsraten, d.h. die Aufnahme von N₂O durch den Boden, beobachtet werden. Ergänzende ¹⁵N-Feldversuche ergaben, dass die relativ geringen N₂O-Emissionen vorzugsweise aus der Denitrifikation resultieren. Da die Denitrifikation ein anaerober endoenergetischer Prozeß ist, wird er, wenn keine Substratlimitierung vorliegt, durch eine organische Düngung infolge Zufuhr leicht abbaubaren Kohlenstoffs (Energiequelle und O₂-Verbrauch durch erhöhte Respiration) gefördert, was auch zu beobachten war.

BOUWMAN (1990) gibt für mineralische Böden eine Spannweite von -0,6 bis 41,8 kg N₂O-N/ha*a an. KAISER & RUSER (2000) weisen für typische Ackerböden N₂O-N-Verluste von 0,5 bis 16,8 kg N₂O-/ha*a aus, wobei 50 % der jährlichen N₂O-Emissionen auf die Wintermonate entfallen. Sie verweisen hierbei auf die große Bedeutung der Tau- und Gefrierphasen. Aufgrund des sehr milden Winters innerhalb des Untersuchungszeitraumes konnten keine Tau- und Gefrierphasen erfasst werden, was eine mögliche Ursache für die vergleichsweise geringen N₂O-N-Verluste auf den untersuchten Flächen sein könnte (gleichzeitig aber auch die Notwendigkeit unterstreicht, die laufenden Messungen fortzusetzen).

In einer ersten Messung zur Bildung von molekularem Stickstoff bei der Denitrifikation von Nitrat mittels der ^{15}N -Flux-Methode wurden bei relativ hohen Bodenfeuchten ($>20\%$) N_2 -Emissionen von bis zu $217\ \mu\text{g N}$ beobachtet. Diesem möglichen hohen Verlustpotential in Form von molekularem Stickstoff bei hohen Bodenfeuchten müssen unbedingt weitere Untersuchungen gewidmet werden.

Die auch auf den sehr homogenen Böden des Schwarzerdestandortes Bad Lauchstädt nachgewiesene hohe zeitliche Variabilität der N_2O -Freisetzung erfordert mehrjährige Messreihen mit hinreichend hoher zeitlicher Auflösung der Messungen, um gesicherte Bilanzen und Zuordnungen zu möglichen steuernden Faktoren ausweisen zu können. Aufgrund des kurzen Untersuchungszeitraumes sind deshalb die vorliegenden Ergebnisse über die jährliche N_2O -Freisetzung am Standort Bad Lauchstädt nur orientierend und nicht endgültig.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse zur NO -Emission unter Freilandbedingungen lassen im Vergleich zur N_2O -Emission auf einen abweichenden Bildungsweg und damit eine veränderte Wirkung hoher N - und OBS -Versorgung auf die NO -Emission schließen. Die höchsten NO -Emissionen von bis zu $16\ \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$ wurden unmittelbar nach mineralischer (Ammonium-) Düngung gemessen. Im Vergleich dazu betrugen die höchsten Emissionsraten bei extrem hoher organischer Düngung nur $6\ \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$. Ergänzende ^{15}N -Feldversuche bestätigten, dass das emittierte NO fast ausschließlich aus der Nitrifikation von Ammonium stammt. Da die Nitrifikation ein aerober chemoautotropher Prozeß ist, wird dafür ein gut belüfteter Boden, jedoch kein verfügbarer Kohlenstoff als Energiequelle benötigt. Im Gegensatz zur N_2O -Emission wird also die NO -Emission nicht durch den leicht verfügbaren Kohlenstoff der organischen Düngung gefördert. Generell muss man jedoch nach den bisher vorliegen Ergebnissen einschätzen, dass die NO -Emission, abgesehen von Ausnahmesituationen nach hoher Ammonium-Düngung, stets kleiner war als die N_2O -Emission.

Mit den vorliegenden Ergebnissen zur N_2O - und NO -Emission am Standort Bad Lauchstädt konnten die Ergebnisse aus früher durchgeführten Laboruntersuchungen verifiziert werden und entsprechen im Wesentlichen den prognostischen Aussagen des entwickelten Modells der gekoppelten Nitrifikation/Denitrifikation.

9.5 Ausblick

Die vorgelegten Ergebnisse zeigen deutlich, wie dynamisch und variabel N -Spurengasflüsse in Zeit und Raum auftreten. Hinreichende Aus- und Vorhersagen lokaler, regionaler und globaler Quellen und Senken für N -Spurengase erfordern repräsentative Messungen der Emissionen und Immissionen. Die weitere Aufklärung der mechanistischen Prozesse in Böden, Pflanze und

Atmosphäre, welche die zeitliche und räumliche Variabilität der Spurengasflüsse steuern, ist insbesondere zum Verständnis sowie für hinreichende Modellierungen von Spurengasflüssen erforderlich. Neuere Untersuchungen zeigen zum Beispiel, dass signifikante N₂O-Emissionen während Auftauphasen im Winter auftreten (FLESSA et al. 1995, CORRIE et al. 1996, KAMP et al. 1997, WAGNER-RIDDLE & THURTELL 1998) oder aus schneebedecktem Boden erfolgen (VAN BOCHOVE et al. 1996). Bisher veröffentlichte Studien haben N-Spurengasflüsse in kalten Jahreszeiten zumeist unberücksichtigt gelassen (so auch hier aufgrund des kurzen Beobachtungszeitraumes) und die tatsächlichen jährlichen Emissionen damit wahrscheinlich erheblich unterschätzt.

Die vorgelegten Ergebnisse zu atmosphärischen N-Einträgen in Boden und Pflanze sind erheblich höher als generell angenommen und in ihrer ganzen Bedeutung für die Schutzgüter Boden, Wasser und Biodiversität sowie für viele besonders zu schützende Ökosysteme noch gar nicht voll abzuschätzen. Die hier entwickelte Meßmethode der Immissionen ermöglicht erstmals alle N-Einträge (nasse, trockene und gasförmige Deposition) integriert hinreichend genau zu messen. Auf Grund der vielen, die Immission beeinflussenden Faktoren verbieten sich einfache Extrapolationen aus den bisher erhobenen lokalen Immissionsdaten. Erforderlich ist eine weiträumige und umfassende Erhebung aller atmosphärischen N-Einträge einschließlich zugehöriger Quellen und die Abschätzung ihrer Auswirkungen auf ausgewiesenen Schutzgüter.

Anhand der hier und in der Literatur ausgewiesenen Ergebnisse lassen sich folgende zukünftige Forschungsaufgaben ausweisen :

- ⇒ Identifikation wichtiger Lücken im Verständnis und in der Messung N-bürtiger und anderer relevanter Spurengasflüsse sowie der Erstellung entsprechender Messfelder und Studien:
- Durchführung angemessener Feldexperimente, um gegebene Spurengasflüsse zu quantifizieren und deren steuernde Faktoren zu identifizieren;
- Ausweisung der Prozesse (chemische, mikrobielle, enzymatische), welche die Spurengaszyklen in Böden und Pflanzen steuern;
- Quantifizierung der täglichen, saisonalen und jährlichen Variationen der Spurengasflüsse und ihrer steuernden Faktoren, um robustere Schätzungen und Vorhersagen der Spurengasflüsse zu ermöglichen;
- Erarbeitung mechanistischer Modelle zur Produktion, Transformation und Transport von Spurengasen in relevanten Ökosystemen und in der Atmosphäre (hinreichende Erfassung des Spurengaszyklus) und Erstellung einer dazu notwendigen umfassenden Datenbasis;

- Entwicklung von robusten Extrapolationen (vom Messfeld zu Regionen) und hinreichender Verifikationsmöglichkeiten der Modellierungen;
- ⇒ Um aber belastbare und reale Werte der N-Deposition für die gesamte Bundesrepublik zu erhalten, müssten über Deutschland verteilt an ausgewählten Punkten Messungen über mehrere Vegetationsperioden mit dem ITNI-System vorgenommen werden.
- ⇒ Zuarbeit zu und Verbesserung von Bestandsaufnahmen nationaler und regionaler Spurengasflüsse sowie lokaler N-Bilanzen.

Die aufgezeigten Aufgaben überschreiten bei weitem unsere eigene Expertise und Kapazität und erfordern nationale und internationale Kooperationen, in die wir unsere Forschungen einbringen müssen.

10 Abschätzung von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen ausgehenden Gefahrenpotenzials, dargestellt am Beispiel des Stickstoffs, im Gebiet der Querfurter Platte

J. Seeger und R. Meißner

UFZ Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung, Lysimeterstation Falkenberg, Falkenberg

Abstract

Estimating the potential risk of agricultural land management to groundwater in the Querfurter Platte loess region using the example of nitrogen

Measuring the impact of land management practices on groundwater quality in the field and catchment scale is difficult and time-consuming. It is even more complicated in 'well naturally protected' loess areas used for intensive agriculture with an average precipitation of about 460 mm per year. Based on lysimeter experiments and the usage of conservative tracers (chloride, bromide) to simulate the movement of inorganic nitrogen compounds in loess soil, a tracer movement of 3.9 mm per mm seepage water was calculated. This result corresponds to nitrate moving velocities described in the literature based on stable isotopes measurement (^{15}N). The results show that even in the 'naturally well protected' conditions of Querfurter Platte, groundwater resources may be contaminated if agricultural management ignores the principles of 'sustainability'. Additional research is necessary to explain the differences of tracer movement velocity in lysimeters and in the field, and to integrate mathematical models to extrapolate the results from lysimeters and the field to the catchment scale.

Zusammenfassung

Die Erfassung des Einflusses der Landbewirtschaftung auf die Grundwasserqualität in den Skalenebenen Feld und Kleineinzugsgebiet ist ein schwieriger und langwieriger Prozess. Noch komplizierter ist es, prognostische Aussagen über die Grundwassergefährdung der als „gut geschützt“ geltenden fruchtbaren, intensiv landwirtschaftlich genutzten Lössgebiete mit einem mittleren Jahresniederschlagsdargebot von etwa 460 mm zu treffen. Basierend auf Lysimeterversuchen mit konservativen Tracern (Chlorid, Bromid) zur Simulation der Verlagerung anorganischer Stickstoffverbindungen in Lössböden konnte eine Abwärtsbewegung von 3,9 mm pro mm Sickerwasser ermittelt werden. Dieses Resultat korrespondiert mit Ergebnissen aus der Literatur, bei denen ^{15}N als Marker eingesetzt wurde. Die durchgeführten Untersuchungen belegen, dass auch unter den Bedingungen der Querfurter Platte eine Kontamination des Grundwassers bei nicht ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung möglich ist.

Zur Aufklärung der ermittelten Differenzen zwischen der Tracerverlagerung im Feld- und Lysimetermaßstab sind weitere Untersuchungen notwendig. Für die Übertragung der Resultate aus Lysimeter- und Feldexperimenten auf größere Gebietseinheiten ist zukünftig die verstärkte Einbeziehung von Modellierungsarbeiten vorgesehen.

10.1 Einleitung

Der Zeitraum zwischen einer Kontamination (z.B. ausgelöst durch Bewirtschaftungsmaßnahmen oder Landnutzungsänderungen) und dem daraus resultierenden messbaren „Schad“stoffeintrag in das Grundwasser kann Jahre oder sogar Jahrzehnte betragen. Dabei ist die Frage nach der Abschätzung der Höhe des Stoffaustrages aus der ungesättigten Bodenzone ebenso wichtig wie die nach der Verlagerungsgeschwindigkeit im Boden. Für die ackerbaulich intensiv genutzte Querfurter Platte sollte deshalb eine Abschätzung des von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen ausgehenden Gefahrenpotenzials bezüglich der Grundwassergefährdung, speziell durch die Stickstoff-Auswaschung vorgenommen werden. Aus diesem Grund wurde basierend auf den mehrjährig vorliegenden Erfahrungen zum N-Austrag auf lehmigen Sandböden der Versuch unternommen, methodische Grundsätze auf die als „gut geschützt“ angesehenen Lössböden in der Querfurter Platte zu übertragen und Gefahrenpotenziale aufzuzeigen. Hierzu wurden neben Freilanduntersuchungen auch Lysimeterexperimente an verschiedenen Standorten durchgeführt und durch Modellierungsarbeiten ergänzt (vgl. Kap. 11).

Zur Bestimmung des Wanderungsverhaltens der Nitratfront im Boden wurden, sowohl auf der Lysimeter- als auch auf der Freilandebene, Versuche mit konservativen Tracern (Chlorid, Bromid) angelegt und die Ergebnisse anschließend verglichen. Parallel mit der Tracerverlagerung wurden auf den Freilandparzellen $N_{\min}$ -Bestimmungen (mineralischer N-Gehalt im Boden) zur Abschätzung der Höhe des N-Austragspotenzials durchgeführt und Gegenüberstellungen mit unter landwirtschaftlich genutzten Lysimetern gemessenen N-Austrägen vorgenommen. Eine Auswertung sowohl der Verlagerung von Tracern im Boden als auch des N-Austragspotenzials erfolgte in Abhängigkeit von den relevanten Einflussgrößen Bodenart, Fruchtfolge und Klima.

10.2 Material und Methoden

Die Lysimeter- und Freilandexperimente zur Bestimmung des Wanderungsverhaltens von Tracern im Boden und des N-Austragspotenzials aus der ungesättigten Zone wurden unter den in Tab. 10.1 aufgeführten Versuchsbedingungen durchgeführt. Dabei wurden in das Lysimeterexperiment Kastenlysimeter des sog. „Bodenartenversuches“ mit einer Oberfläche von 1 m^2 und einer nutzbaren Tiefe von 1,25 m integriert (MEISSNER et al. 1995).

Tab. 10.1)

Übersicht über die Versuchsbedingungen der Lysimeter- und Freilandexperimente

<i>Versuchsbedingungen</i>	<i>Lysimeterexperiment (Standort Falkenberg)</i>	<i>Freilandexperiment (Standort Querfurter Platte)</i>
Anzahl Lysimeter/Parzellen	24 Lysimeter	10 Freilandparzellen
Bodenart	je 6 Lysimeter mit lehmigem Sand(1S), Sand(S) Lehm(L), Löss(Lö) befüllt	Lößboden (verschiedene Bodentypen)
Nutzung	12 Lysimeter Ackernutzung 12 Lysimeter Grünland	9 Parzellen Ackernutzung 1 Parzelle Grünland
<i>Tracerverlagerung</i>		
Eingesetzter Tracer	134 kg/ha Br ₂	134 kg/ha Br ₂ 1000 kg/ha Cl ₂
Applikationstermin	4.11.1997	3.11.1997
Analysenkriterien	Sickerwassermenge Br ₂ - Konz. im Sickerwasser	Bodenwassergehalt Br ₂ - und Cl ₂ - Konz. Im Bodenwasser
<i>N-Austräge bzw. Bestimmung des N-Austragspotenzials</i>		
Analysenkriterien	N- Frachten*) ($\sum \text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$)	NO ₃ -, NH ₄ -Gehalte im Boden
Auswertekriterien	bodenspezifische Kriterien Bewirtschaftung	bodenspezifische Kriterien Bewirtschaftung Heterogenität
Beprobungstermine	wöchentlich, monatlich	2x jährlich
Mittl. Jahresniederschlag	556 mm	460 mm

*) in die Darstellungen wurden auch Ergebnisse aus Lysimeteruntersuchungen einbezogen, die nicht auf den mit Tracern beaufschlagten Lysimetern des „Bodenartenversuches“ und nicht ausschließlich im Versuchszeitraum 1997–2000 gewonnen wurden

Beim Freilandversuch erfolgte in Anlehnung an die von EULENSTEIN & DRECHSLER (1992) praktizierten Untersuchungen die Verteilung der Tracer gleichmäßig auf Parzellen mit einer Oberfläche von 4 m². Einen Lageplan der Freilandmessflächen enthält Abb. 10.1.

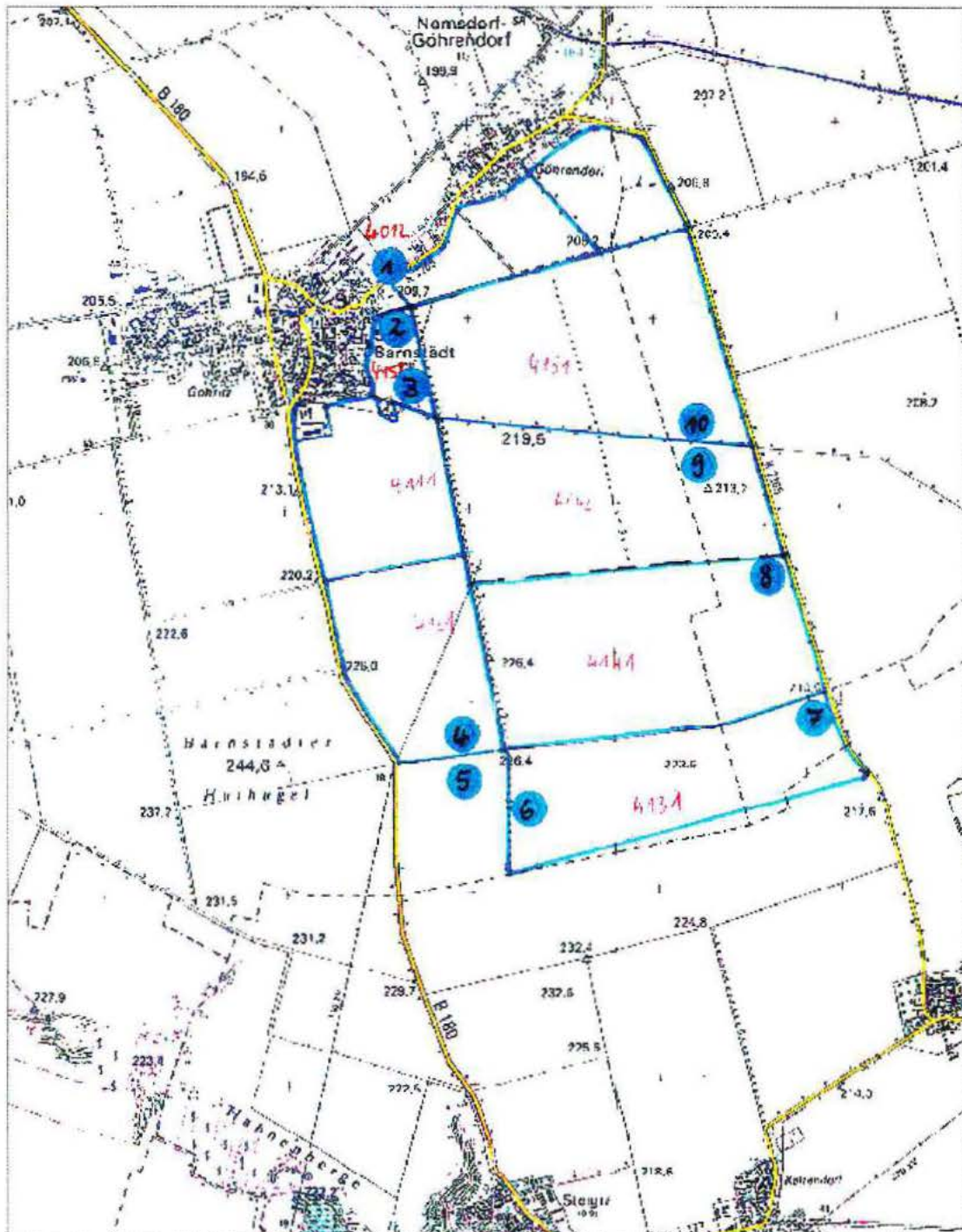


Abb. 10.1) Lageplan der Freilandparzellen im Kerngebiet der Querfurter Platte

Die im Rahmen des Lysimeterversuches im Versuchszeitraum angebauten Fruchtarten waren Bestandteil einer seit 1985 auf den Lysimetern des „Bodenartenversuches“ realisierten viergliedrigen Getreide-Feldfutter-Fruchtfolge (75 % Getreideanbau: 25 % Feldfutteranbau). Die Tracerapplikation erfolgte auf einem frisch etablierten Winterweizenbestand (Vorfrucht: Hafer+Untersaat). Im Herbst 1998 wurde Wintergerste und nach dessen Ernte Zwischenfrüchte angebaut. Vor der winterlichen Sickerungsperiode 1999/2000 wurden die Lysimeter mit einer Herbstfurche versehen. Die Fruchtfolgegestaltung der Ackerparzellen des Freilandversuches ist in Tab. 10.2 dargestellt.

Tab. 10.2)

Fruchtfolgegestaltung auf den Freilandparzellen in der Querfurter Platte

Parzellen-Nr. - Schlag-Nr.	Fruchtfolgegestaltung			
	1997	1998	1999	2000
1 - 4012	<u>Grünland</u>	<u>Grünland</u>	Grünland	Grünland
2 - 4152	<u>Zuckerrüben</u>	<u>Wintergetreide</u>	Kartoffeln	Wintergetreide
3 - 4152	Zuckerrüben	Wintergetreide	Kartoffeln	Wintergetreide
4 - 4121	Mais	Wintergetreide	Wintergetreide	Zuckerrüben
5 - 4131	Brache	Zuckerrüben	Wintergetreide	Wintergetreide
6 - 4131	Wintergetreide	Mais	Wintergetreide	Mais
7 - 4131	Wintergetreide	Mais	Wintergetreide	Mais
8 - 4141	Zuckerrüben	Wintergetreide	Erbsen	Wintergetreide
9 - 4142	Zuckerrüben	Wintergetreide	Zuckerrüben	Wintergetreide
10 - 4151	Wintergetreide	Mais	Wintergetreide	Wintergetreide

Die Bestimmung der Tracerverlagerung in den Lysimetern erfolgte in Anlehnung an bereits abgeschlossene Experimente mit unterschiedlichen Einsatzstoffen (Deuterium, Cl, Br und ¹⁵N) zur Bestimmung der Wanderungsgeschwindigkeit von Nitrat (RUSSOW et al. 1995a, SEEGER et al. 1999). Nach der Ermittlung der Tracerdurchbruchzeiten wurde über die mittlere Verweilzeit (VWZ), als die Zeit, nach der 50 % des Tracers das Lysimeter verlassen haben und der damit korrespondierenden Sickerwassermenge, dem Verweilzeitvolumen (VWZV), die Verlagerung im Boden durch die nachfolgend aufgeführte Beziehung errechnet:

$$\text{Verlagerung (mm/l/m}^2\text{)} = \text{Bodenschicht (mm)} \times \text{Lys.Fläche (m}^2\text{)} / \text{Verweilzeitvolumen (l)} \quad (\text{Gl.1})$$

Zur Bestimmung der Tracerverlagerung auf den Freilandparzellen wurden in eng gefassten Tiefenabschnitten die Tracer-Konzentrationsverläufe im Boden über einen längeren Zeitraum ermittelt und daraus der Verlauf der Wanderung durch den Bodenkörper bestimmt. Eine

Gegenüberstellung der Höhen des natürlichen Niederschlagsdargebotes, aufgeteilt in Sommer- und Winterhalbjahresmengen in beiden Versuchsgebieten sowie die Höhe der Zusatzbewässerung auf der Lysimeterstation in Falkenberg beinhaltet Tab.10.3. Dabei wurde im Rahmen des Lysimetertracerversuches der seit 1985 angelegte Versuchsplan beibehalten und um Ertragsdepressionen zu vermeiden, in den Vegetationsperioden eine bedarfsgerechte Versorgung der Pflanzen mit Bewässerungswasser realisiert.

Tab. 10.3)

Natürliches Niederschlagsdargebot (So.+Wi.Halbjahr) (mm) und Höhe der Zusatzbewässerung (mm) an den Versuchsstandorten in den 3 Versuchsabschnitten

Standort/Nutzung	natürliches Niederschlagsdargebot und Zusatzbewässerung (mm)				
	11/97 – 04/98	05/98 – 04/99		05/99 – 04/00	
	Wi.Halbj.	So.- Halbj.	Wi.Halbj.	So.- Halbj.	Wi.Halbj.
<u>Falkenberg</u>					
Grünland	208	368 + 120	268	238 + 235	264
Ackernutzung	208	368 + 120	268	238 + 330	264
<u>Querfurter Platte</u>	194	430	159	304	210

10.3 Ergebnisse

Die Autoren konzentrieren sich in diesem Beitrag auf Vergleiche zwischen den am Standort in Falkenberg langjährig laufenden Lysimeterversuchen und den Freilanduntersuchungen in der Querfurter Platte.

10.3.1 Bestimmung der Tracer

In der Lysimeterstation in Falkenberg werden Tracerexperimente durchgeführt. Galten sie zunächst ausschließlich der Abschätzung der Verlagerungsgeschwindigkeit von gelösten Stickstoffverbindungen im Boden, d.h. der exakten Zuordnung von Ursache und Wirkung einer Kontamination, sind sie seit 1994 in erster Linie Hilfsmittel bei der Überprüfung der Vergleichbarkeit des Wanderungsverhaltens in Lysimetern und auf Freilandparzellen (MEISSNER et al. 1999). Hierbei stellt eine ausreichend genaue Beschreibung der bodenhydrologischen Zustände von Freilandflächen durch Lysimeter eine wichtige Voraussetzung dar, um in Lysimeterexperimenten unterschiedlichster Versuchsbedingungen gewonnene Erkenntnisse über die Höhe des Stoffaustrages aus der ungesättigten Bodenzone anstelle häufig fehlender Gebietsdaten auf Freilandbedingungen zu übertragen. Die Bestimmung der Höhe des sickerwassergebundenen Stoffaustrages aus der ungesättigten Bodenzone erfolgt in Abhängigkeit

von differenzierten landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsregimes und aktuellen Entwicklungstendenzen in der Landbewirtschaftung. Seit der politischen Wende steht besonders die Wirkung von Landnutzungsänderungen auf den Stoffaustrag im Mittelpunkt des Interesses.

10.3.2 Wirkung relevanter Einflussfaktoren auf die Tracerverlagerung

Bodenspezifische Kriterien

Ein relevanter Einflussfaktor der Wanderungsgeschwindigkeit von Nitrat in der ungesättigten Bodenzone ist die Bodenart. Mit der im November 1997 durchgeführten Br-Applikation auf vier verschiedenen Bodenarten konnte eine Tracerverlagerung in der auf Grund der Bindigkeit erwarteten Reihenfolge: „S>IS>L>Lö“ ermittelt werden, die am Beispiel der Tracerverlagerung

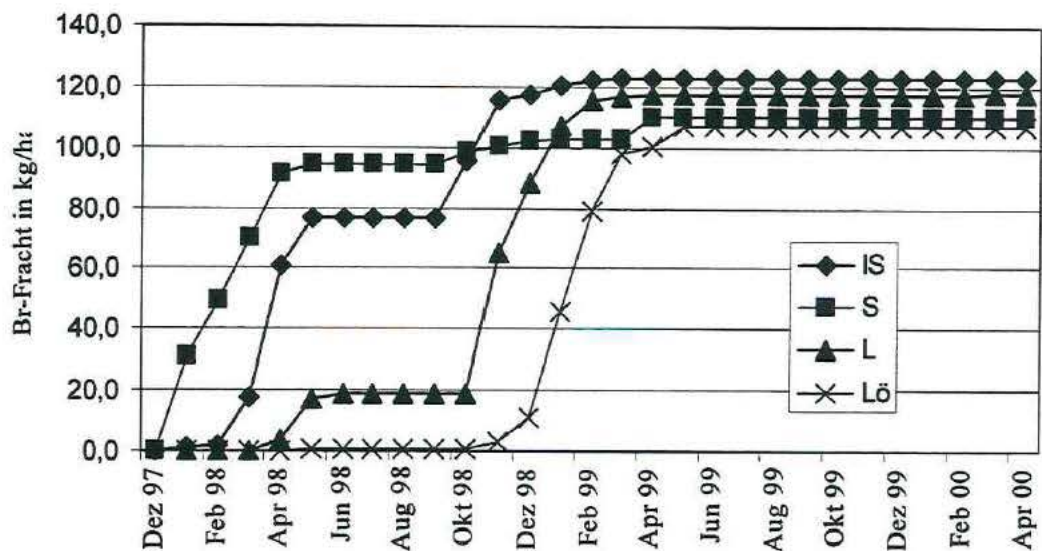


Abb. 10.2)

Vergleich des zeitlichen Verlaufes der Br₂-Summenkurve in ackerbaulich genutzten Lysimetern unterschiedlicher Bodenart

unter Ackernutzung in Abb. 10.2 dargestellt ist. Zu einer vergleichbaren Aussage führte ein bereits zwischen 1985 und 1987 durchgeführter Laborgefäßversuch auf identischen Bodenarten unter Einsatz von Cl₂ als Tracersubstanz (Tab. 10.4). Sowohl im idealisierten Labormodellversuch als auch im Lysimetermaßstab für den Untersuchungszeitraum 1997 bis 2000 lagen die ermittelten VWZV annähernd in der Höhe der Wasserkapazitäten der Gefäße, und die bekannte Gleichung zur Abschätzung des kapillaren Wasserflusses im Freiland

$$\text{Verlagerungsgeschwindigkeit} = \text{Sickerwassermenge/Feldkapazität} \quad (\text{Gl.2})$$

konnte auch unter den Versuchsbedingungen in den Lysimetern bestätigt werden. Für die Bodenart IS wurde die Tracerverlagerung von 4,8 mm pro mm Sickerwasser mit Werten zwischen 4,5 und 5 mm pro mm Sickerwasser bereits in zahlreichen abgeschlossenen Experimenten unter differenzierten Versuchsbedingungen ermittelt. Die im Bereich des mitteldeutschen

Schwarzerdegebietes bei einem durchgeführten ^{15}N -Feldversuch gemessene Verlagerung für Nitrat von 4 mm pro mm Sickerwasser (RUSSOW et al. 1995b) ist ebenfalls nahezu identisch mit dem hier erzielten aktuellen Wert von 3,9 mm pro mm Sickerwasser für Löß.

Tab. 10.4)

Gegenüberstellung der in einem Gefäß- und dem aktuellen Lysimeterversuch erzielten Tracerverlagerung

Bodenart	Wasserkapazität (mm)	VWZV (mm)		Verlagerung (mm/l/m ²)	
		Gefäß	Lysimeter	Gefäß	Lysimeter
LS	223	213	208	4,7	4,8
S	131	173	135	5,8	7,4
L	233	229	200	4,4	5,0
Lö	295	278	255	3,6	3,9

Bewirtschaftung und hydrologische Bedingungen

Sowohl die Art der Bewirtschaftung als Grünland bzw. Ackerland als auch die Wahl der in der Fruchtfolge angebauten Fruchtarten beeinflussen die Tracerwanderung. Eine Darstellung der in den 3 winterlichen Sickerungsperioden des Versuchszeitraumes auf der Basis der Sickerwassermengen berechneten Verlagerungstrecken unter Lößlysi-metern mit Grünland- und Ackernutzung enthält Abb. 10.3.

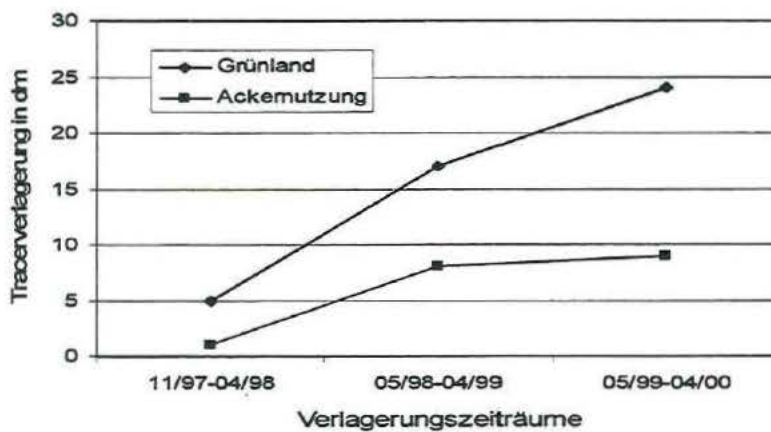


Abb. 10.3)

Vergleich der Verlagerungstrecken von Tracern unter Lysimetern mit Grünland- und Ackernutzung

Unter den vorliegenden Versuchsbedingungen mit einer auf den Wasserbedarf der Pflanzen auf den leichtbindigen Böden ausgerichteten, für alle Böden egalisierten Zusatzbewässerung, erfolgte die Tracerverlagerung unter dem Grünlandbestand erheblich schneller als unter Ackernutzung. Darüber hinaus wird aus der Abbildung der erhebliche Einfluss der hydrologischen Bedingungen in den 3 Messperioden deutlich. Die Höhe der Niederschläge beeinflusste signifikant die Höhe der Sickerwassermengen als Trägermedium für die Tracerfront, deren Abhängigkeit darüber hinaus von der Bodenart und der Nutzung in Tab. 10.5 dargestellt ist.

Tab. 10.5)

Vergleich der Sickerwassermengen (mm) in Lysimetern mit unterschiedlicher Bodenart und Nutzung während des Versuchszeitraumes

Bodenart	Sickerwassermenge (mm)					
	11/97-04/98		05/98-04/99		05/99-04/00	
	Grünland	Acker	Grünland	Acker	Grünland	Acker
LS	135	41	254	223	145	66
S	138	116	306	252	169	103
L	155	54	323	253	190	74
Lö	136	20	301	189	190	36

So resultierte aus dem mit 14 % über dem Normaljahr liegenden Niederschlagsdargebot im Versuchsjahr 1998/99 sowohl bei der Grünland- als auch bei der Ackernutzung eine hohe Sickerwassermengenbildung, die mit ebenfalls hohen Tracertiefenverlagerungen verbunden war. Sowohl in der 1. winterlichen Sickerungsperiode mit Sickerwassermengen unter Grünlandnutzung von 45 % und unter Ackernutzung von 10 % als auch im Versuchsjahr 1999/2000 mit Sickerwassermengen in Höhe von 63 % unter Grünlandnutzung und 19 % unter Ackernutzung - jeweils bezogen auf das Versuchsjahr 1998/99- wurde dagegen nur eine Verlagerung auf niedrigem Niveau gemessen. Bei einem Vergleich der Verlagerungsstrecken in den ackerbaulich genutzten Lysimetern unter dem Aspekt der Abhängigkeit von den Ackerfrüchten (Winterweizen und Wintergerste+Zwischenfruchtanbau) sind die vorhandenen fruchtartenspezifischen Einflüsse (größerer Wasserverbrauch des Wintergerste-Anbaues mit anschließender Etablierung von Zwischenfrüchten) durch die unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen überlagert und somit nicht quantifizierbar.

10.3.6 Wirkung relevanter Einflussfaktoren auf die sickerwassergebundenen N-Austräge

Bodenspezifische Kriterien

Ähnlich wie beim Wanderungsverhalten ist auch das N-Austragsverhalten von der Bodenart abhängig. Das als Vorteil der bindigeren Böden gegenüber den leichtbindigen S- und LS-Böden geltende relativ hohe Wasserspeichervermögen und die damit verbundene Möglichkeit, nitrathaltige Bodenlösung länger im Wurzelraum zu binden und so auch Pflanzen nachfolgender Vegetationsperioden nutzbar zu machen, sollte geringere N-Austräge zur Folge haben. Die zuvor aufgeführten ermittelten Tracerverlagerungszeiten bestätigten die unterschiedlichen Aufenthaltszeiten in der Wurzelzone. Eine Gegenüberstellung von mittl. N-Austrägen (2 Fruchtfolgezyklen im Zeitraum 1991 bis 1998) im Rahmen des „Bodenartenversuches“ zeigt zunächst erwartungsgemäß Unterschiede zwischen den Bodenarten (Tab. 10.6).

Tab. 10.6)

Darstellung mittl. N-Austräge (Zeitraum von 1991 bis 1998) aus Lysimetern in Abhängigkeit von der Bodenart und dem Bewuchs

Bodenart	mittl. jährlicher N-Austrag (kg/ha)	
	Grünland	Ackernutzung
IS	9,9	27,6
S	20,4	38,4
L	13,2	28,5
Lö	48,2	22,5

Allerdings ist ein N-austragsvermindernder Einfluss durch die bessere Ausschöpfung des Bodenpools der Lößlysimeter unter den vorliegenden Versuchsbedingungen (egalisierte Zusatzbewässerung) nur bei den ackerbaulich genutzten Versuchsgefäßen messbar und führt dort zu geringeren N-Austrägen gegenüber den anderen Bodenarten (18 % geringere N-Austräge gegenüber IS). Der Grünlandbestand hat durch die sich bildenden hohen Sickerwassermengen und der damit verbundenen zügigen Nitrat-Verlagerung nicht die Möglichkeit, den Bodenpool entsprechend auszuschöpfen, es kommt zu ca. 5fach höheren N-Austrägen gegenüber den IS-Lysimetern.

Bewirtschaftung und hydrologische Bedingungen

Der Einfluss des Niederschlagsdargebotes auf den N-Austrag bei unterschiedlichen Bodenarten und differenzierter Nutzung ist deutlich in Abb. 10.4 sichtbar.

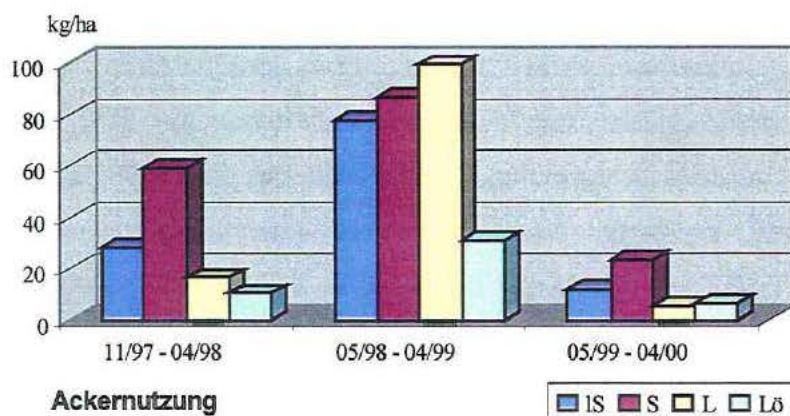


Abb. 10.4)

Vergleich der N-Austräge in Lysimetern mit unterschiedlicher Bodenart und Nutzung

So führte das überdurchschnittlich feuchte Jahr 98/99 auf allen Ackerlysimetern zu mehrfach höheren N-Austrägen. Bei den Lößlysimetern wurden mit 30 kg/ha im 2. Versuchsabschnitt ca. dreifach höhere N-Mengen ausgewaschen als in der 1. und 3. Sickerungsperiode mit 10 bzw. 6 kg/ha. Gemessen an der N-Auswaschung unter den IS-Lysimetern wurden im Versuchszeitraum

etwa 40 % dieser Menge unter Lößlysimetern ausgetragen. Diese anteilige N-Auswaschung unter Löss gegenüber IS deckt sich gut mit gemessenen Relationen in anderen Versuchsjahren, die sich entsprechend dem natürlichen Niederschlagsdargebot in 3 Gruppen einteilen lassen (Tab. 10.7). Neben den bei einem hohen Niederschlagsdargebot bereits erläuterten hohen N-Austrägen unter Grünland konnte also auch ein starker Anstieg unter den ackerbaulich genutzten Lysimetern bei Niederschlägen >700 mm gemessen werden.

Tab. 10.7)

Darstellung von N-Austragsgruppen in Abhängigkeit vom natürlichen Niederschlagsdargebot und der gebildeten Sickerwassermenge bei ackerbaulich genutzten Lösslysimetern und Vergleich mit N-Austrägen unter IS-Lysimetern gleicher Nutzung

Natürliches Niederschlagsdargebot	Höhe der Sickerwassermenge unter Lößlysimetern	N-Austrag Löß-lysimeter	N-Austrag IS Lysimeter	N-Austrag bezogen auf IS-Lysimeter als 100% Variante
< 500 mm	< 2 mm	0 bis 1 kg/ha	0 bis 18 kg/ha	< 5%
500 mm – 700 mm	20 – 190 mm	5 bis 31 kg/ha	12 bis 77 kg/ha	ca. 40%
> 700 mm	> 200 mm	60 bis 93 kg/ha	50 bis 55 kg/ha	> 110%

10.3.4 Bestimmung der Tracerverlagerung und der N-Austragspotenziale auf der Untersuchungsebene - Freilandparzellen

Umfangreiche Untersuchungen zur Abwärtsbewegung von Nitrat auf Freilandflächen (ermittelt durch eine Kombination von Nitrat und Chlorid als Tracer) haben gezeigt, dass die Verlagerung im Boden in den winterlichen Sickerungsperioden in ihrem Ausmaß vor allem von den versickernden Wassermengen und der Feldkapazität des Bodens bestimmt wird. Nach früheren Untersuchungen von GARZ et al.(1982), ebenfalls in unmittelbarer Nähe des Kerngebietes der Querfurter Platte, lässt sich die Tiefenlage des Konzentrationspeaks mit einer Bestimmtheit von 70 % aus der Niederschlagsmenge und der Feldkapazität schätzen und somit auch bei diesen Versuchen die Gleichung zur Abschätzung des kapillaren Wasserflusses bestätigen. Aber auch der Fruchtfolgegestaltung kommt auf Lößböden eine große Rolle zu. So haben Untersuchungen zur Verlagerung und zum Abbau von Nitrat (unter Einsatz von Cl als Tracer) in tieferen Bodenschichten auf Lößstandorten mit hoher Wasserspeicherkapazität ergeben, dass N-Bilanzüberhänge einzelner Anbaujahre keine Aussagen über eine erhöhte N-Auswaschung zulassen. Erst im Durchschnitt mehrerer Jahre und somit in Abhängigkeit von der Wirkung mehrerer in diesem Zeitraum angebauten Fruchtarten sind zuverlässige Aussagen über die Höhe eines durchschnittlichen N-Austrages möglich (FUNK 1999). Demgegenüber konnten bei flachgründigen S- und IS-Böden bereits im Folgejahr nach der Bilanzierung von N-Überschüssen erhöhte N-Austräge mit dem Sickerwasser nachgewiesen werden (MEISSNER et al. 2000).

Anstelle einer Bilanzbildung wurden im Rahmen der Arbeiten im Verbundprojekt zur Abschätzung des N-Austragspotenzials $N_{\min}$ -Untersuchungen herangezogen. Auch nach eigenen Untersuchungen ist der Herbst- $N_{\min}$ -Wert nur in beschränktem Umfang geeignet, das Ausmaß der nutzungsbedingten N-Überschüsse zu erfassen und in der Regel nicht positiv mit den Nitratkonzentrationen der sich im darauffolgenden Winter bildenden Sickerwässer korreliert. Er liefert jedoch immer wieder Anhaltspunkte für das auf den ausgewählten Freilandparzellen anzutreffende Auswaschungspotenzial (SchALVO Baden/Württemberg, bzw. SächsSchAVO Sachsen).

In Anlehnung an den Lysimeterversuch wurde über 3 winterliche Sickerungsperioden die Abhängigkeit der Tracerverlagerung und die Höhe der $N_{\min}$ -Werte von den relevanten Einflussgrößen - bodenspezifische Faktoren, Bewirtschaftung und hydrologische Bedingungen geprüft.

10.3.5 Wirkung relevanter Einflussfaktoren auf die Tracerverlagerung (Ackerflächen)

Bodenspezifische Kriterien

Im Gegensatz zum Lysimeterversuch mit 4 integrierten Bodenarten sind die bodenspezifischen Unterschiede im Kerngebiet der Querfurter Platte auf geringfügige Differenzen – unterschiedliche Bodentypen - innerhalb der Bodenart Löß beschränkt. Entsprechend des Geländeanstieges von Freilandparzelle 1 (tiefste Lage) in Richtung Parzelle 6 (höchste Lage) wurden Areale mit Schwarzerdeauflagen unterschiedlicher Mächtigkeiten, Flächen mit leichter Verbraunung und schließlich reine Parabraunerdestandorte in den Versuch integriert. Eine zusammenfassende Übersicht des kumulativen Verlaufes der Tracerverlagerung auf allen 10 Freilandparzellen in den 3 Untersuchungszeiträumen ist in Abb. 10.5 dargestellt.

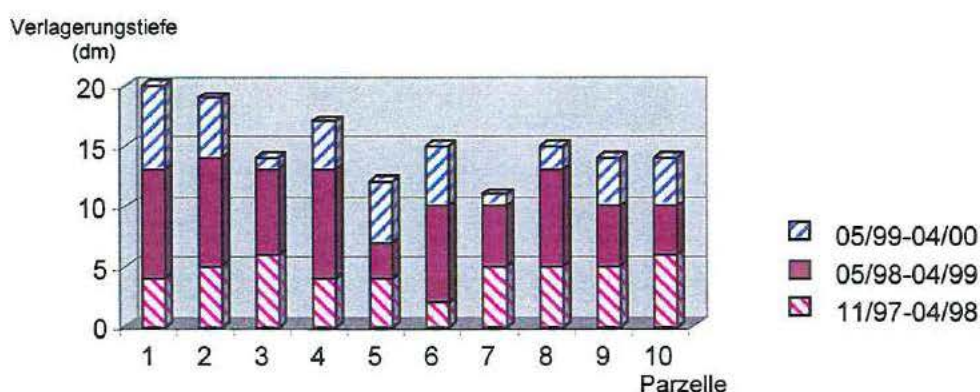


Abb. 10.5)

Darstellung des Verlaufes der kumulativen Tracerverlagerung auf den Freilandparzellen der Querfurter Platte

Das an den einzelnen Messterminen deutlich differenzierte Verlagerungsverhalten zeigte, gestützt durch eine statistische Auswertung, neben einem vergleichbaren Verlagerungsverlauf unmittelbar benachbarter Parzellen, durch die Bildung von 3 Gruppierungen, dass die Verlagerungstiefen auf den einzelnen Parzellen deutlich von der territorialen Lage und somit von bodenspezifischen Kriterien abhängig sind (Abb. 10.6).

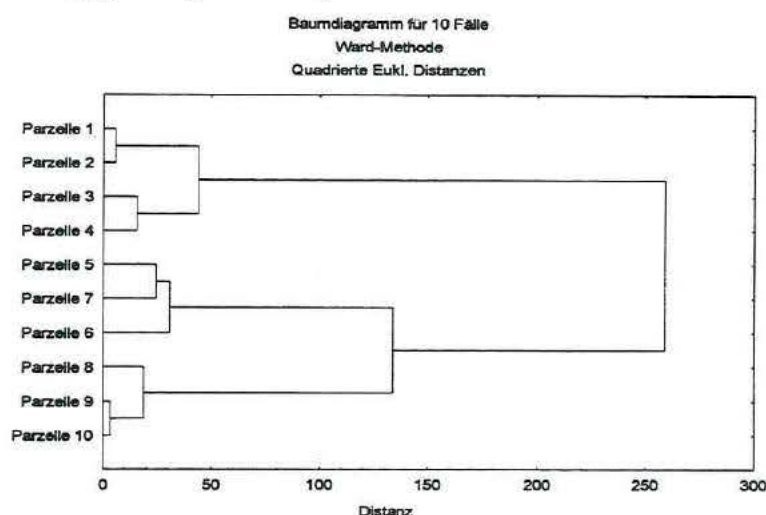


Abb. 10.6)

Ergebnisse einer Clusteranalyse von Tracerverlagerungstiefen der 10 Freilandparzellen im Versuchszeitraum 1997 - 2000

Die geringste Verlagerung war nach 3 Versuchsjahren auf den höher gelegenen Parabraunerdestandorten für die Parzellen 5, 6 und 7 zu ermitteln. Die deutlich höchsten Verlagerungstiefen wurden auf den am tiefsten gelegenen Parzellen 1 und 2 gemessen. Ein Vergleich der Tracerwanderung der einzelnen winterlichen Sickerungsperioden deckt sich im Bereich der höheren Werte mit Ergebnissen aus einer abgeleiteten Regressionsgleichung früherer Untersuchungen für die N-Verlagerung von Nitrat und Chlorid in Abhängigkeit vom Niederschlag und der Feldkapazität (GARZ et al. 1982).

Bewirtschaftung und hydrologische Bedingungen

Die ermittelte Abhängigkeit der Tracerverlagerungsgeschwindigkeit von bodenspezifischen Kriterien macht eine Bewertung der Einflüsse der Bewirtschaftung schwierig. So war zwar die Verlagerung unter dem Grünlandbewuchs am höchsten, es ist allerdings durch die vorliegenden Ergebnisse nicht zu deuten, ob diese Tatsache mehr dem Bodentyp oder dem Aufwuchs zuzuschreiben ist. Zudem beeinflusste auch unter den Freilandbedingungen das hydrologische Regime in den Untersuchungsabschnitten, wie bereits bei der Lysimeterauswertung erwähnt, die Verlagerung relevant (siehe auch Tab. 10.3) und führte aufgrund des höchsten Niederschlagsdargebotes in der 2. Messperiode in diesem Zeitraum sowohl bei der Grünlandparzelle als auch unter den Ackerparzellen zur größten Abwärtsbewegung. In Tab. 10.8

wird versucht, die Wirkung der Fruchtarten in den einzelnen Untersuchungsabschnitten auf die Höhe der Tracerverlagerung durch einen Vergleich mit der Sickerwasserbildung unter den betreffenden Früchten in Lysimeterversuchen zu beschreiben. Da es sich bei den Vergleichslysimetern um Versuchsgefäße handelt, die in den Vegetationsperioden keine Zusatzbewässerung erhalten, sind sie für eine Gegenüberstellung gut geeignet. Außerdem ist ein Vergleich aufgrund der ähnlichen hydrologischen Situation in beiden Versuchsgebieten sinnvoll.

So scheinen bei der Bestimmung der Verlagerung im April 1998 aufgrund der Vorfruchtwirkung aus dem Anbaujahr 1997 besonders die Fruchtarten Mais und die Brachlegung zu einer größeren Wasserauszehung des Bodenpools und somit zu einer geringeren Tracerverlagerung geführt zu haben. Dagegen kam es sowohl unter Zuckerrüben (mit Ausnahme von Messplatz 6) als auch unter Wintergetreide zu einer erhöhten Verlagerung bei insgesamt jedoch geringem Niveauunterschied zwischen allen Ackerparzellen. In der 2. Versuchsperiode waren es bei erheblicheren Niveauunterschieden zwischen den Parzellen, ausgelöst durch das insgesamt höhere Niederschlagsaufkommen und eine größere Amplitude bei der Sickerwassermengenbildung, dagegen vor allem die Zuckerrüben, die den Bodenwasservorrat mehr ausgeschöpft zu haben scheinen. In beiden Versuchsjahren ist für die 2 Versuchsebenen ein vergleichbares Verlagerungsverhalten erkennbar. Nach der 3. winterlichen Sickerungsperiode konnte dann durch die abnehmende Einflussnahme der Ackerfrüchte auf die Tracerverlagerung keine einheitliche Reihung und auch keine Übereinstimmung mit den Lysimeterergebnissen ermittelt werden. Bedauerlich ist, dass der Zeitpunkt des Eintritts der Tracerfront in die Dränzone mit dem Ende des Verbundprojektes und somit dem Abschluss der Arbeiten zusammenfällt.

Tab. 10.8)

Gegenüberstellung der Tracerverlagerungsgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von der Fruchtart in Freilandparzellen und der Höhe der gebildeten Sickerwassermengen unter vergleichbaren Ackerfrüchten in Lysimetern

<i>Versuchsebene</i>	<i>Beprobungstermin</i>	<i>Tracerverlagerung bzw. Sickerwassermengen</i>
Freilandparzellen	04/98	Mais; Brache<Zuckerrüben; Wintergetreide
	04/99	Zuckerrüben<Mais; Wintergetreide
	04/00	Kartoffeln; Wintergetreide; Erbsen<Mais
Lysimeter*)	04/98	Mais<Brache<Zuckerrüben<Wintergetreide<Kartoffeln
	04/99	Zuckerrüben<Brache<Wintergetreide<Mais<Kartoffeln
	04/00	Brache<Kartoffeln<Mais<Zuckerrüben<Wintergetreide

*) in die Gegenüberstellung sind Ergebnisse aus unberegneten IS-Lysimetern vergleichbarer Bewirtschaftung integriert

10.3.6 Wirkung relevanter Einflussfaktoren auf das N-Austragspotenzial (Ackerflächen)

Bodenspezifische Kriterien

Die Gewinnung der Bodenproben zur Bestimmung der $N_{\min}$ -Gehalte erfolgte im Laufe des Versuches mit zunehmender Bodentiefe, entsprechend der zu erwarteten Tracerabwärtsbewegung. Dabei wurden zu den Beprobungsterminen November 1997 $N_{\min}$ -Werte bis 90 cm, im April 1998 und November 1998 bis 120 cm, im April 1999 und November 1999 bis 150 cm und abschließend im April 2000 bis 180 cm ermittelt. Eine Gegenüberstellung der $N_{\min}$ -Werte an allen Messterminen, die neben den Gesamtwerten (grau unterlegt) auch die auf eine einheitliche Tiefe von 0-90 cm bezogenen Gehalte beinhaltet, ist in Tab. 10.9 dargestellt. Bei der Interpretation der Messwerte (0-90 cm) konnte auch aus einer durchgeführten statistischen Auswertung in Abb. 10.7 keine deutliche Abhängigkeit der Höhe der $N_{\min}$ -Gehalte von der Lage der Parzellen und somit von bodenspezifischen Kriterien abgeleitet werden. Allerdings weisen die sehr viel größeren Werte auf Parzelle 6 diesen Standort sowohl im Hinblick auf die zuvor beschriebene geringere Tracerverlagerung als auch auf die offensichtlich größere N-Akkumulation im Bodenpool als auffällig aus und auch die über den Messzeitraum niedrigen Werte auf den Parzellen 1 und 2 mit der zugleich größten Tracerverlagerung lassen Abhängigkeiten von bodenspezifischen Kriterien vermuten.

Tab. 10.9)

Gegenüberstellung der $N_{\min}$ -Gehalte der Bodentiefen 0-90 cm sowie der über die Gesamttiefe (grau unterlegt) ermittelten Größenordnung in den Freilandparzellen der Querfurter Platte im Versuchszeitraum

Parzelle	$N_{\min}$ -Gehalte (kg/ha)										
	Nov 97	Apr 98	Apr 98	Nov 98	Nov 98	Apr 99	Apr 99	Nov 99	Nov 99	Apr 00	Apr 00
1	67	78	181	81	100	77	108	59	65	91	112
2	123	84	97	114	139	96	151	85	126	58	151
3	184	238	277	167	214	152	312	170	286	165	363
4	59	138	180	106	122	146	215	75	95	173	242
5	163	81	93	79	94	149	197	172	202	113	163
6	213	436	470	596	635	195	326	570	732	286	591
7	114	102	121	101	124	190	236	120	142	130	179
8	51	132	146	k.A.	k.A.	105	145	114	155	76	169
9	90	55	74	110	122	148	183	k.A.	k.A.	126	195
10	67	76	84	k.A.	k.A.	189	282	130	130	94	176

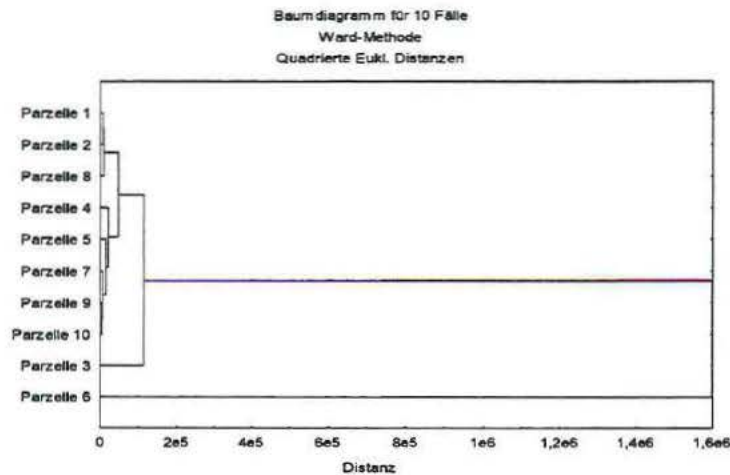


Abb. 10.7)

Ergebnisse einer Clusteranalyse von $N_{\min}$ -Werten der 10 Freilandparzellen (Bodentiefen 0-90 cm) im Versuchszeitraum 1997 - 2000

Bewirtschaftung und hydrologische Bedingungen

Noch schwieriger als bei der Verlagerung der Tracer ist es, eine Abhängigkeit der Höhe der $N_{\min}$ -Werte von den jeweils etablierten Fruchtarten auszumachen. Tendenziell konnte jedoch zumindest auf einigen Parzellen eine Reihung entsprechend des vorangegangenen Bewuchses (größerer bzw. kleinerer Novemberwert) ermittelt werden, die wiederum vergleichbar war mit den unter entsprechenden Früchten in Lysimetern gemessenen N-Austrägen. Im Gegensatz zur guten Widerspiegelung der hydrologischen Verhältnisse sowohl durch die Lysimeter-Verlagerung und N-Austrag als auch durch die entsprechenden Verlagerungstiefen auf den Freilandparzellen ist in der Höhe der $N_{\min}$ -Werte (bezogen auf eine einheitliche Bodentiefe von 0-90 cm) keine Abhängigkeit von den hydrologischen Bedingungen zu erkennen (Abb. 10.8).

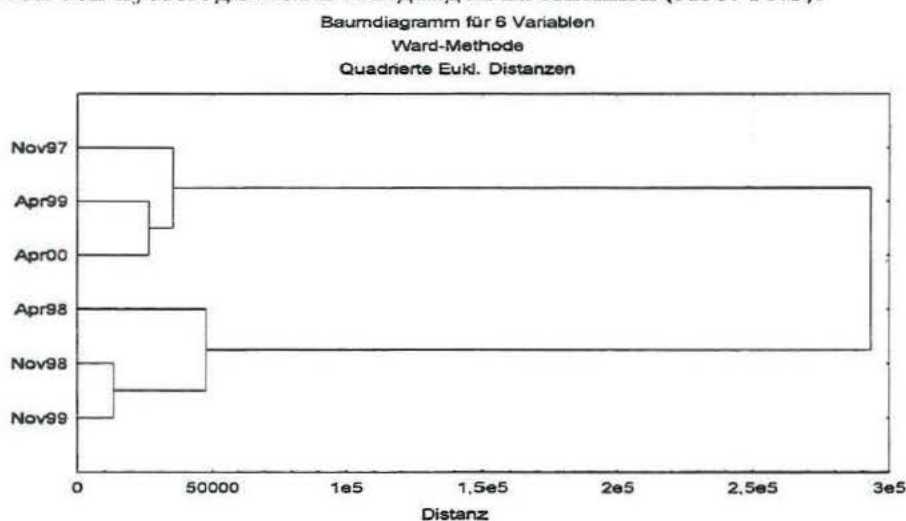


Abb. 10.8)

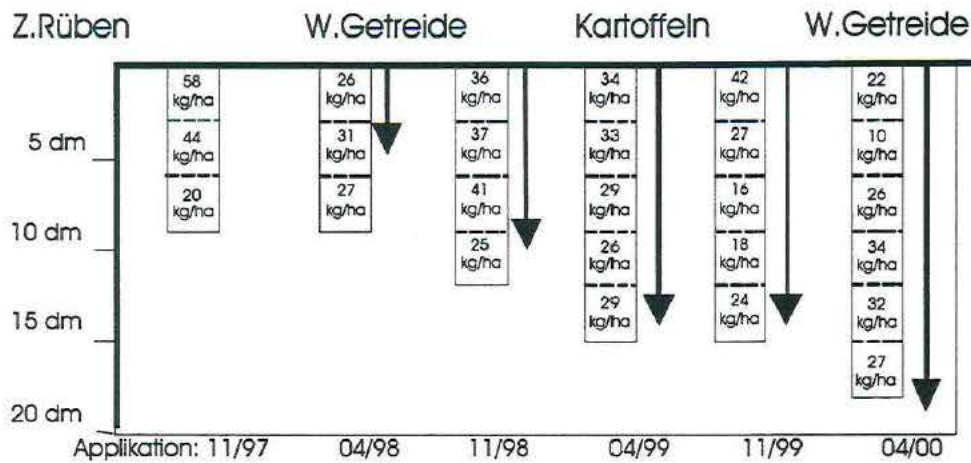
Ergebnisse einer Clusteranalyse von $N_{\min}$ -Jahreswerten (Summe aller Parzellenwerte der Bodentiefe 0 - 90 cm) im Versuchszeitraum 1997 - 2000

Trotzdem war es durch die $N_{\min}$ -Bestimmung möglich, Areale mit hohen Gehalten - Parzelle 6 und 3 - auszugrenzen und bei der Betrachtung der $N_{\min}$ -Werte in den jeweiligen 30 cm Tiefenstufen gemeinsam mit der gemessenen Verlagerung erste Aussagen über Gefährdungspotenziale zu machen. In Abb. 10.9 sind der bereits erwähnten Parzelle 6 als Beispiel für die Fläche mit den höchsten $N_{\min}$ -Werten die Parzellen 2 und 4 mit deutlich geringeren $N_{\min}$ -Gesamtgehalten gegenübergestellt. Die ausgewählten Parzellen dokumentieren beispielhaft die drei vorliegenden unterschiedlichen $N_{\min}$ -Gehaltsstrukturen, die durch die gemessenen Unterschiede in der Tracerverlagerungsgeschwindigkeit und somit hauptsächlich von der Lage im Untersuchungsgebiet und den hydrologischen Bedingungen geprägt sind. Zunächst wurde bei niedrigen $N_{\min}$ -Gesamtgehalten auch in allen Teiltiefen der Parzelle 2 ein gleichmäßig geringes $N_{\min}$ -Gehaltsniveau ermittelt. Die im Vergleich zu den anderen Parzellen hohe Verlagerungsgeschwindigkeit auf diesem Areal sorgte von Beginn der Untersuchungen an für eine zügige Abwärtsbewegung der N-haltigen Bodenlösung und verhinderte offenbar während des gesamten Versuchszeitraumes eine Akkumulation größerer N-Mengen im Oberboden.

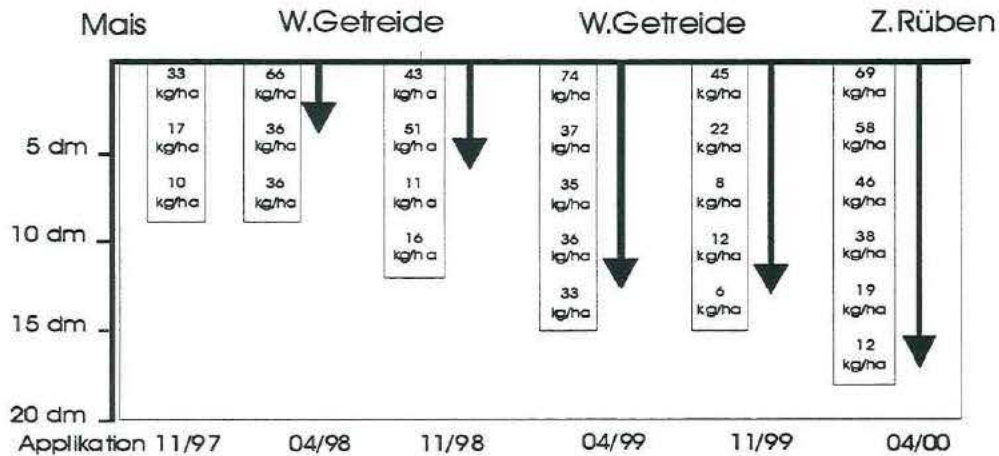
Die Verteilung der vom Niveau über der Parzelle 2 liegenden $N_{\min}$ -Gehalte auf Parzelle 4 sah dagegen deutlich anders aus. Eine geringere Tracerverlagerung führte hier zu höheren $N_{\min}$ -Gehalten in den oberen Bodenschichten, die offensichtlich im Versuchszeitraum so von den Pflanzen ausgeschöpft werden konnten, dass durchgehend nur sehr geringe Gehalte in den unteren Tiefen zu verzeichnen waren. Auf dieser Parzelle wurde jedoch besonders zum Zeitpunkt der Beprobung 04/99 der Einfluss des erhöhten Niederschlagsdargebotes auf eine schnellere Verlagerung im Boden und daraus resultierenden höheren $N_{\min}$ -Werten bis in die Tiefe deutlich.

Auf der Parzelle 6 wurden nahezu durchgehend in allen Tiefenstufen hohe $N_{\min}$ -Werte gemessen. Eine geringe Verlagerung im Vergleich zu beiden anderen Standorten begünstigte eine hohe N-Anreicherung im Oberboden, welche die Ackerfrüchte im Gegensatz zu Parzelle 4 nicht in der Lage waren abzubauen. So konnten in Abhängigkeit von den hydrologischen Bedingungen zu den Messterminen 04/99 und 04/00 deutlich erkennbar entsprechend hohe $N_{\min}$ -Gehalte bis in die unteren Bodentiefen verlagert werden. Sie stellen ein erhebliches N-Austragspotenzial dar.

Parzelle 2



Parzelle 4



Parzelle 6

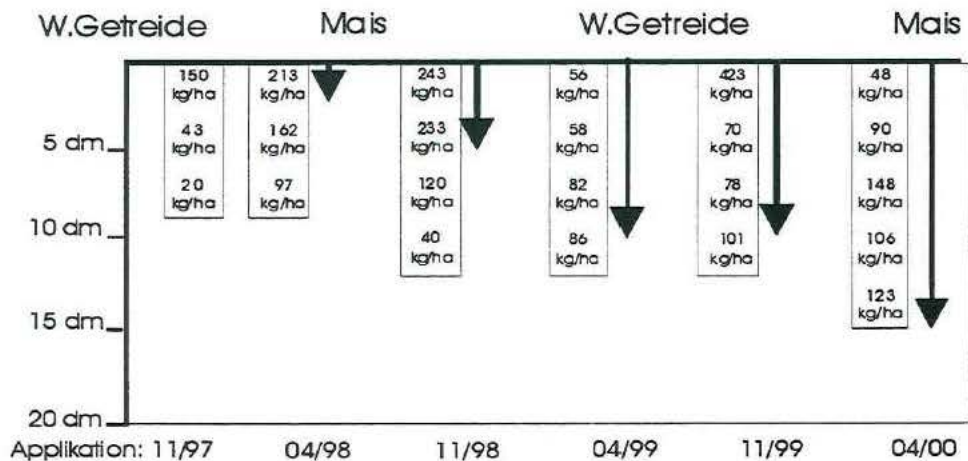


Abb. 10.9):

Gegenüberstellung von N_{min} -Werten und Verlagerungsstrecken auf 3 ausgewählten Freilandparzellen an 6 Messterminen im Versuchszeitraum

10.3.7 Vergleich des Wanderungsverhaltens von Tracern und des N-Austragspotenzials

Auf den Versuchsebenen Lysimeter und Freilandparzellen

Sowohl in den Lysimetern als auch auf den Freilandparzellen wurde eine deutliche Abhängigkeit der Tracerabwärtsbewegung von bodenspezifischen Kriterien und hydrologischen Bedingungen ermittelt. Bedingt durch die Versuchsanstellung war auf beiden Untersuchungsebenen nur eine geringe Beeinflussung der Tracerverlagerung durch die etablierten Ackerfrüchten auszumachen. Während auf der Lysimeterversuchsebene eine deutliche Abhängigkeit der Höhe der N-Austräge von der Bodenart und den vorliegenden hydrologischen Bedingungen festzustellen war, zeigte sich die Höhe der $N_{\min}$ -Werte von beiden Faktoren weitgehend unbeeinflusst. Eine Wirkung der angebauten Ackerfrüchte konnte weder auf die N-Austräge noch auf die Höhe der $N_{\min}$ -Gehalte eindeutig gemessen werden.

Ein unmittelbarer Vergleich der auf den Versuchsebenen Lysimeter und Freilandparzellen im Versuchszeitraum ermittelten Tracerverlagerungstrecken unter Grünland mit 24 dm bzw. 20 dm und unter Ackernutzung mit 9 dm bzw. 14 dm (mittlerer Wert aller Ackerparzellen) zeigt gerade bei der ackerbaulichen Bewirtschaftung Diskrepanzen auf, die nicht im Vorliegen unterschiedlicher hydrologischer Bedingungen begründet sind, sondern neben dem vorwiegend in der Wurzelzone der Freilandparzellen zu verzeichnenden Phänomen der Tracerverlagerung auf bevorzugten Fließwegen (dieser Anteil der Tracerverlagerung wurde im Labor- und zum großen Teil auch in den Lysimetertracerversuchen minimiert) sicherlich auch methodisch bedingt sind. Die Ermittlung der Verlagerungsgeschwindigkeit in Lysimetern erfolgt ausschließlich auf der Basis gemessener Sickerwassermengen. Demgegenüber wird auf den Freilandflächen durch die Beprobung in den Bodenschichten mittels Bohrstock bereits der Traceranteil erfasst, der aus dem Porenwassers des Oberbodens während des Auffüllungsprozesses des Bodenpools vor der eigentlichen Sickerwasserfront in die Tiefe verlagert wird.

10.4 Schlussfolgerungen

⇒ Freilanduntersuchungen allein sind aufgrund der begrenzten Dauer der Durchführung und der unzureichenden Messmethoden nicht ausreichend, um definierte Aussagen über die Stoffverlagerung im Kerngebiet der Querfurter Platte zu erzielen. Adäquat durchgeführte Langzeitlysimeterversuche stellen eine sinnvolle und notwendige Ergänzung dar. Ferner bilden sie eine wertvolle Basis zur Interpretation der Messergebnisse und zur Validierung von Szenariorechnungen.

- ⇒ Die in Lössböden nachgewiesene Tracer-Verlagerung von 3,9 mm pro mm Sickerwasser lässt erwarten, dass bei nicht ordnungsgemäßer Landwirtschaft auch in der Querfurter Platte Kontaminationen des Grundwassers mit Nitrat möglich sind. Jedoch sind zur Aufklärung der Diskrepanz zwischen der in Lysimetern und im Freiland gemessenen differenzierten Tracerverlagerungsstrecken weiterführende Untersuchungen notwendig.
- ⇒ Neben Lysimeter- und Felduntersuchungen sind zukünftig auch Modellierungsarbeiten notwendig, um skalenübergreifende Aussagen zum Auswaschungsverhalten von Nähr- und Schadstoffen vornehmen zu können.

11 Modellierung von Stoffflüssen - Wasser- und Stoffhaushalt in einem Ackerbaugebiet auf der Querfurter Platte

U. Franko & S. Schenk,

UFZ Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung, Halle/Saale

Abstract

Modelling material flows – the water and material balances in a farming area on Querfurter Platte
The carbon and nitrogen dynamics on a typical area of arable land in central Germany were investigated by means of scenario simulations with the CANDY model, which has been integrated into a GIS/database environment. The first scenario studied was based on real land use data from 1981 to 1996. The results showed a well-balanced nitrogen balance but a remarkable increase in the soil's carbon storage. Therefore the second scenario consisted of a 40-year repetition of the management data from 1992 to 1996, which was assumed to be a representative of future development, too. The results of this scenario showed that as carbon increases in the soil, nitrogen exports into the environment also increase. Based on nitrogen balances from the long-term experiment in Bad Lauchstädt, a classification of organic matter supply was created. The third scenario was a replication of the second one but with adaptation of organic matter supply depending on low/normal classification. The results showed that in this case nitrate export into the environment is remarkably lower than input from atmosphere. We conclude that further management should decrease animal concentration and remove more straw and by-products from the fields.

Zusammenfassung

In einem für Mitteldeutschland typischen Ackerbaugebiet wurde mit Hilfe von Szenariosimulationen mit dem in eine GIS/Datenbank-Umgebung integrierten Modell CANDY die Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik untersucht. Das zuerst untersuchte Szenario basierte auf der realen Landnutzung von 1981 bis 1996. Die Ergebnisse zeigten einen ausgeglichenen Stickstoffhaushalt jedoch einen deutlichen Anstieg der Kohlenstoffvorräte im Boden. Deshalb bestand das zweite Szenario in einer 40-jährigen Wiederholung der Periode von 1992 bis 1996, die als repräsentativ auch für die künftige Entwicklung angesehen wurde. Die Ergebnisse dieses Szenarios zeigten, dass mit dem Anstieg der Kohlenstoffversorgung auch die Stickstoffausträge in die Umwelt anwachsen. Auf der Basis der Stickstoffbilanzen des Lauchstädter Dauerversuches erfolgte eine Klassifikation der Versorgung des Bodens mit organischer Substanz. Das dritte Szenario bestand aus der Wiederholung des zweiten, jedoch mit einer Anpassung der Kohlenstoffzufuhr entsprechend einer niedrigen bis normalen Versorgungsstufe. Die Ergebnisse zeigten, daß in diesem Fall die Stickstoffausträge deutlich niedriger als die diffusen Einträge aus der Atmosphäre ausfallen. Die Schlußfolgerungen sind, daß bei der künftigen Landbewirtschaftung der Tierbesatz reduziert und mehr Koppelprodukte vom Feld entfernt werden sollten.

11.1 Einleitung

Es ist eine seit langem bekannte Tatsache, dass der Kohlenstoffhaushalt der Ackerböden eine wichtige Grundlage der Bodenfruchtbarkeit bildet. Neuere Arbeiten weisen zudem darauf hin, dass es aus ökologischer Sicht – hier im allgemeinen im Hinblick auf die Ausnutzung der Nährstoffe, vor allem des Stickstoffs – nicht nur eine untere Grenze sondern auch eine obere Grenze für die Humusversorgung der Böden gibt. Aus Dauerversuchen wurde von KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) für den Standort Bad Lauchstädt ein optimaler Gehalt an organischem Kohlenstoff von 2,12 % C_{org} abgeleitet. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, auch am Beispiel von langfristigen Daten aus der Praxis für ein typisches Schwarzerdegebiet sowohl den aktuellen Zustand als auch die mögliche Entwicklung bei weiterer Durchführung der aktuellen Bewirtschaftungsweise zu analysieren und Schlussfolgerungen für mögliche Verbesserungen abzuleiten. Methodisch wurde dieses Problem mit Hilfe der Modellierung und Szenario-Simulation bearbeitet. Als Grundlage für dieses Vorgehen waren mehrjährige Wettermessreihen sowie schlagspezifische Bewirtschaftungsdaten, eine Kartierung der Bodenformengesellschaften einschließlich der Parametrisierung der auftretenden Bodenformen sowie eine Regionalisierung der Niederschläge in einen ca. 4000 ha großem Gebiet vorhanden. Zur Bewertung der Simulationsergebnisse wurde auf Ergebnisse des Lauchstädter Dauerversuchs zurückgegriffen, der sich in unmittelbarer Nachbarschaft zum Untersuchungsgebiet befindet.

11.2 Material und Methoden

Aus den N-Bilanzen des Statischen Versuches in Bad Lauchstädt folgt, dass ein beträchtlicher Anteil des mit dem Ertrag entzogenen Stickstoffs aus diffusen Quellen eingetragen wird. In Übereinstimmung mit Ergebnissen von WEIGEL et. al (2000) sowie RUSSOW & WEIGEL (2000) wird für das gesamte Untersuchungsgebiet mit einer jährlichen N-Immission von 60 kg/ha gerechnet. Da über die jahreszeitliche Verteilung erst vorläufige Angaben verfügbar sind, wird dieser Wert in den Szenarien gleichmäßig über das Kalenderjahr verteilt.

Die Basis für die Ableitung modellspezifischer Bodenparameter für die Region bildete eine Karte der Bodenformengesellschaften für die landwirtschaftlich genutzten Flächen der Region (ALTERMANN & KÜHN 1995b). Die Kartiereinheiten setzen sich aus einer oder mehreren Leitbodenformen zusammen, die in bestimmten Flächenanteilen auftreten. Für jede Leitbodenform werden Standardprofile definiert und die für das CANDY-System benötigten Bodenparameter Feldkapazität, Permanenter Welkepunkt, Körnung (Ton+Feinschluff), Trockenrohdichte, Trockensubstanzdichte, Versickerungswert sowie C_{org} -Gehalt (0-30 cm) horizontweise zugewiesen.

Anhand der ausgewiesenen Flächenanteile werden später die profilweise ermittelten Simulationsergebnisse entsprechend ihrer Gewichte für eine Aussage über die ausgegrenzte Bodenformengesellschaft aggregiert.

Eine wichtige Bezugsbasis für das Gebiet stellt der unter vergleichbaren Bedingungen (Löß-Schwarzerde) ca. 15-20 km östlich gelegene Versuchsstandort Bad Lauchstädt mit seinen Langzeitexperimenten und Intensivmessflächen dar (KÖRSCHENS 1994, BAHN et al. 1995; KÖRSCHENS et al. 1998).

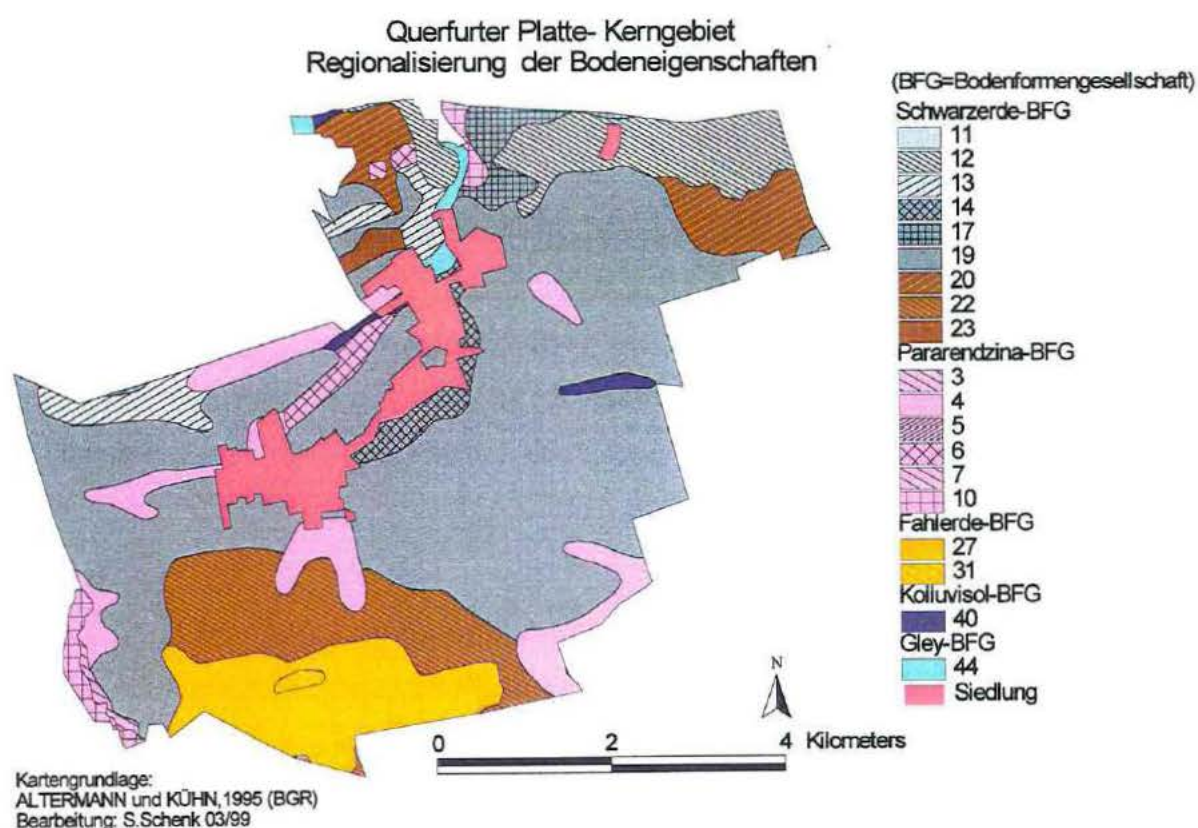


Abb. 11.1)
Bodenkarte des Untersuchungsgebietes (schematisch)

In Abb. 11.2 ist ein Klimadiagramm für den Standort Bad Lauchstädt dargestellt. Es zeigt diesen Standort als typischen Vertreter des Mitteldeutschen Trockengebietes, das zu den niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands gehört.

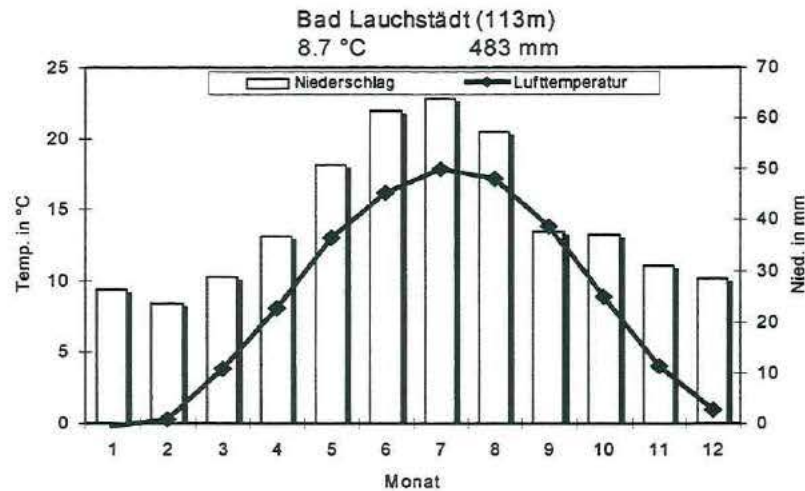


Abb. 11.2)
Klimadiagramm Bad Lauchstädt

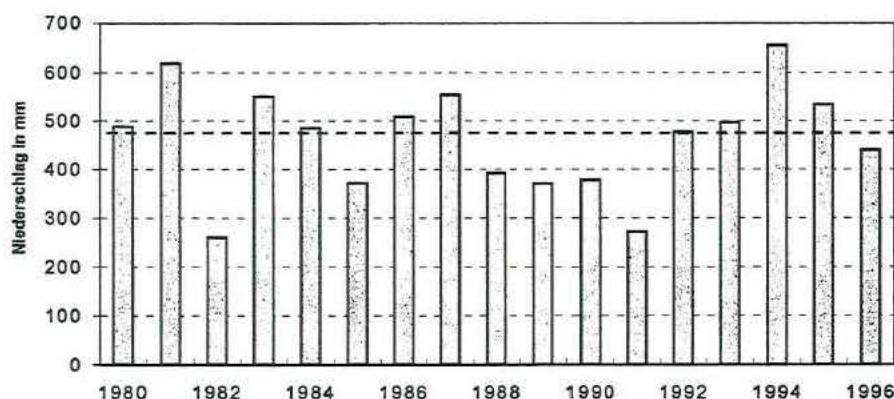


Abb. 11.3)
Niederschläge an der Station Bad Lauchstädt (Balken: Jahressummen,
Strichlinie: Langjähriges Mittel (1896-1995))

In Abb. 11.3 sind die in Bad Lauchstädt gemessenen Jahressummen des Niederschlages für die Jahre 1980 bis 1996 veranschaulicht. Es zeigt sich eine Häufung von extremen Trockenjahren zwischen 1988 bis 1991. Diese Tatsache ist z.B. bei der späteren Interpretation von Ertragsverläufen zu berücksichtigen. Noch deutlicher treten „trockene Jahre“ hervor, wenn man die Klimatische Wasserbilanz zur Beschreibung von Einzeljahren heranzieht, da hier die komplexe Wirkung der Witterungsgrößen besser berücksichtigt wird. Die Klimatische Wasserbilanz (potenziell) wird als Differenz aus korrigiertem Niederschlag und Potenzieller Evapotranspiration (PET, Verdunstungsanspruch der Atmosphäre) ermittelt. In Abb. 11.4 sind die entsprechenden

Werte graphisch dargestellt. Die Berechnung der Potenziellen Evapotranspiration erfolgt im CANDY-Modell anhand eines modifizierten TURC-Ansatzes (vgl. FRANKO et al. 1995a).

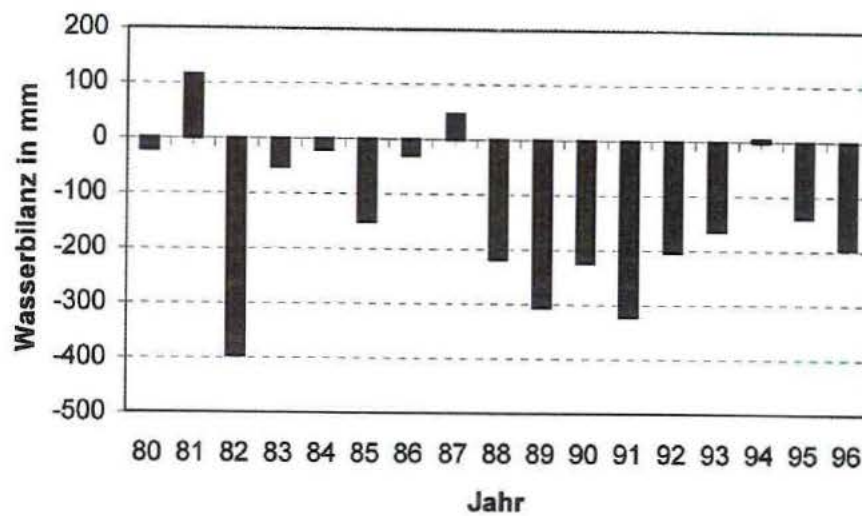


Abb. 11.4)
Potenzielle klimatische Wasserbilanz für Bad Lauchstädt 1980-1996

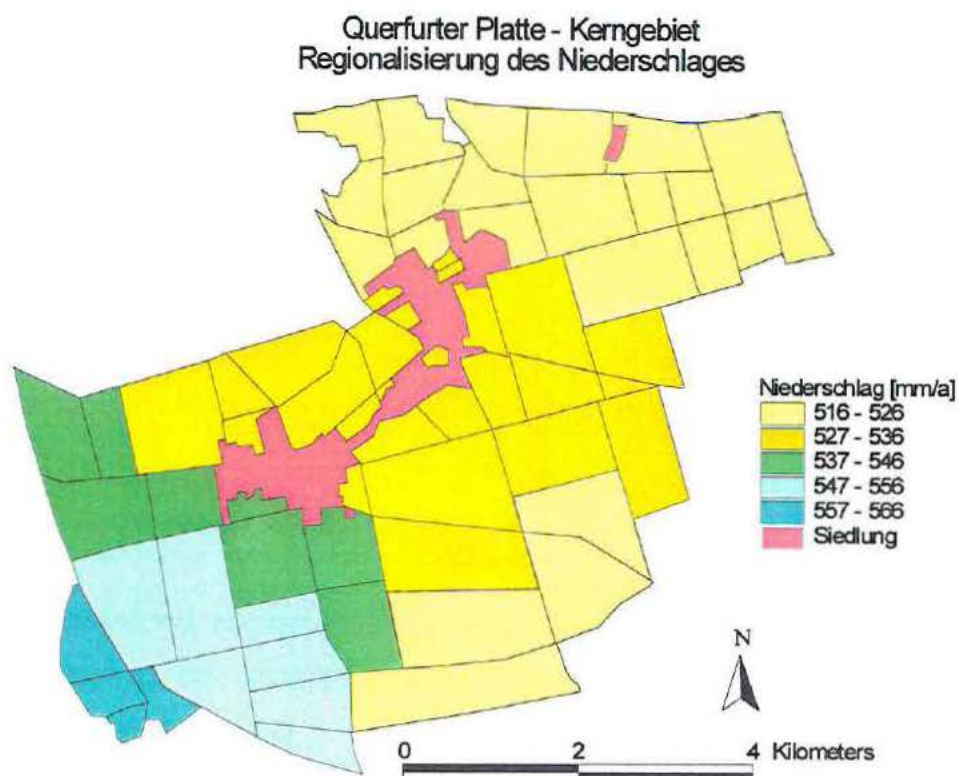


Abb. 11.5)
Differenzierung des Niederschlages im Untersuchungsgebiet (nach Rasterdaten des Deutschen Wetterdienstes)

Aufgrund der räumlichen Nähe (ca. 15 km) des Standortes Bad Lauchstädt werden die Tagesmittelwerte von Lufttemperatur und Globalstrahlung dem Untersuchungsgebiet direkt zugeordnet. Das Klimaelement Niederschlag wird räumlich differenziert behandelt, indem aus

georeferenzierten Rasterdaten des Deutschen Wetterdienstes (Rasterweite 1 km, Datenbasis 1951-80; MÜLLER-WESTERMEIER 1995) für jeden Schlag eine mittlere Jahressumme des Niederschlages berechnet wird (Abb. 10.5). Die Intensitäten (mm/d) von Niederschlagsereignissen werden für jeden Schlag in Abhängigkeit von der Relation seiner mittleren Jahressumme zum entsprechenden Wert für die Station Bad Lauchstädt (= Faktor 1.0) tageweise angepasst.

Bei der Zuordnung von Bewirtschaftungsdaten von 1981 bis 1996 wurde auf eine digitale Schlagkarte zurückgegriffen. Dabei wurden Informationen aus der ehemaligen zentralen Schlagkartei DASKE und aus Erhebungen der Flächennutzer zusammengestellt. Neben der tatsächlichen Flächennutzung (Szenario 1) wurden Prognosen für die künftige Entwicklung des Stoffhaushaltes durchgeführt. Dazu wurden zunächst die Bewirtschaftungsdaten des Zeitraumes von 1993-1996 über den Endtermin hinaus bis zum Jahre 2060 wiederholt (Szenario 2), um den Stoffhaushalt des aktuellen Landnutzungssystems im stationären Zustand zu charakterisieren. Die dafür erforderlichen Wetterdaten wurden mit Hilfe eines Wettergenerators erzeugt. Aus diesem Szenario wurde ein weiteres abgeleitet, indem auf allen Schlägen mit extremer (hoch oder niedrig) Humusversorgung Korrekturen angebracht wurden. Mit dem Szenario 3 sollte überprüft werden, wie der Stoffhaushalt durch die regionale Optimierung der Humusversorgung beeinflusst werden kann.

Durch die Anbindung eines Geographischen Informationssystems (GIS, ARC/INFO) wurde das CANDY-System für regionale Untersuchungen weiterentwickelt. Daneben wurden die erforderlichen Methoden zur Regionalisierung der Modellparameter entwickelt. In der Abb. 11.6 ist das informationstechnische Konzept vereinfacht dargestellt. Als Primärdaten sind innerhalb des Geographischen Informationssystems die Informationsebenen Boden, Klima und Landnutzung für ein Untersuchungsgebiet zu erfassen (Geodaten) sowie zu beschreiben (Attribute). Der GIS-Datensatz mit dem Verschnittergebnis der drei Ebenen wird in eine zentrale Datenbank (SYBASE) eingelesen. Durch die relationale Anbindung eines Bewirtschaftungsszenarios (CANDY-Maßnahmedatei) an das Nutzungsattribut der Verschnittdatei wird die Voraussetzung für die Ableitung der Simulationsobjekte geschaffen. Durch die Verknüpfung mit den betreffenden modelleigenen Parametern wird anschließend die Datenumgebung für die Simulationsdurchführung aufgebaut. Die Simulationsrechnung mit dem CANDY-System erfolgt für jede logisch verschiedene Kombination aus Boden, Klima und Bewirtschaftung eines untersuchten Gebietes. Die dabei zu protokollierenden Zustandsgrößen können vom Nutzer vorgegeben werden.

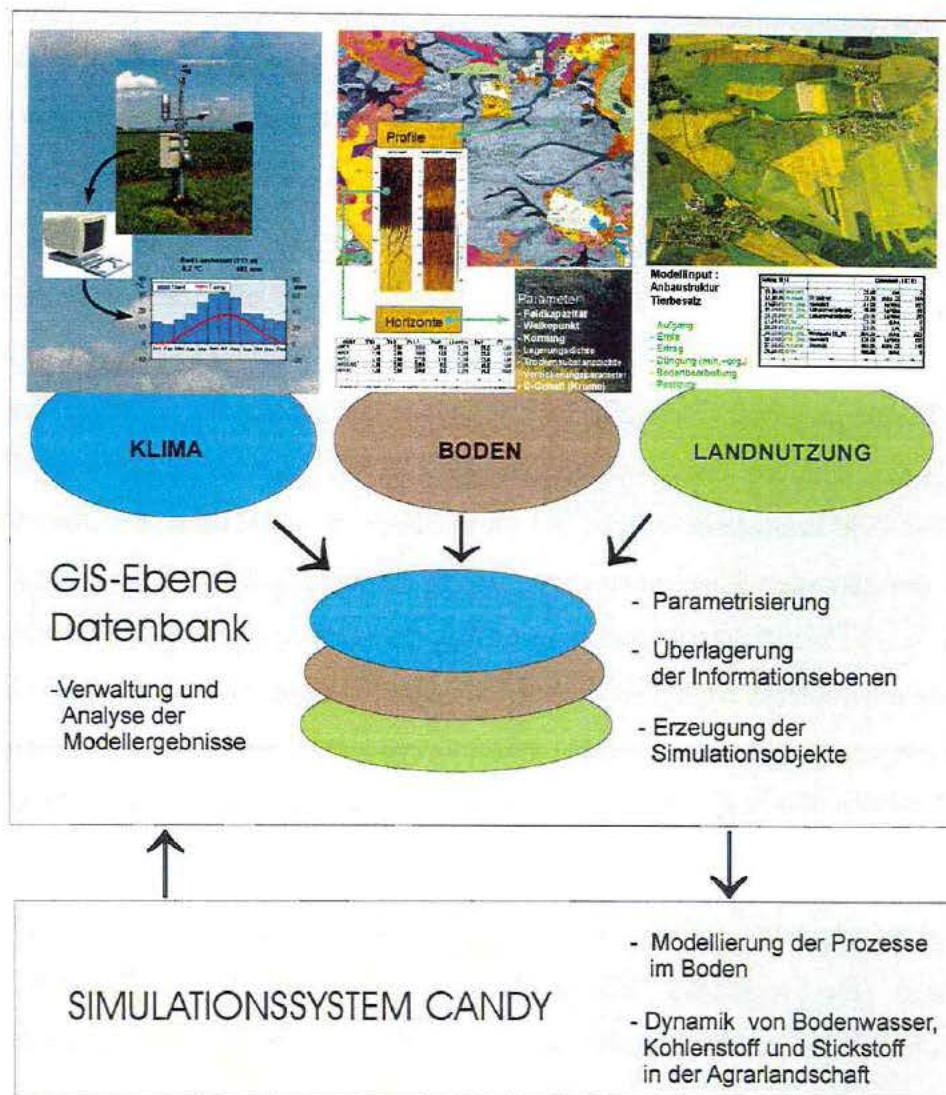


Abb. 11.6)

Informationstechnisches Konzept der gebietsbezogenen Simulation

Nach vollständiger Beendigung der Simulationsaufgabe, die aufgrund der Komplexität meist dezentral auf einem Netzwerk mehrerer PC ausgeführt wird, werden die Ergebnisse in die zentrale Datenbank eingelesen. Für die Analyse der zeitlichen und räumlichen Dynamik des gebietsbezogenen Stoffhaushaltes wurden innerhalb des Informationssystems CANDY+GIS interaktive Auswertungsmodule als Werkzeuge geschaffen. Weitergehende externe Auswertungen von Modellergebnissen können auf Basis entsprechender SQL-Abfragen aus der zentralen Datenbank realisiert werden. Die bei regionalen Anwendungen erforderlichen Arbeitsschritte werden entsprechend ihrer Abfolge in Abb. 11.7 veranschaulicht.

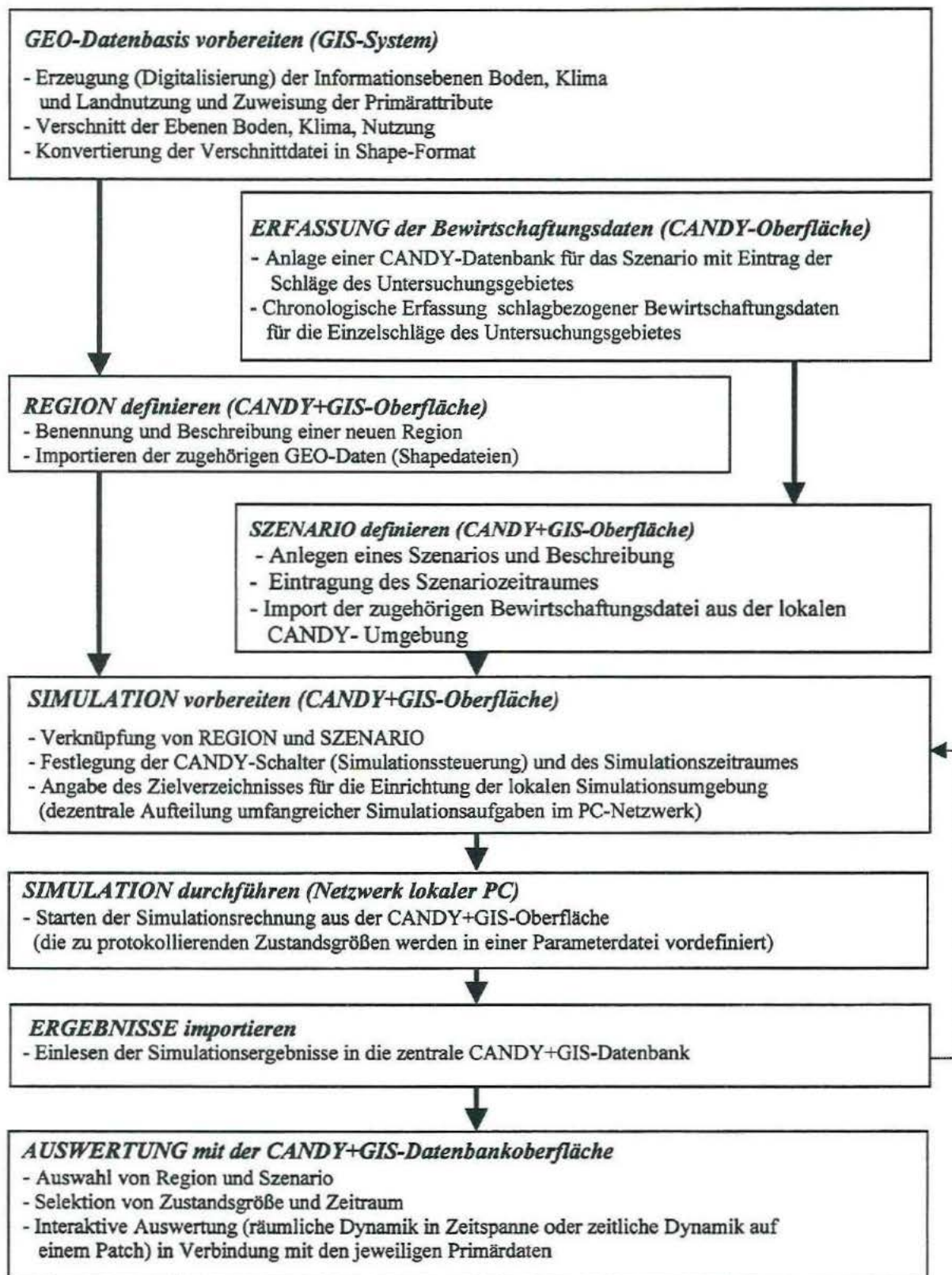


Abb.11.7)

Arbeitstechnologie bei regionaler Anwendung des CANDY-Systems

11.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse der einzelnen Szenarien sind zusammenfassend in Tab. 11.1 aufgeführt. Detailliertere Ergebnisdarstellungen der Szenarien 1 und 2 sind in einem weiteren UFZ-Bericht enthalten (SCHENK & FRANKO 2000).

Tab. 11.1)

Gebietsmittelwerte wichtiger Kenngrößen des regionalen Stoffhaushaltes (flächengewichtete Simulationsergebnisse)

Merkmal	Szenario 1 Aktuelle Nutzung	Szenario 2 Aktuelle Nutzung im Gleichgewicht	Szenario 3 Optimierte organische Düngung
umsetzbarer Kohlenstoff [kg/ha]	21703	27287	23691
jährliche N-Austräge total [kg/ha]	44	60	42
NO ₃ -Konzentration im Sickerwasser [ppm]	51	110	52
Jährliche N-Nachlie- ferung aus dem Boden [kg/ha]	52	72	51
Jährliche Grundwasser- neubildung [mm]	44	51	51

Die Bewertung der Humusversorgung soll hier anhand der Effektivität der Stickstoffausnutzung erfolgen. Der Bewertungsmaßstab dafür konnte aus den Ergebnissen des Lauchstädter Dauerversuches abgeleitet werden. Betrachtet man die Effektivität der N-Ausnutzung in den 80er Jahren als Quotient von N-Entzug und N-Düngung ein Abhängigkeit vom Kohlenstoffniveau (vgl. Abb. 11.8), ergibt sich ein Maximum im Verhältnis zwischen N-Aufnahme und N-Düngung bei 1,97 % C_{org}. Als Grundlage für die Bewertung wurde ausgehend von der N-Effektivität eine Klasseneinteilung (Tab. 11.2) vorgenommen.

Bleibt man auf einem Standort, so kann die Bewertung sowohl auf Basis der C_{org}-Werte als auch auf der Grundlage des Inputs an reproduktionswirksamem Kohlenstoff (C_{REP}) vorgenommen werden. Da im Gleichgewicht die Umsatzraten der Zufuhr entsprechen, wird für eine Systembewertung unter Berücksichtigung der Standortheterogenität besser der Input an reproduktionswirksamen Kohlenstoff herangezogen.

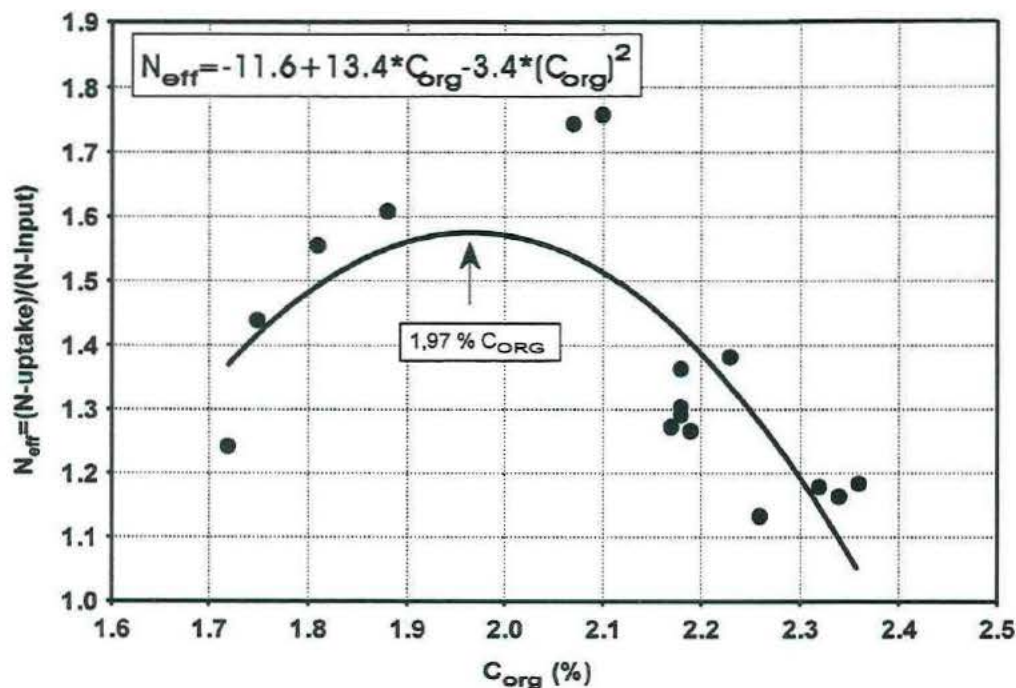


Abb. 11.8)

Effektivität der Stickstoffausnutzung (N_{eff}) als Verhältnis zwischen Entzug ($N\text{-uptake}$) und Düngung ($N\text{-input}$) für 16 verschiedene Düngungsvarianten des Statistischen Dauerversuches Bad Lauchstädt in Abhängigkeit vom entsprechenden Gehalt an organischer Bodensubstanz (C_{org}) – Datengrundlage: KÖRSCHENS et al (1994)

Tab. 11.2)

Klassifikation der Versorgung mit organischer Substanz (OS-Niveau) nach C-Gehalt des Bodens (C_{org}) umsetzbarem Kohlenstoff (C_{ums}) und Reproduktionsrate des OS-Kohlenstoffs (C_{rep}) entsprechend der jeweiligen N-Effektivität

OS-Niveau	N-Effektivität	C_{org} in %	C_{ums} in $kg\ m^{-2}$	C_{rep} in $g\ m^{-2}\ a^{-1}$
sehr niedrig	< 1.50	<1.80	<1.45	< 60
niedrig	1.50 - 1.58	1.80 - 1.91	1.45 - 1.95	60 - 80
normal	>1.58	1.91 - 2.03	1.95 - 2.45	80 - 100
hoch	1.58 - 1.50	2.03 - 2.15	2.45 - 2.95	100 - 120
sehr hoch	<1.50	>2.15	>2.95	>120

Für die Aufstellung von Szenario 3 wurde ausgehend von Szenario 2 die C-Versorgung so geändert, dass die Zufuhr organischer Substanz oberhalb 1 t/ha reduziert wurde. Daneben wurden auch Unterversorgungen der Klasse ‚sehr niedrig‘ ausgeglichen (vgl. Abb. 11.9). Der Gebietsmittelwert der jährlichen C_{REP} -Zufuhr liegt mit 0,86 t/ha im Szenario 3 wieder im optimalen Bereich, während im Szenario 2 mit 1,13 t/ha eine deutliche Überschreitung dieses Grenzwertes festzustellen war. Damit verringerte sich der Anteil der organischen Dünger an der C-Reproduktion von 50,5 % (Szenario 2) auf 35,3 % (Szenario3).

Die Ergebnisse der Simulationsläufe wurden für diese Auswertung als flächengewichtete Mittelwerte aufbereitet. Die Mittelwertbildung für die Szenarien 2 und 3 wurde dabei auf die letzten 16 Jahre des Simulationszeitraums beschränkt, um Ergebnisse zur Systemkennzeichnung

(trendfrei im stationären Zustand) abzuleiten. Die in Tab. 11.1 zusammengestellten Gebietsmittelwerte zeigen, dass mit dem Szenario 3 nicht nur der umsetzbare Kohlenstoff wieder in den Bereich des Optimums geführt wird, sondern auch die N-Austräge wieder deutlich unter den diffusen Einträgen, die bei allen Szenarien mit 60 kg N/ha angesetzt wurden, liegen. Auch die Nitratkonzentration im Sickerwasser kommt wieder in den Bereich des Trinkwassergrenzwerte. Um dies zu erreichen, wurde die Zufuhr organischer Primärschubstanz bezüglich des N-Inputs um 42 % und bezüglich der C-Reproduktion um 47 % reduziert. (vgl Tab. 11.3 u. 11.4). Der N-Input über organische Dünger aus der Tierproduktion wurde von 43,4 kg/ha (Szenario 2) auf 26,8 kg/ha (Szenario 3) vermindert. Daneben mußte in Szenario 3 der C-Input aus den Koppelprodukten ungefähr halbiert werden, um Überversorgungen zu vermeiden.

Tab. 11.3)

Gegenüberstellung der jährlichen N-Inputs (kg/ha) über organische Dünger in den Szenarien 2 und 3

Düngerart	Szenario 2	Szenario 3	Reduktion(%)
Gülle	12,373	10,747	13,1
Stroh	4,328	2,083	51,9
Stallmist	30,989	16,054	48,2
Gründg. & Rüben-Blatt	17,762	9,273	47,8
Summe	65,452	38,157	41,7

Tab. 11.4)

Gegenüberstellung der jährlichen C_{REF} -Inputs(in dt/ha) über organische Dünger in den Szenarien 2 und 3

Düngerart	Szenario 2	Szenario 3	Reduktion(%)
Gülle	0,441	0,382	13,4
Stroh	1,164	0,558	52,1
Stallmist	3,011	1,554	48,4
Gründg. & Rüben-Blatt	1,093	0,546	50,0
Summe	5,709	3,04	46,8

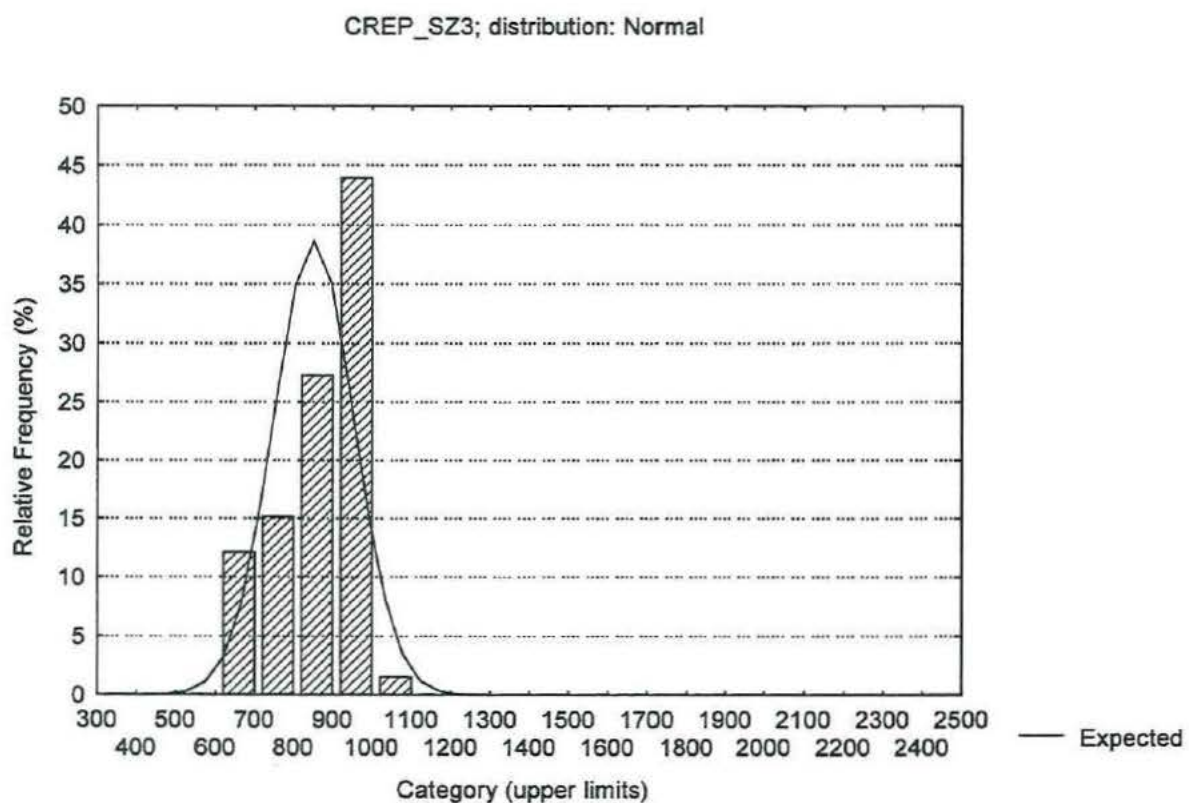
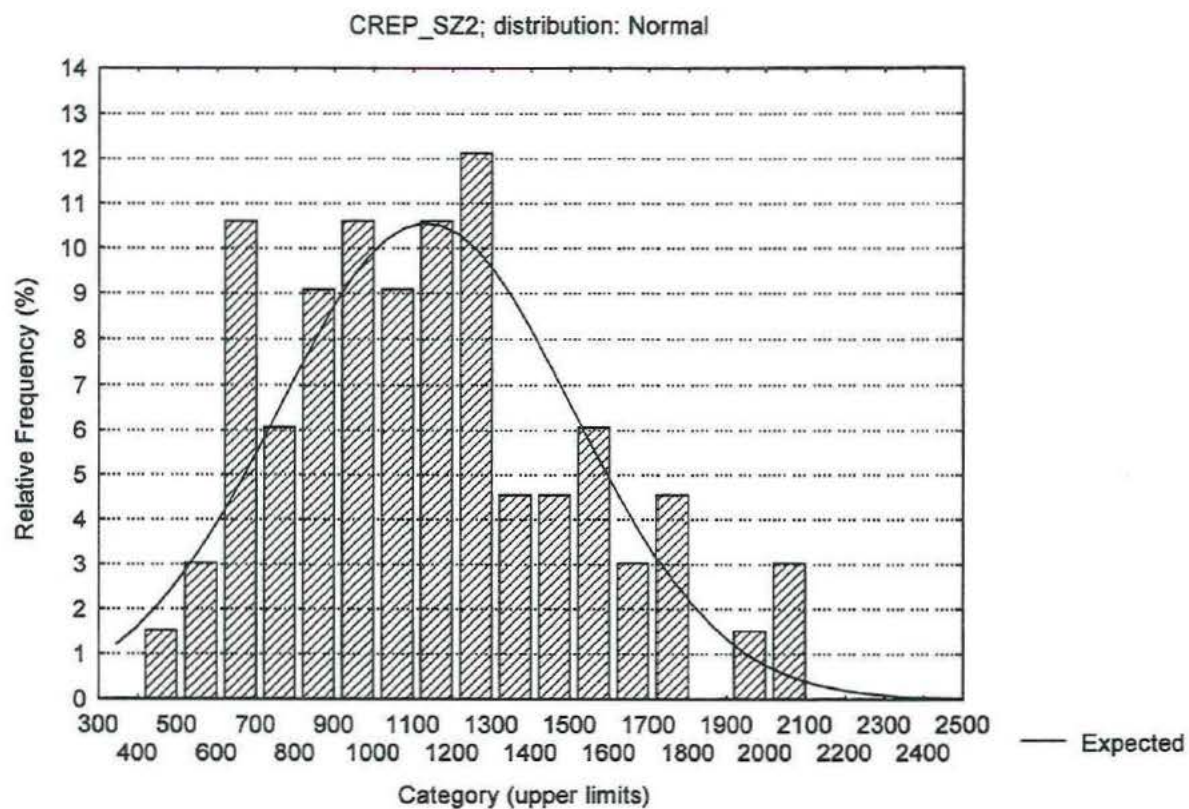


Abb. 11.9)

Verteilung des Einsatzes an reproduktionswirksamen Kohlenstoff in kg/ha in den Szenarien 2 (CREP_SZ2) und 3 (CREP_SZ3)

11.4 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen für das untersuchte Schwarzerdegebiet zwar aktuell noch keine negativ zu bewertende N-Bilanz jedoch tendenziell eine deutliche Überversorgung mit organischer Bodensubstanz, die in der Folge eine Verschlechterung vor allem der Sickerwasserqualität erwarten lässt. Die Wende zu einem umweltgerechten N-Haushalt, der unter den hier vorliegenden Bedingungen eine deutliche Ausnutzung der diffusen N-Einträge in das Agrarsystem ausweisen sollte, wäre durch eine Reduktion des Viehbesatzes auf einen Wert unter 0,5 VE/ha und die verstärkte energetische Nutzung der Koppelprodukte möglich. Weitere Arbeiten sind erforderlich, um die Potenziale der Strohverbrennung und der Biogasgewinnung einschließlich des Recyclings der dabei anfallenden Reststoffe detailliert zu untersuchen.

12 Bereitstellung von flächendeckenden Informationen zur Landnutzung mit Daten und Methoden der Fernerkundung

U. Steinhardt

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Angewandte Landschaftsökologie, Leipzig

Abstract

Providing comprehensive land use information with data and methods of remote sensing

Human impacts – such as land use – influence the landscape balance (fluxes of water and material within landscapes) on a range of spatial scales, from the local to the global level. The realization of concepts for sustainable land use requires hierarchical approaches with solutions for all spatial scales. Data and methods of remote sensing represent an essential source of comprehensive land use information. There are many applications – especially in the field of agriculture in connection with agricultural policy measures.

Starting with a short overview of the physical and mathematical fundamentals of remote sensing, satellite data (Landsat 5 TM and IRS-1C LISS) from 1992, 1994 and 1997 are interpreted. The area of investigation is Querfurter Platte – a landscape used for intensive agriculture. The potentials and limitations of land use monitoring based on remote sensing data are discussed. In addition to standard classification techniques of multispectral data with respect to terrestrial reference data, an innovative approach to multitemporal classification is provided, which does without terrestrial data but integrates secondary spectral features (e.g. NDVI). The conditions of its application are discussed in detail. The overall results are classified data sets for all the three years with an accuracy down to the field scale. These results serve as input data for simulation models estimating the landscape water and matter balance.

Future work in interpreting remote sensing data is directed towards improving objectivity and classification accuracy. In this respect, context- or object-orientated approaches are a key concept. They include neighbouring effects as well as adjacent parameters. Whereas previously image analysis focused on structural parameters, future work will be done in the field to derive information concerning processes in the landscape from these structural parameters.

Zusammenfassung

Anthropogene Einflüsse wie Landnutzung und deren Änderung haben Auswirkungen auf landschaftliche Wasser- und Stoffflüsse vom lokalen bis zum globalen Maßstab. Die Realisierung von Konzepten der nachhaltigen Landnutzung erfordert deshalb die Integration landschaftshaushaltlicher Faktoren sowie die Anwendung hierarchische Lösungsansätze. Daten und Methoden der Fernerkundung stellen in diesem Zusammenhang eine wesentliche Quelle für flächendeckende Informationen zur Landnutzung dar. Insbesondere auf dem Agrarsektor ergeben sich vor dem Hintergrund agrarpolitischer Maßnahmen Anwendungsmöglichkeiten zum Monitoring der landwirtschaftlichen Bodennutzung.

Nach einem kurzen Abriss physikalischer und mathematischer Grundlagen der Fernerkundung werden anhand von Satellitendaten (Landsat 5 TM und IRS-1C LISS) aus den Jahren 1992, 1994 und 1997 für das intensiv landwirtschaftlich genutzte Gebiet der Querfurter Platte Potentiale und Limits eines Landnutzungsmonitorings mit Fernerkundungsdaten diskutiert. Neben Standardverfahren der Klassifikation multispektraler Datensätze auf der Basis terrestrischer Referenzdaten wird ein innovativer Ansatz zur multitemporalen Klassifikation ohne Referenzdaten unter Einbeziehung abgeleiteter Spektralmerkmale (NDVI) diskutiert. Anwendungsmöglichkeiten

und –grenzen dieses Verfahrens werden im Detail diskutiert. Im Ergebnis werden schlaggenaue Informationen zu Ackerkulturen für die drei genannten Jahre bereitgestellt, die als Inputdaten in nachfolgende Simulationsrechnungen zum landschaftlichen Wasser- und Stoffhaushalt eingehen. Weiterführende Arbeiten auf dem Gebiet der Interpretation von Fernerkundungsdaten zielen auf eine weitere Objektivierung und verbesserte Güte der Klassifikation. Ein Schlüssel dazu stellen kontext- oder objektorientierte Verfahren, die Nachbarschaften und Umgebungsparameter einbeziehen, dar. Lag der Schwerpunkt der Auswertung bisher meist bei strukturellen Parametern, so werden zukünftig auch Untersuchungen dahingehend durchgeführt, wie man daraus Aussagen zu Prozeßgrößen und zum Prozeßgeschehen in der Landschaft ableiten kann.

12.2 Einleitung

Unter den derzeitigen Bedingungen schneller landschaftlicher Transformationsprozesse sind aktuelle Informationen zum Zustand der Erdoberfläche unverzichtbar. Dies gilt insbesondere für die intensiv genutzten Landschaften Mitteleuropas, die weiträumig durch Agrarflächen dominiert werden. Somit haben sich Daten und Methoden der Fernerkundung für die flächendeckende Erfassung der landwirtschaftlichen Bodennutzung als wesentliche Informationsquelle etabliert. Dies gilt auch für terrestrisch bereits gut untersuchte Gebiete, da durch Gleichzeitigkeit der Datenerhebung, Schnelligkeit, Genauigkeit und Kostengunst hier „traditionelle“ Methoden zum Teil ersetzt oder zumindest ergänzt werden können. Im besonderen Maße trifft das - neben der reinen Datenerfassung - für die Dokumentation, Bewertung und Aufarbeitung von aus Fernerkundungsdaten abgeleiteten Ergebnissen in Geographischen Informationssystemen zu.

Doch methodisch ist das Konzept von Fernerkundung nicht unproblematisch: Die Erdoberfläche wird von einem Sensor in kleine Einheiten (pixel) zerlegt, die nicht genau Einheiten der Oberfläche entsprechen sondern als Raster quer über alle Strukturen verlaufen. Anschließend werden diese Pixel dann ausgewertet und nachträglich zu möglichst sinnvollen Einheiten aggregiert. Trotz dieser Zurückhaltung und gewisser Limitierungen muss man davon ausgehen, dass nur Erdbeobachtungssysteme in der Lage sind, gesicherte flächendeckende Informationen mit ausreichend kurzem Wiederholungsrythmus zu beschaffen. Methoden der Geoinformatik und der Fernerkundung erlauben in Kombination die Extraktion aktueller oder historischer Information und ein „Inwertsetzen“ mit anderen, raumbezogenen Daten. Erst dadurch sind wir in der Lage, Informationssysteme aufzubauen, um Veränderungen und Trends zu dokumentieren, Entwicklungen zu prognostizieren, zu simulieren und zu modellieren, Lösungsstrategien und Handlungsmaßnahmen abzuleiten und zum grundlegenden Verständnis der ablaufenden Prozesse beizutragen (HAEFNER 1999).

Im Agrarsektor ergeben sich Anwendungsmöglichkeiten beispielsweise auf dem Gebiet der Ernteprognosen oder aber der Überwachung von Stilllegungsflächen. Auch auf wissenschaftlichem

Gebiet sind aktuelle flächendeckende Informationen zur Art der Landbedeckung unverzichtbar. So ist der Parameter Landnutzung eine Inputgröße für Modelle zum Wasser- und Stoffhaushalt von Landschaften. Vor diesem Hintergrund galt es, für das Gebiet der Querfurter Platte Informationen zur Landnutzung insbesondere der Art der landwirtschaftlichen Bodennutzung zu ermitteln und anderen Projektpartnern zur Verfügung zu stellen.

12.2 Material und Methoden

12.2.1 Fernerkundung und Fernerkundungsdaten

Fernerkundung ist eine spezifische geowissenschaftliche Arbeitsmethode, bei der ohne direkten Kontakt mit dem Aufnahmeobjekt – z.B. mittels Luft- oder Satellitenbildern – Informationen über Objekte der Erdoberfläche durch verschiedene Mess- und Aufnahmeverfahren gewonnen werden. Ermittelt werden Daten über Zustände und Prozesse an der Erd- und Wasseroberfläche sowie in der Atmosphäre. Fernerkundungsdaten sind in der Regel photographisch oder elektronisch gewonnene Abbildungen der Erdoberfläche in bestimmten elektromagnetischen Wellenbereichen. Das prinzipiell nutzbare elektromagnetische Wellenspektrum in atmosphärischen Fenstern (Spektralbereiche, in denen die Erdatmosphäre transparent ist) vom sichtbaren Licht (VIS, λ : 0,4-0,7 μm) über das nahe Infrarot (NIR, λ : 0,7–1,5 μm), das mittlere Infrarot (MIR, λ : 1,5-5 μm) und thermische Infrarot (TIR, λ : 5–20 μm) bis hin zum Mikrowellenbereich (MW, λ : ca. 1 cm bis einige dm).

Die technischen Eigenschaften der Aufnahmegeräte bestimmen die möglichen Anwendungen, deren wichtigste Auswertekriterien spektrale Signaturmerkmale einerseits sowie geometrische Merkmale andererseits sind. Geometrische Merkmale sind im wesentlichen Form- und Texturmerkmale. Texturen sind flächendeckende Muster, in denen Einzelobjekte nicht mehr signifikant aufgelöst sind (z.B. Baumkronenmuster von Wäldern, Siedlungen). Unter der spektralen Signatur eines Objektes versteht man demgegenüber die spektrale Verteilung der von ihm ausgehenden und vom Fernerkundungssensor messbaren elektromagnetischen Strahlung. Abb. 12.1 zeigt typische spektrale Signaturen von Vegetation, Gewässern und unbedeckten Böden im Spektralbereich 0,4-3 μm .

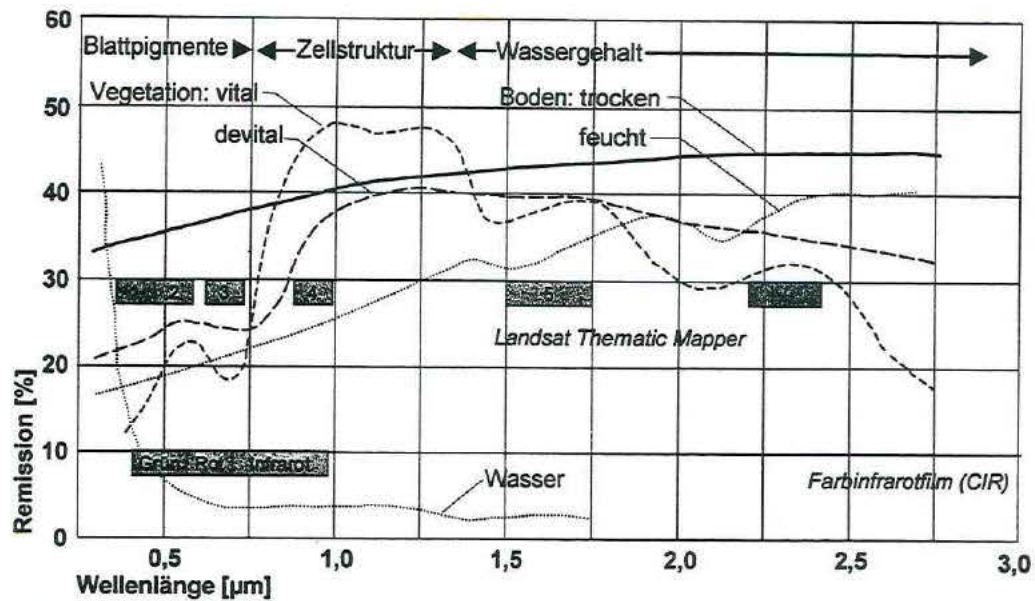


Abb. 12.1)

Spektralsignatur typischer Objekte der Erdoberfläche sowie Spektralbereiche, die mit dem System LANDSAT-TM und einem Farbinfrarotfilm (CIR) erfasst werden können

Für landwirtschaftliche Fragestellungen bilden spektrale Signaturen der Pflanzendecke und des Bodens ein wesentliches Auswertekriterium. Um Art und Zustand dieser Objekte aus den spektralen Signaturen interpretieren zu können, sind Kenntnisse darüber erforderlich, welche Objekteigenschaften im einzelnen in diesen spektralen Signaturen abgebildet werden. Für das System Pflanze–Boden sind das im wesentlichen die in Tab. 12.1 dargestellten stofflichen und morphologischen Merkmale. Primär wird die Spektralsignatur im Bereich 0,4–2,5 µm von der Architektur des Bestandes bestimmt. Je glatter und horizontaler die Blätter eines Bestandes sind und je größer der Blattflächenindex ist, desto höher ist im allgemeinen auch das Remissionsvermögen im visuellen Bereich sowie im nahen und mittleren Infrarot. Im Bereich 0,4–0,7 µm wird die einfallende Strahlung durch die Pigmente in den Blättern und im Spektralbereich 1,3–2,5 µm durch das in den Blättern enthaltenen Wasser absorbiert. Die Tiefe der Absorptionsbanden hängt dabei von der architekturbedingten Remission sowie von Chlorophyll- und Wassergehalt ab. In Abhängigkeit vom Bedeckungsgrad wird das entstehende Mischsignal im Bereich zwischen 0,4 und 0,7 µm vom Farbkontrast zwischen Boden und Pflanze und im Bereich zwischen 1,3 und 2,5 µm vom Kontrast zwischen dem Wassergehalt der Pflanzen und dem des Bodens bestimmt. Im thermischen Infrarot spiegelt sich die Temperatur des Pflanzenbestandes bzw. der Bodendecke wider, die sich aus der umgebenden Lufttemperatur, der Architektur des Bestandes, seiner Evapotranspiration, den Windverhältnissen sowie der Farbe und Struktur der Bodenoberfläche ergibt. Alle genannten Spektralmerkmale ändern sich im Laufe der phänologischen Entwicklung. Insofern stellen auch die temporären Veränderungen der Spektralsignatur ein wichtiges Auswertekriterium dar.

Tab. 12.1)

Stoffliche und morphologische Merkmale des Systems Pflanze – Boden, die sich in spektralen Signaturen abbilden
(nach BARSCH & SÖLLNER 1987)

	Merkmale	Bereich der spektralen Signatur
Pflanzendecke	Biomasse	VIS, NIR, MIR
	Pigmentgehalt, insbesondere Chlorophyll a und b	VIS: Absorptionsbanden bei 0,42; 0,45; 0,63-0,69 μm
	Wassergehalt	MIR: Absorptionsbanden bei 1,4; 1,9 und 2,8 μm
	Zellstruktur der Blätter, insbesondere Abhängigkeit vom Turgordruck	NIR-Remissionsplateau: 0,8 – 1,1 μm
	Architektur der Pflanze	VIS, NIR, MIR, TIR, Mikrowelle
	Bedeckungsgrad des Bodens	VIS, NIR, MIR
	Bestandsdichte	VIS, NIR, MIR
	Blattflächenindex (LAI)	NIR, MIR, TIR
	Wuchshöhe	VIS, MIR, TIR, Mikrowelle
	Phänologische Entwicklungsphase	VIS, NIR, MIR, TIR, Mikrowelle
	Form und Orientierung der Blätter	NIR, MIR, Mikrowelle
Boden	Gehalt an organischer Substanz	VIS
	Feuchte	MIR: Absorptionsbanden bei 1,4; 1,9 und 2,8 μm , TIR, Mikrowelle
	Körnung	VIS
	Oberflächenrauigkeit	TIR, Mikrowelle

Die komplexen Zusammenhänge zwischen spektralen Signaturen und Merkmalen des Systems Boden–Pflanze lassen sich nur sehr schwer quantifizieren. Deshalb hilft man sich noch immer mit qualitativen Interpretationsregeln (SÖLLNER 2000):

- ⇒ Je vitaler eine Pflanze, desto niedriger ist die spektrale Strahlungsintensität in den Chlorophyll- und Wasserabsorptionsbanden sowie im thermischen Infrarot und desto höher ist die spektrale Strahlungsintensität im nahen Infrarot.
- ⇒ Bei Rückgang der biologischen Aktivität verringert sich zunächst der Chlorophyllgehalt und damit die Ausprägung der Absorptionsbande bei 0,6 μm . Das Remissionsplateau im nahen Infrarot bleibt so lange erhalten, bis auch die Zellstruktur zusammenbricht.
- ⇒ Je niedriger die von einem Pflanzenbestand im thermischen Infrarot emittierte Strahlungsintensität, desto höher sind die Transpirationsintensität und der Blattflächenindex und desto ausgeprägter ist die vertikale Gliederung des Pflanzenbestandes.
- ⇒ Mit steigendem Bedeckungsgrad sinkt die Strahlungsintensität im mittleren Infrarot nichtlinear zunehmend.

- ⇒ Böden sind durch relativ monotonen Verlauf der spektralen Signaturen gekennzeichnet. Mit steigendem Humus- und Wassergehalt nimmt die Remission im Bereich $0,4\text{--}2,5\text{ }\mu\text{m}$ gleichmäßig ab. Bei sehr hohem Wassergehalt prägen sich im mittleren Infrarot Absorptionsbanden aus.
- ⇒ Bei ausreichender Bodenfeuchtigkeit und gleicher stofflicher Zusammensetzung des Bodens wird die emittierte Strahlungsintensität im thermischen Infrarot durch die Transpirationskühlung und damit durch die Größe der Bodenoberfläche bestimmt.
- ⇒ Eisen-Ionen im Bodensubstrat bewirken einen zu ihrer Menge proportionalen Abfall der Remission im Bereich zwischen $0,4$ und $0,7\text{ }\mu\text{m}$.

All diese spektralen Signaturen werden mit sogenannten Multispektralsensoren erfasst. Diese können als Multispektralkameras photographisch oder als Multispektralscanner elektronisch arbeiten. Beiden Systemen ist gemein, dass sie die von den Objekten remittierte Sonnenstrahlung oder die Temperaturstrahlung in mehreren Spektralkanälen registrieren. Tab. 12.2 enthält eine Zusammenstellung der technischen Eigenschaften einiger wichtiger Satellitensysteme.

Zielstellung der hier vorgestellten Arbeiten war ein Landnutzungsmonitoring auf der Querfurter Platte; die Verteilung von Landnutzungsformen unter besonderer Berücksichtigung ackerbaulicher Kulturen sollte für verschiedene Zeitschnitte ermittelt werden. Für den Untersuchungsraum standen folgende Aufnahmen zur Verfügung (Abb. 12.2):

- Landsat 5 TM vom 28.05.1992
- Landsat 5 TM vom 19.10.1992
- Landsat 5 TM vom 21.07.1994
- IRS-1C LISS vom 02.06.1997
- IRS-1C LISS vom 13.08.1997

Alle Datensätze wurden geometrisch transformiert und entzerrt, so dass eine möglichst weitgehende geometrische Identität mit topographischen Karten des Geländeausschnittes erreicht wurde. Entzerrungsgrundlage war die Topographische Karte TK25(N) Blatt Querfurt; die Entzerrung wurde mit einem Polynom 2. Ordnung durchgeführt. Jeder Bildpunkt kann nun einem Hoch- und Rechtswert der Gauß-Krüger-Koordinaten zugeordnet werden.

Tab. 12.2)

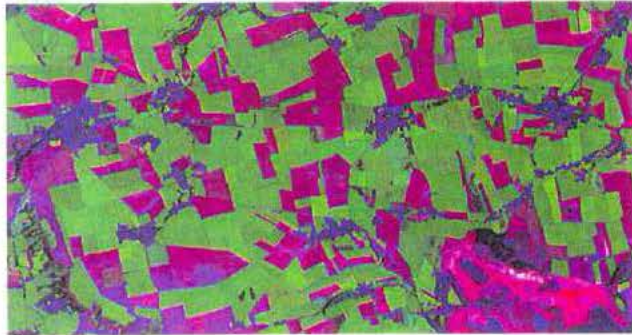
Technische Leistungsparameter einiger moderner Satelliten-Fernerkundungssysteme (nach LILLESAND & KIEFER 1999)

System	Bahnhöhe [km]	IFOV/AV ¹⁾ [m x m] bzw. [m]	Schwadbreite [km]	Spektralkanäle [μm]	Wiederholrate [d]
LANDSAT 5 TM LANDSAT 7 ETM	705	30 x 30 120 x 120 15 x 15 ²⁾	185	0.45 - 0.52 0.52 - 0.60 0.63 - 0.69 0.76 - 0.90 1.55 - 1.75 2.08 - 2.35 10.40 - 12.50 0.45 - 0.90 ²⁾	16
SPOT (Frankreich)	830	20 x 20 10 x 10	60	0.50 - 0.59 0.61 - 0.68 0.79 - 0.89 0.51 - 0.73	26
IRS-1C/D LISS (Indien)	817	23.5 x 23.5 70.8 x 70.8 5.8 x 5.8	142	0.52 - 0.59 0.62 - 0.68 0.77 - 0.86 1.55 - 1.75 0.50 - 0.75	24

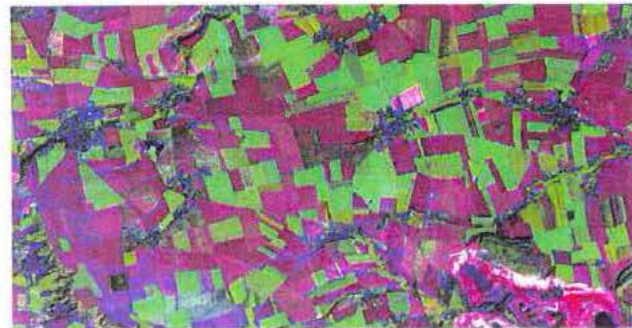
¹⁾ Instantaneous Field of View (IFOV) oder Ground resolution element; nicht identisch mit dem geometrischen Auflösungsvermögen (AV) eines Sensors. Es gilt: $AV \approx 1.5 \cdot IFOV$.

²⁾ nur bei LANDSAT 7

1992



Landsat 5-TM vom 28.05.1992



Landsat 5-TM vom 10.10.1992

Datenquelle

Satellit und Sensor:
Bodenaufösung:
Spektrale Auflösung:

Landsat 5-TM
30 m
450 – 520 nm (VIS blau)
520 – 600 nm (VIS grün)
630 – 690 nm (VIS rot)
760 – 900 nm (NIR)
1550 – 1750 nm (SWIR)
2080 – 2350 nm (MIR)
10400 – 12500 nm (TIR)

Datenbearbeitung

Entzerrung:
Entzerrungsgrundlage:
Resampling:
Farbkomposit:

Polynom 2. Ordnung
TK25(N)
Nearest Neighbour (25m/ 20m)
SWIR (rot) – NIR (grün) – VIS-rot (blau)

1994

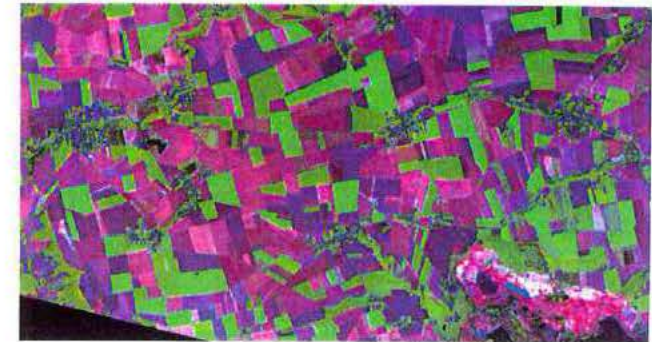


Landsat 5-TM vom 21.07.1994

1997



IRS-1C LISS III vom 02.06.1997



IRS-1C LISS III vom 13.08.1997

IRS-1C LISS III
23 m
520-590 nm (VIS grün)
620 – 680 nm (VIS rot)
770 – 860 nm (NIR)
1550 – 1700 nm (SWIR)

Polynom 2. Ordnung
TK25(N)
Nearest Neighbour (25m/ 20m)
SWIR (rot) – NIR (grün) – VIS-rot (blau)

12.2.2 Klassifikation von Fernerkundungsdaten

12.2.2.1 Multispektrale monotemporale Klassifikation – dargestellt am Beispiel der Landsat-TM-Szene vom 21.07.1994

Ziel der verschiedenen existierenden Klassifikationsverfahren ist die Überführung des Satellitenbildes in eine thematische Karte. Im konkreten Beispiel galt es, auf der Basis schlagspezifischer Nutzungsinformationen für das Kerngebiet Barnstädt eine Karte der Ackerkulturen zu den genannten Aufnahmetermen für die gesamte Querfurter Platte abzuleiten.

Das gebräuchlichste Konzept für diese Auswertung der Fernerkundungsdaten ist das der vektoriellen Erkennung. Dabei werden die einzelnen Merkmalskomponenten x_i eines Objektes in sogenannten Merkmalsvektoren mit $X=(x_1, x_2, \dots, x_D)$ dargestellt. Die Einzelmerkmale können dabei durch spektrale, texturale oder auch temporale Merkmale gebildet werden. Aufgrund der Vielzahl der wirkenden Einflussgrößen wird ein Objekt im Merkmalsraum nicht nur durch einen Punkt sondern durch eine Punktwolke beschrieben. Abb. 12.3 veranschaulicht diesen Sachverhalt anhand eines zweidimensionalen Merkmalsraumes mit den Merkmalskomponenten x_1 und x_2 . x_1 und x_2 sind dabei die in einem Rot- und einem NIR-Kanal gemessenen spektralen Strahldichten. Den Objektklassen k_1 und k_2 sind Merkmalswolken zugeordnet, die jeweils durch einen Repräsentanten r charakterisiert werden.

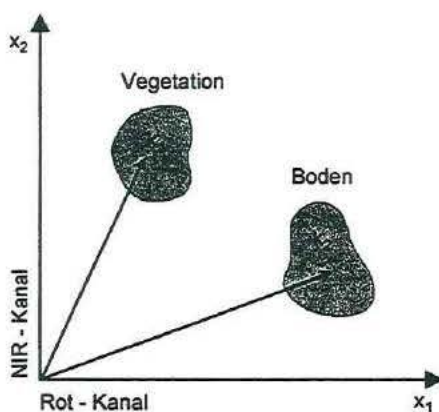


Abb. 12.3)
Beispielhafte Darstellung der spektralen Eigenschaften von Vegetation und Boden in einem zweidimensionalen Merkmalsraum mit den Spektralkomponenten Rot und NIR (nach SÖLLNER 2000)

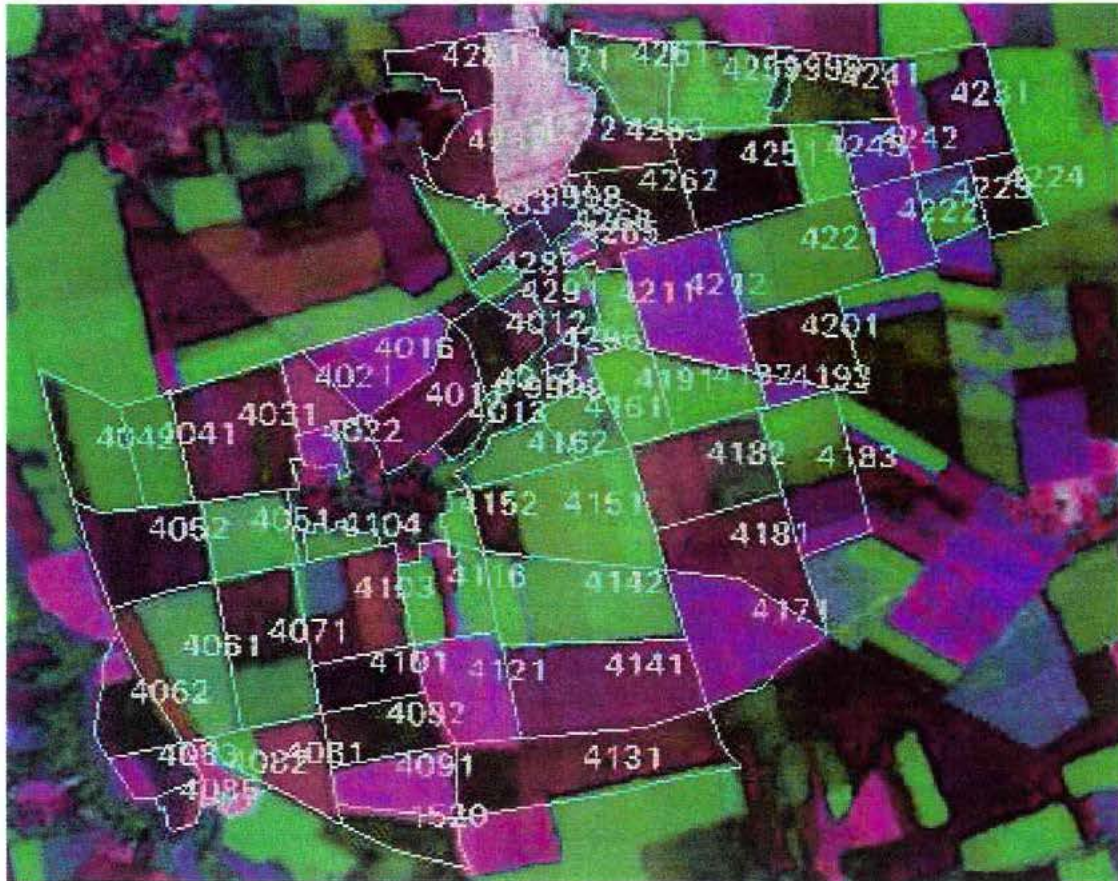
Bei der Klassifizierung von Fernerkundungsdaten besteht die Aufgabe, eine Entscheidung über die Klassenzugehörigkeit der Merkmalsvektoren zu treffen. Dabei ist jeder Zufallsvektor zu analysieren und im Ergebnis formal einer Gruppe von bereits analysierten ähnlichen Vektoren oder einer vorgegeben Musterklasse zuzuordnen. Entsprechend diesen beiden Herangehensweisen wird zwischen überwachter und unüberwachter Klassifizierung unterschieden.

Bei der überwachten Klassifizierung wird davon ausgegangen, dass die innerhalb eines Multispektralbildes auftretenden Objektarten bereits bekannt sind. Durch parallele Bodenerkundung wurden diese Objektarten für ausgewählte, dem Multispektralbild zuordenbare repräsentative Stichproben bestimmt. Diese terrestrischen Informationen wurden in Form einer digitalen Schlagkartei bereitgestellt. Sie setzen sich zusammen aus der Schlagtopographie des Barnstädter Kerngebietes (Schlagkarte im Gauß-Krüger-System) und taggenauen Angaben zur Flächennutzung. Somit konnten für die fünf verschiedenen Aufnahmetermine genaue Informationen zu den Ackerkulturen bereitgestellt werden (Abb. 12.4).

Bei der überwachten Klassifizierung liegt insofern eine klassifizierte Stichprobe für die zu bestimmenden Objektklassen vor. Aufgabe der überwachten Klassifizierung ist es dann, die flächenhafte Verteilung dieser Objektarten im Bild bzw. Datensatz zu bestimmen, d.h. es sind im allgemeinen Rayonierungsaufgaben für vorgegebene Objektarten mit dem Ziel zu lösen, das Ergebnis in einer Realnutzungskarte darzustellen. Für jeden Bildpunkt des Datensatzes ist eine Entscheidung über die Klassenzugehörigkeit zu treffen. Um dazu optimale Entscheidungen treffen zu können, wurden spezielle Klassifizierungsstrategien entwickelt, die in kommerzielle Bildverarbeitungssoftware implementiert sind: Bayes-Klassifikator, Maximum-Likelihood-Klassifikator, Minimum-Distance-Klassifikator sowie Box-Klassifikatoren (HILDEBRANDT 1996). In Tab. 12.3 ist der praktische Ablauf einer multispektralen Klassifikation dargestellt.

Tab. 12.3) Arbeitsschritte für die Klassifizierung einer Multispektralaufnahme (aus SÖLLNER 2000)

Schritt	Arbeitsablauf
1	Klärung der Aufgabenstellung und Bestimmung der zu klassifizierenden Objektklassen
2	Ausweisung mindestens einer repräsentativen Merkmalsfläche pro Objektklasse in der zu klassifizierenden Szene (je Musterklasse ca. 50 Pixel)
3	Schätzung der A-priori-Wahrscheinlichkeiten $P(k_i)$, im Zweifelsfall Vergabe von gleichen Wahrscheinlichkeiten für alle Objektklassen
4	Festlegung der theoretischen Verteilungsfunktionen für die Merkmalsvektoren X (z.B. Normalverteilung)
5	Belehrung des Klassifikators mit Hilfe der Musterklassen und Berechnung der Trennflächen im Merkmalsraum für alle Objektklassen (bei Annahme einer Normalverteilung der Merkmalsvektoren sind hierfür Mittelwertvektor und Kovarianzmatrix jeder Klasse ausreichend)
6	Klassifizierung des gesamten Bildes derart, daß der zu jedem Bildpunkt gehörende Merkmalsvektor X_{mn} daraufhin geprüft wird, in welche Objektklasse er im Merkmalsraum fällt. Diese Objektklasse wird dann dem Bildpunkt (m,n) zugewiesen.



Landsat-TM 5

Satellitenszenen vom 21.07.1994 mit der Schlagtopographie des Kerngebietes der Querfurter Platte (Barnstedt)

Auszug aus der Schlagkartei des Landwirtschaftsbetriebes (Informationen zur Flächennutzung am Aufnahmetag)

Schlagnummer Flächennutzung am 21.07.1994

4011	Winterweizen
4012	Winterweizen
4013	Winterweizen
4016	Brache
4017	Zuckerrüben
4021	Erbsen
4031	Winterweizen
4032	Sonnenblumen
4041	Silomais
4042	Silomais
4051	Zuckerrüben
4052	Winterweizen
...	...

Abb. 12.4) Referenzdaten zur Flächennutzungsklassifikation

Abb. 12.5 (sowie Abb. 12.8 Mitte) zeigt das Ergebnis einer solchen überwachten Klassifikation für den Gesamttraum der Querfurter Platte für 1994. Die Entscheidungsregeln für den überwachten Klassifikationsprozeß sind mehrstufig (nicht-parametrisch, parametrisch). Bei nicht-parametrischen Signaturen (d.h. *feature space AOI*) besteht die Auswahl zwischen den Entscheidungsregeln *feature space* und *parallelepiped*. Darüber hinaus müssen auch Entscheidungen zum Umgang mit Überlappungsbereichen und Rückweisungsklassen getroffen werden. Im Gegensatz dazu kann man bei parametrischen Signaturen zwischen *maximum likelihood*, *Mahalanobis distance* und *minimum*

distance als Entscheidungsregel wählen. Die methodischen Unterschiede der dargestellten Varianten liegen in der unterschiedlichen Kombination von parametrischen und nichtparametrischen Regeln. Wie aber im Ergebnis deutlich wird, hat das im vorliegenden Beispiel kaum Einfluss auf das Gesamtergebnis. Bei allen drei Varianten werden allgemein bekannte Probleme bei der Klassifikation von Landnutzungsformen in agrarisch geprägten Räumen auf der Grundlage einer einzigen Szene offensichtlich:

- ⇒ Aufgrund der Ähnlichkeit des Remissionssignals ist es schwierig, unbegrünte Ackerflächen von offenen Tagebauflächen zu unterscheiden.
- ⇒ Aus dem gleichen Grund ist eine Differenzierung zwischen Grünland und begrüntem Ackerland ebenso problematisch.
- ⇒ Siedlungsgebiete sind aufgrund ihrer großen Heterogenität (mit unterschiedlichem Material versiegelte Flächen wie Gebäudedächer, Straßen und Wege wechseln auf engstem Raum mit mehr oder weniger begrünten Flächen wie Rasen, Bäume, Kleingärten) durch ein starkes Mischsignal gekennzeichnet. Erschwert wird die Klassifikation noch dadurch, daß dieser kleinräumige Wechsel sich meist innerhalb eines Pixels vollzieht, so daß die einzelnen Bildpunkte nicht eindeutig einer Klasse (z.B. versiegelte Flächen, Grünland, Wald) zugewiesen werden können. Die Klassifikation von Mischpixeln erweist sich dagegen noch immer als schwierig. Aufgrund dieser großen statistischen Störeinflüsse ist eine eindeutige Ausweisung von Siedlungsflächen sehr problematisch.
- ⇒ Aufgrund der Ausdehnung des Untersuchungsgebietes im vorliegenden Beispiel nicht relevant ist das Problem der phänologischen Unterschiede innerhalb einer zu bearbeitenden Szene. Erstreckt sich der zu betrachtende Raum über große Distanzen (z.B. bei der Klassifikation einer gesamten Landsat TM-Szene mit einer Fläche von 185 x 185 km), ist mit teilweise sehr großen Differenzen in der phänologischen Entwicklung einzelner Ackerkulturen zu rechnen, die mit der vorgestellten Methodik einer monotemporalen multispektralen Klassifikation auf der Basis terrestrischer Referenzdaten nicht abgebildet werden können.

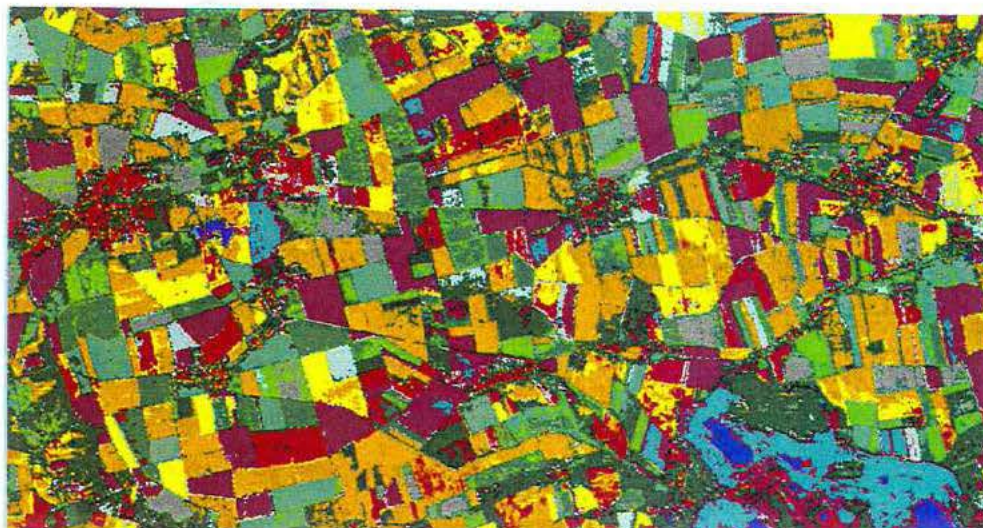
Zur Bewertung der Güte der Klassifizierung stehen verschieden statistische Kontrollverfahren bereit (BÄHR & VÖGTLE 1991). Tab. 12.4 gibt einen Überblick über die Klassifikationsgenauigkeit des Datensatzes vom 21.07.1994. Dazu werden in einer Matrix die Pixel der Referenzdaten mit den klassifizierten Pixeln dieser Flächen gegenübergestellt. Es wird nun quantitativ fassbar, was zuvor bereits die visuelle Interpretation ergab: Besonders problematisch sind die Klassen Grünland und Siedlung. Nur ca. 60 der als Grünland definierten Pixel zur Belehrung des Klassifikators wurden als Grünland klassifiziert. Die verbleibenden Pixel wurden den Klassen Silomais, Zuckerrüben oder

Sonnenblumen zugewiesen. Auch bei einigen Ackerkulturen erweist sich die Trennung als schwierig. So bestehen offensichtlich große Ähnlichkeiten im Spektralsignal von Sommergerste und Winterweizen oder Zuckerrüben und Sonnenblumen. Die Klassifikationsgenauigkeit von Tagebau- und Brachflächen erscheint unverhältnismäßig hoch. Dies demonstriert die Grenzen dieses Kontrollverfahrens: In die Güte werden lediglich die Flächen einbezogen, die zur Belehrung des Klassifikators herangezogen wurden (Signatures, *AOI- area of interest*), nicht aber alle Bildpunkte. Die Information „Tagebau 100%“ bedeutet somit nichts anderes als: Alle Pixel, die als Tagebau definiert wurden, wurden auch als Tagebau klassifiziert und von den Referenzbildpunkten für andere Klassen wurde keiner als Tagebau definiert.

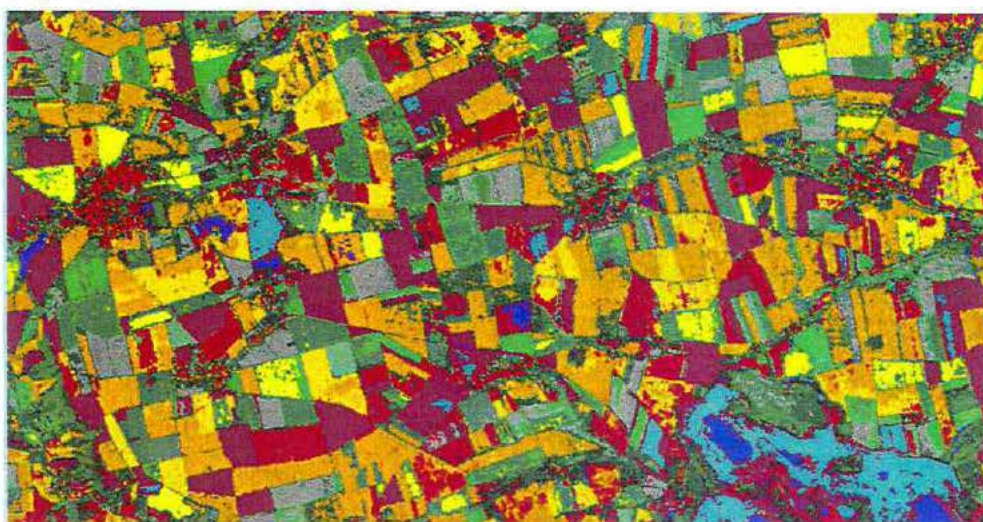
Im Mittel wird eine Gesamtgenauigkeit der Klassifikation von 88,29 % erreicht, was im Vergleich zu anderen Arbeiten (u.a. Banzhaf & Kasparidus 1998) als durchaus positiv zu bewerten ist. Im Hinblick auf die konkrete Aufgabenstellung kann dieses Resultat jedoch nicht befriedigen, so dass andere Lösungsansätze gefragt sind, die sowohl die Objektivität der Klassifikation als auch deren Genauigkeit verbessern können.

Tab. 12.4) Klassifikationsgenauigkeit [%] für die überwachte Klassifikation der Landsat-TM-Szene vom 21.07.1994

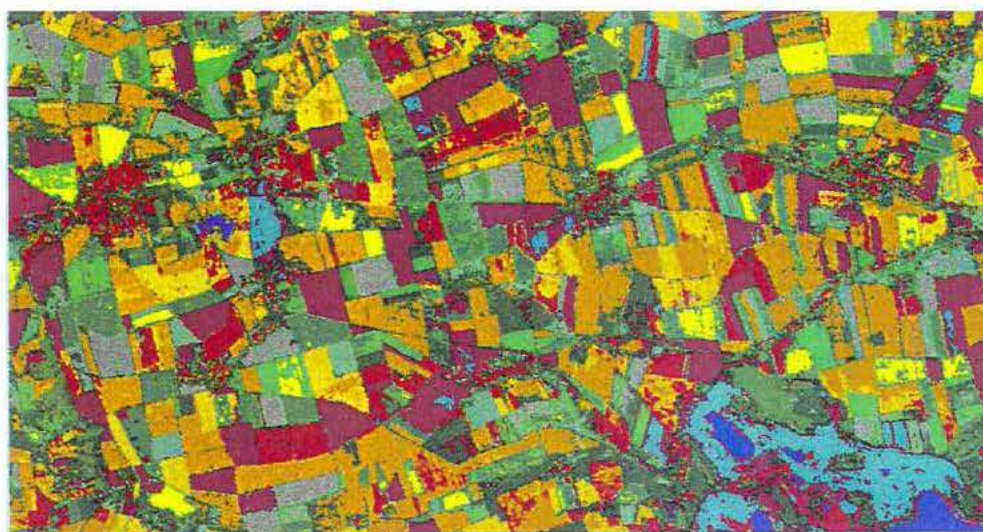
Referenzdaten															
Klassifizierte Daten		Winterweizen	Brache	Erbsen	Silomais	Zuckerrüben	Luzerne	Sommergerste	Sonnenblume	Wasser	Tagebau	Laubwald	Aufforstung	Grünland	Siedlung
	Winterweizen	85,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	17,98	0,00	0,75	0,00	0,18	1,97	0,00	18,55
	Brache	0,00	98,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00
	Erbsen	0,15	0,76	96,84	0,09	0,22	0,30	1,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,64	0,00	1,17
	Silomais	0,02	0,00	0,00	89,56	0,00	10,93	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	14,10	0,00
	Zuckerrüben	0,02	0,06	0,00	0,31	93,12	0,61	0,04	11,13	0,00	0,00	0,00	0,00	10,61	0,00
	Luzerne	9,77	0,00	0,00	7,24	0,15	86,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,97	0,00	4,59	0,00
	Sommergerste	0,00	0,02	0,36	0,00	0,00	0,00	76,34	0,00	0,00	0,00	0,00	1,62	0,00	1,95
	Sonnenblume	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22	0,00	0,00	85,74	0,00	0,00	0,00	0,00	10,61	0,00
	Wasser	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	95,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Tagebau	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,20
	Laubwald	0,00	0,00	0,00	0,36	0,00	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00	92,14	5,57	0,00	0,00
	Aufforstung	1,91	0,14	1,17	0,94	1,04	1,21	1,43	0,17	0,00	0,00	6,71	89,59	0,00	2,93
	Grünland	0,00	0,00	0,00	1,50	3,25	0,00	0,04	2,87	0,00	0,00	0,00	0,00	60,98	0,00
	Siedlung	2,21	0,43	1,62	0,00	0,00	0,00	2,89	0,00	3,33	0,00	0,00	0,51	0,00	75,20



Variante 1: Non-Parametric Rule: None; Parametric Rule: Maximum Likelihood



Variante 2: Non Parametric Rule:Feature Space; Overlap Rule:Parametric; Unclassified Rule: Maximum Likelihood



Variante 3:
Non-Parametric Rule:Feature Space; Overlap Rule:Parametric; Unclassified Rule: Parametric
Parametric Rule: Maximum Likelihood

Abb.12.5 Landnutzung auf der Querfurter Platte 1994 (Ergebnisse verschiedener Varianten einer überwachten Klassifizierung der Landsat-TM-Szene vom 21.07.1994)
Maßstab 1:150.000

12.2.2.2 Multitemporale Klassifikation unter Einbeziehung abgeleiteter spektraler Signaturmerkmale – dargestellt am Beispiel der Datensätze aus dem Jahr 1997

Wie in Abschnitt 1 dargestellt, korrelieren die spektralen Eigenschaften der Bodenobjekte z.T. sehr stark mit stofflichen und phänomenologischen Merkmalen der Objekte. Durch Bildung geeigneter Kombinationen von Spektralkanälen lassen sich diese Korrelationen noch verbessern. Abgeleitete spektrale Merkmale sind darüber hinaus geeignet, die Objektivität und Vergleichbarkeit minimierenden Faktoren zu relativieren. Beispiele hierfür sind die sogenannten spektralen Vegetationsindizes. Sie basieren auf arithmetischen Kombinationen von Messwerten aus Spektralkanälen, in denen sich vitale Vegetation von unbewachsenen Oberflächen unterscheidet. Insbesondere bieten sich dafür Messwerte aus dem Rotbereich (Bereich der Chlorophyllabsorption der Pflanzen) und dem nahen Infrarotbereich (Remissionsmaximum der Pflanzen) an. Die einfachste Form eines Vegetationsindexes ist der Ratiovegetationsindex (RVI), bei dem die gemessene spektrale Strahldichte im nahen Infrarot zu der im Rotbereich ins Verhältnis gesetzt wird:

$$RVI = R_{NIR} / R_{rot}$$

Durch Normierung kann man diesen Index auf ein Intervall zwischen -1 und +1 beschränken:

$$NDVI = (R_{NIR} - R_{rot}) / (R_{NIR} + R_{rot})$$

NDVI steht dabei für Normalized Difference Vegetation Index. Dieser reagiert empfindlicher als RVI bei sehr geringer Vegetationsbedeckung des Bodens. Es ist eine der wenigen Möglichkeiten, die in Abschnitt 1 genannten Interpretationsregeln zu quantifizieren. Der NDVI fußt insbesondere auf Regel 2. Darüber hinaus wurden weitere Indizes entwickelt, bei denen der Rotbereich durch den Bereich des mittleren Infrarots ersetzt wurde:

$$NDI = (R_{NIR} - R_{MIR}) / (R_{NIR} + R_{MIR})$$

Dieser normierte Differenzindex (NDI) setzt eine Interpretationsregel um, die für die Wasserversorgung von Kiefernwäldern entwickelt wurde (BARSCH et al. 1994): Eine Verminderung des Wassergehaltes führt bei Kiefernwäldern zur Abschwächung der Wasserbanden im mittleren Infrarot und folglich zur Erhöhung der Remission. Zudem kann eine daraus resultierende Veränderung der Zellstruktur der Nadeln eine Verminderung der Remission im nahen Infrarot bewirken. Durch diese Regel lassen sich in Kiefernbeständen diejenigen Bestände abgrenzen, die unter Trockenstress leiden.

Bei der hier zu bearbeitenden Problemstellung bietet sich der NDVI als Zusatzinformation an, da es um wesentliches um die Interpretation unterschiedlicher biologischer Aktivitäten der verschiedenen

Landnutzungsformen geht. Die in Abschnitt 12.2.2.1 formulierten Probleme der Klassifikation eines monotemporalen Datensatzes lassen sich dann umgehen, wenn man für den zu untersuchenden Raum mehrere Datensätze aus einer Vegetationsperiode zur Verfügung hat. Das war für 1997 und 1992 der Fall. Dann nämlich ist es möglich, die unterschiedliche Phänologie der verschiedenen Objektklassen, d.h. die temporale Veränderung der Spektralmerkmale in die Klassifikation zu integrieren.

Der dabei beschrittene Weg soll anhand der IRS-1C-LISS-Datensatzes vom 02.06 und 13.08.1997 erläutert werden. Die Aufnahmetermine beider Szenen liegen im ersten und letzten Teil der Vegetationsperiode vieler Ackerkulturen. In einem ersten Schritt wurde für jeden dieser beiden Termine ein NDVI aus den Basisdaten berechnet, der die Informationen zur spektralen Vitalität der Vegetation komprimiert. Stark begrünte Flächen (Grünland, begrünte Ackerflächen) weisen demnach einen NDVI nahe +1 auf, schwach bzw. unbegrünte Flächen (unbegrünte Ackerflächen, Wasserflächen, Siedlungen, Tagebaue) im Gegensatz dazu einen NDVI nahe -1. Die unterschiedliche Entwicklung des Spektralverhaltens dieser beispielhaft genannten Objektklassen im Laufe der Vegetationsperiode wurde im nächsten Schritt berücksichtigt. Durch Differenzbildung aus den NDVI der beiden Termine entsteht ein Datensatz mit folgenden Eigenschaften:

- ⇒ Es gibt Teilflächen mit einem Differenzwert kleiner als Null. Dabei handelt es sich um Flächen mit abnehmender Begrünung, d.h. Ackerflächen, die mit Getreide bestellt waren, dessen biologische Aktivität in diesem Abschnitt der Vegetationsperiode rückgängig ist.
- ⇒ Es gibt Teilflächen mit einem Differenzwert größer als Null. Dabei handelt es sich um Flächen mit zunehmender Begrünung, d.h. Ackerflächen, die mit Kulturen bestellt waren, deren biologische Aktivität in diesem Abschnitt der Vegetationsperiode zunimmt (z.B. Kartoffeln, Mais, Zuckerrüben).
- ⇒ Es gibt Teilflächen mit einem Differenzwert gleich Null. Dabei handelt es sich um Flächen ohne wesentliche Änderung der Begrünung in diesem Abschnitt der Vegetationsperiode (Grünland, Wald, Siedlung, Gewässer, Tagebaue)

Diese Dreiteilung wird auch in der deutlich ausgebildeten Dreigipfligkeit des Histogramms des Differenzenbildes deutlich (Abb. 12.6 oben links). Aufgrund dieses Histogramms ist eine unüberwachte Klassifizierung des Differenzenbildes durch Clusterung mit dem Minimum-Distance-Klassifikator möglich. Im Ergebnis entsteht ein Bild, das lediglich zwischen drei Klassen differenziert: Flächen mit abnehmender Begrünung, Flächen ohne Änderung der Begrünung und Flächen mit zunehmender Begrünung (Abb. 12.6 unten links). Mit Hilfe dieser drei Klassen werden im nächsten Schritt die Originaldatensätze maskiert (Abb. 12.7). Im Ergebnis dessen liegen Ausschnitte aus den Originaldatensätzen vor, in denen jeweils objektive Einschränkungen zum

Vorkommen und zur Varianz spezifischer Objektklassen möglich sind: Maske 1 (unveränderte Flächen) enthält keine Ackerflächen, Maske 2 (Flächen mit abnehmender Begrünung enthält mit großer Wahrscheinlichkeit Ackerflächen, die mit Getreide bestanden sind) und Maske 3 (Flächen mit zunehmender Begrünung) enthält Ackerflächen, die mit Hackfrüchten oder Mais bedeckt sind.

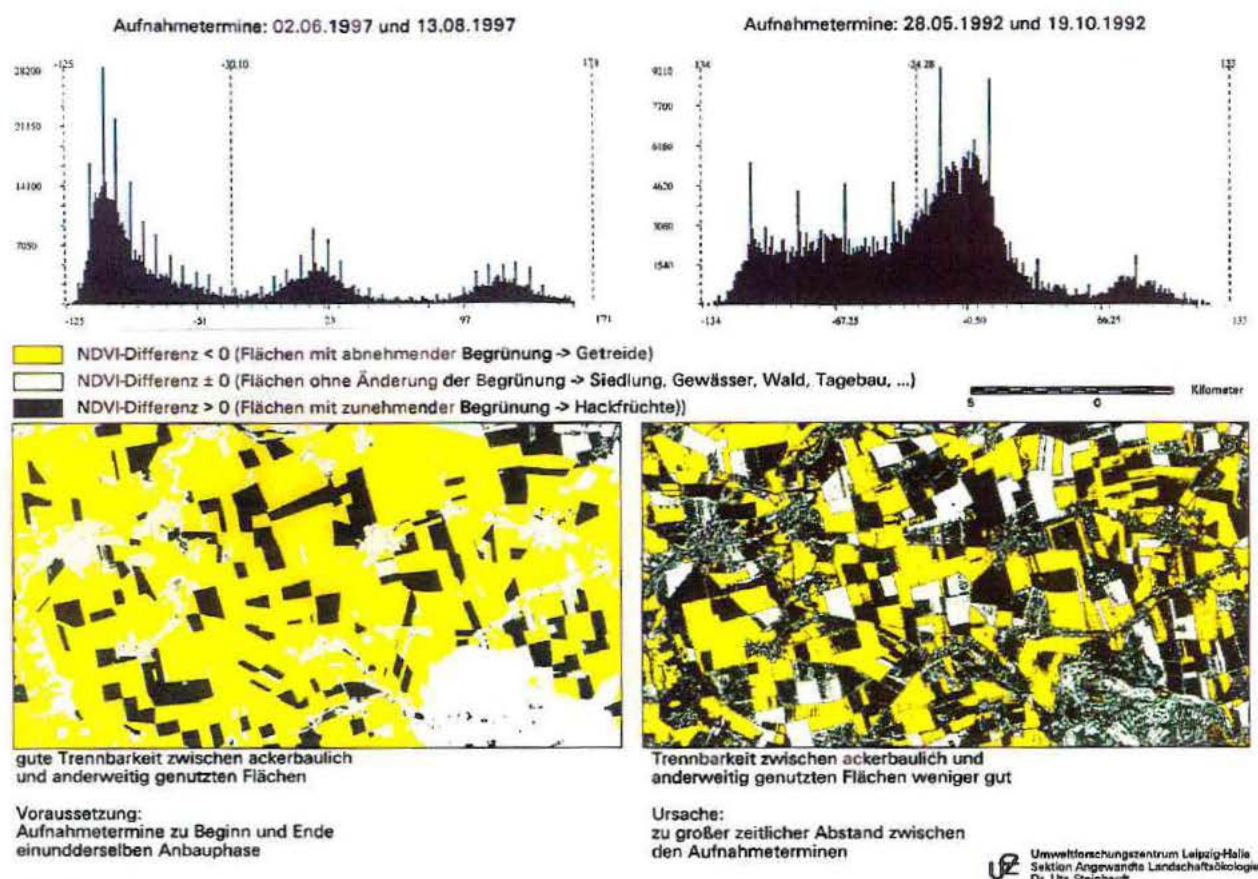
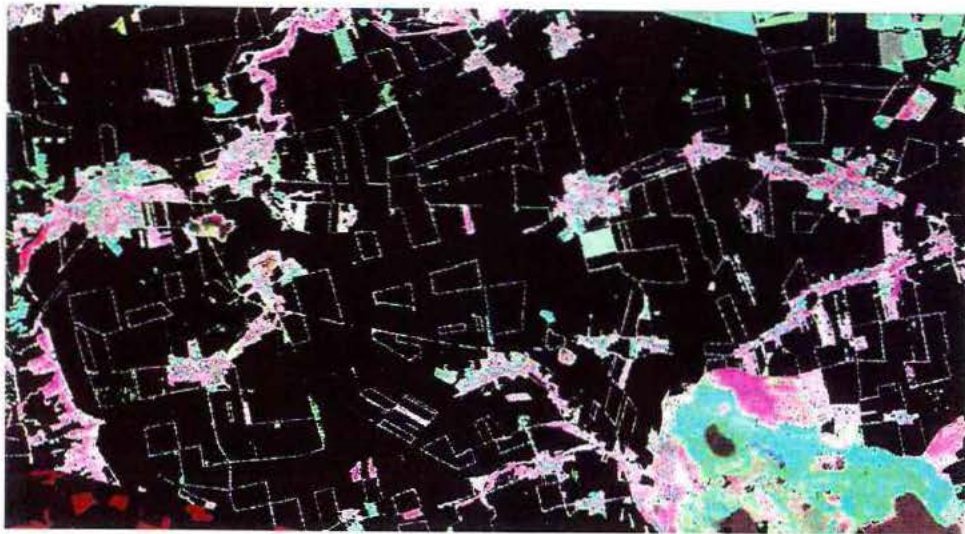


Abb. 12.6)

Anwendbarkeit multitemporaler Datensätze zur Klassifizierung der Flächennutzung

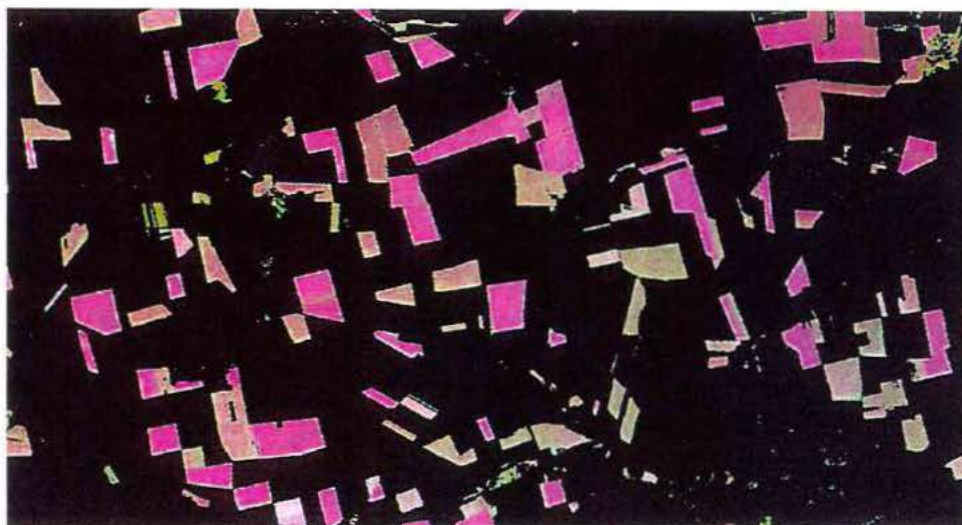
Nun schließt sich eine Klassifizierung innerhalb jeder dieser Masken an, die entweder überwacht (bei Vorhandensein entsprechender Referenzdaten) oder unüberwacht (ohne Referenzdaten) erfolgen kann. Innerhalb Maske 1 wird somit eine Trennung zwischen Siedlung, Wald, Grünland, Wasser und Tagebau möglich. Da sich (mit Ausnahme von Siedlung und Tagebau) diese Klassen deutlich in ihrem Spektralverhalten unterscheiden, liegt die erreichte Genauigkeit deutlich über der in Abschnitt 2.1. diskutierten. Innerhalb der Masken 2 und 3 kann dann bei entsprechenden Referenzdaten zwischen verschiedenen Getreiden bzw. Hackfrüchten differenziert werden. Liegen keine Referenzdaten vor, beschränkt sich die Klassifizierung der Ackerflächen entweder auf eine Unterscheidung zwischen Hackfrüchten und Getreide oder aber man versucht, innerhalb dieser Masken durch Clusterung weitere Unterschiede herauszufiltern, die anschließend entsprechend interpretiert werden müssen. Abb. 12.8 (unten) zeigt die auf diesem Weg abgeleitete Landnutzung im Untersuchungsraum für das Jahr 1997.



Maske 1: unveränderte Flächen



Maske 2: Flächen mit abnehmender Begrünung



Maske 3: Flächen mit zunehmender Begrünung

Abb. 12.7) Maskierter Originaldatensatz

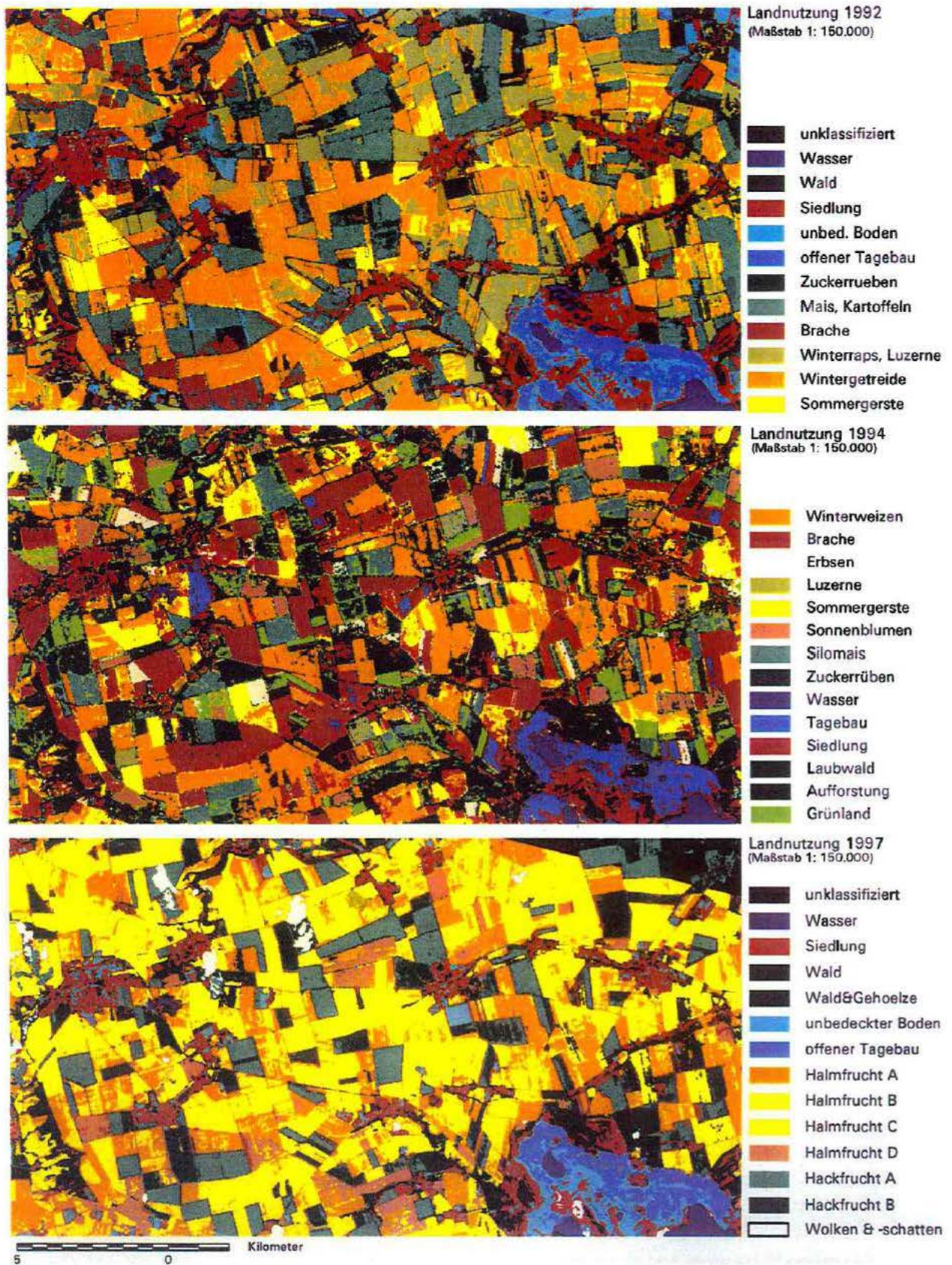


Abb. 12.8)
Landnutzung auf der Querfurter Platte 1992 - 1994 - 1997

Auch für 1992 standen zwei Aufnahmen aus einer Vegetationsperiode zur Verfügung (Landsat-TM vom 28.05. und 19.10.1992, vgl. Abb. 12.2). Versucht man, den eben skizzierten Ansatz auf diese Datengrundlage zu übertragen, so scheitert das Verfahren. Das Histogramm des Differenzenbildes (Abb. 12.6 oben rechts) zeigt bei weitem keine so klare Clusterung der Daten. Infolgedessen ist eine Maskierung der Originaldatensätze aufgrund des Differenzenbildes (Abb. 12.6 unten rechts) nicht sinnvoll. Grund dafür ist die Tatsache, dass die beiden Datensätze aus dem Jahr 1997 vom Beginn und Ende einundderselben Anbauphase stammen, was bei den Datensätzen aus 1992 nicht der Fall ist. Die Oktober-Szene gibt schon den Zustand nach der vollständigen Ernte aller Ackerkulturen des Jahres wider. Inzwischen sind schon erste Schritte der Bearbeitung für Zwischenfrüchte realisiert. Eine Trennbarkeit zwischen ackerbaulich und anderweitig genutzten Flächen ist demzufolge nicht mit der oben erläuterten Methodik machbar. Der zeitliche Abstand zwischen den beiden Aufnahmetermen ist zu groß, und es wurden Fruchtarten aus unterschiedlichen Vegetationsperioden bzw. anderen Fruchtfolgen aufgenommen.

Die Informationen für die Landnutzung 1992 muss auf dem gleichen – wenn auch weitaus weniger genauen und demzufolge befriedigenden Weg erfolgen wie in Abschnitt 12.2.1 beschrieben. Das Ergebnis ist in Abb. 12.8 (oben) dargestellt.

12.3 Ergebnisse

Für den Untersuchungsraum der Querfurter Platte stehen nun – wenn auch auf unterschiedlichem methodischen Weg erzielte – Informationen zur Landnutzung zur Verfügung, welche die Grundlage eines Landnutzungsmonitoring bilden. Entsprechend der Aufgabenstellung konzentrieren sich die Aussagen im folgenden auf landwirtschaftliche Nutzflächen, insbesondere auf Ackerflächen. Abb. 12.9 gibt eine zusammenfassende Übersicht zur landwirtschaftlichen Flächennutzung auf der Querfurter Platte in den Jahren 1992, 1994 und 1997. Nach Generalisierung (Filterung zur Eliminierung von Einzelbildpunkten) und Vektorisierung wurden diese Informationen an die Arbeitsgruppe Modellierung übergeben, die sie als Basisinformation für Simulationen zum Wasser- und Stoffhaushalt nutzte (Modell CANDY; FRANKO et al. 1995; vgl. Kap. 11).

Aufgrund derartiger Zeitreihenuntersuchungen werden auch Aussagen zu Fruchtfolgen möglich. Abb. 12.10 zeigt getrennt für Getreide und Hackfrüchte ein schlaggenaues Monitoring der Kulturen. Damit wird es möglich, Flächen zu identifizieren, auf denen in aufeinanderfolgenden Jahren einunddieselben Kulturen angebaut werden. Auf der Basis der vorhandenen Datensätze ist dies nicht möglich, da die Aufnahmen nicht aus aufeinanderfolgenden Jahren stammen. Sie sind aber dazu geeignet, dieses Monitoring zu demonstrieren, wenn man vom konkreten Aufnahmedatum

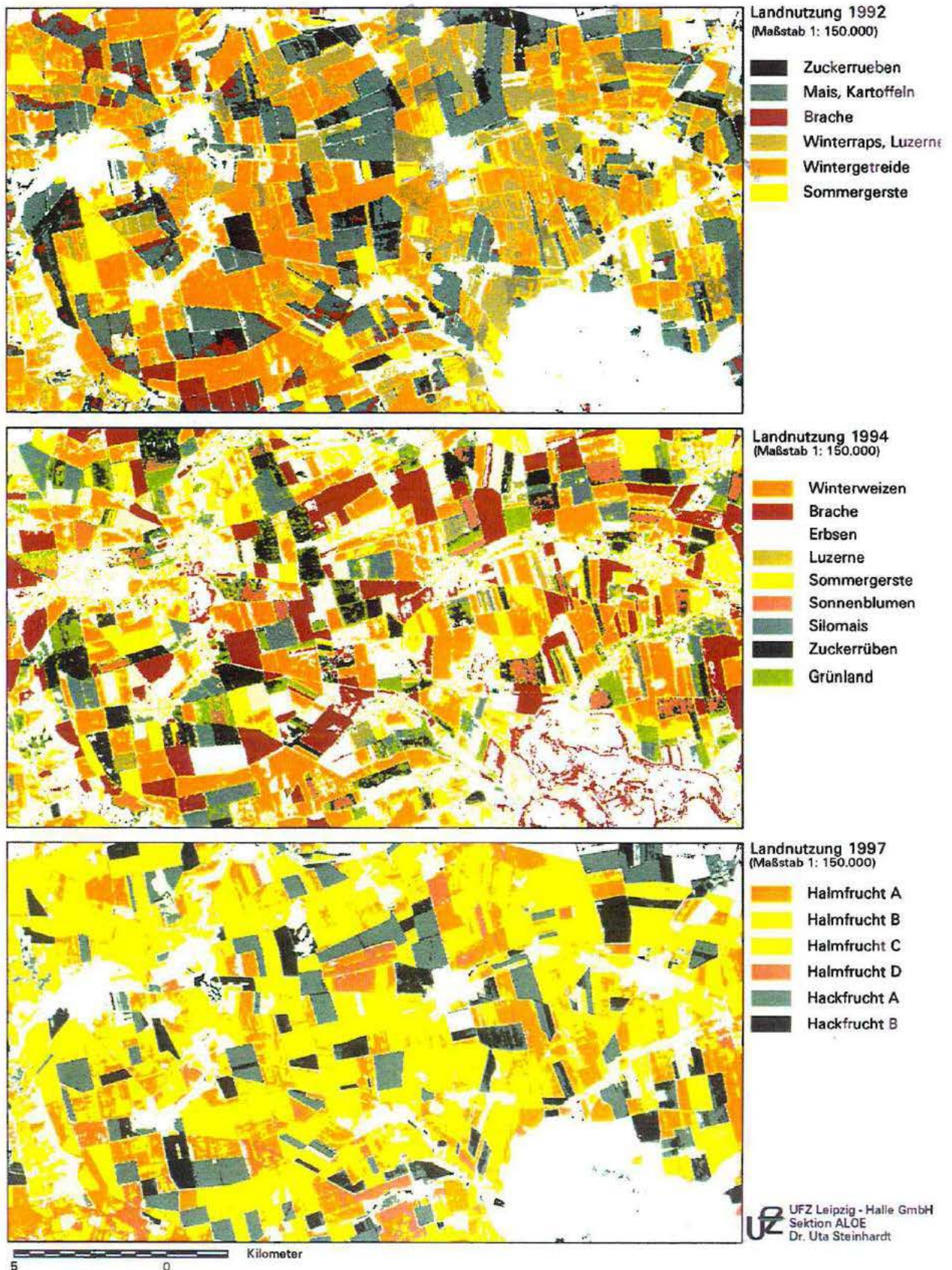
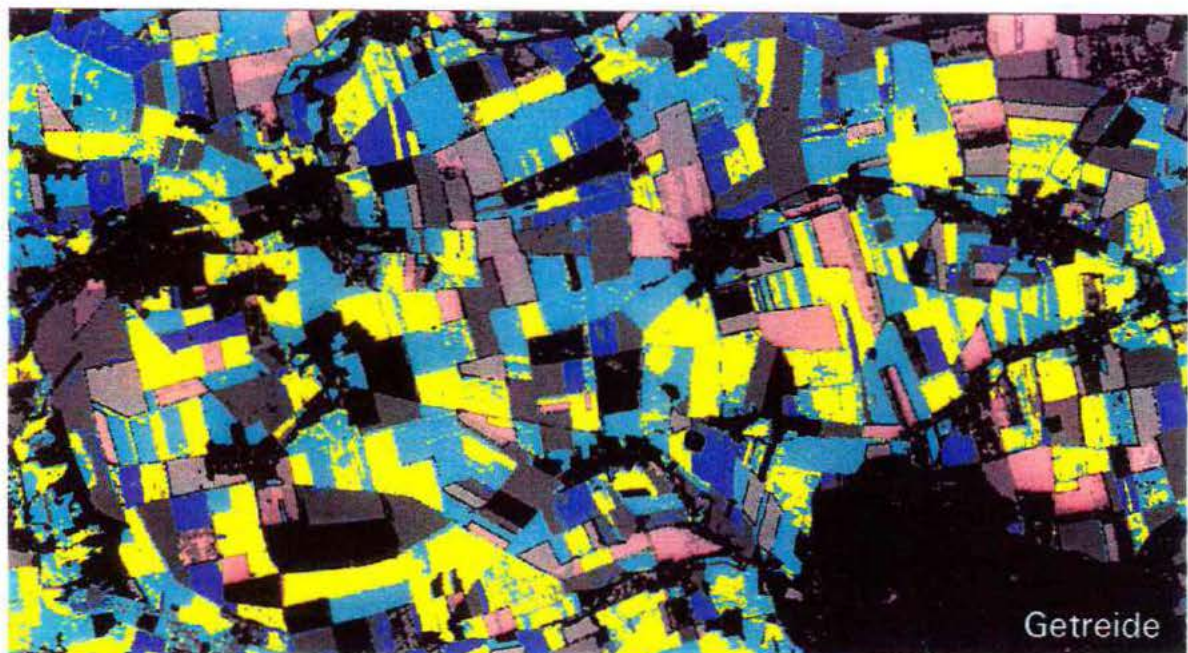


Abb. 12.9)

Landwirtschaftliche Flächennutzung auf der Querfurter Platte 1992- 1994 - 1997

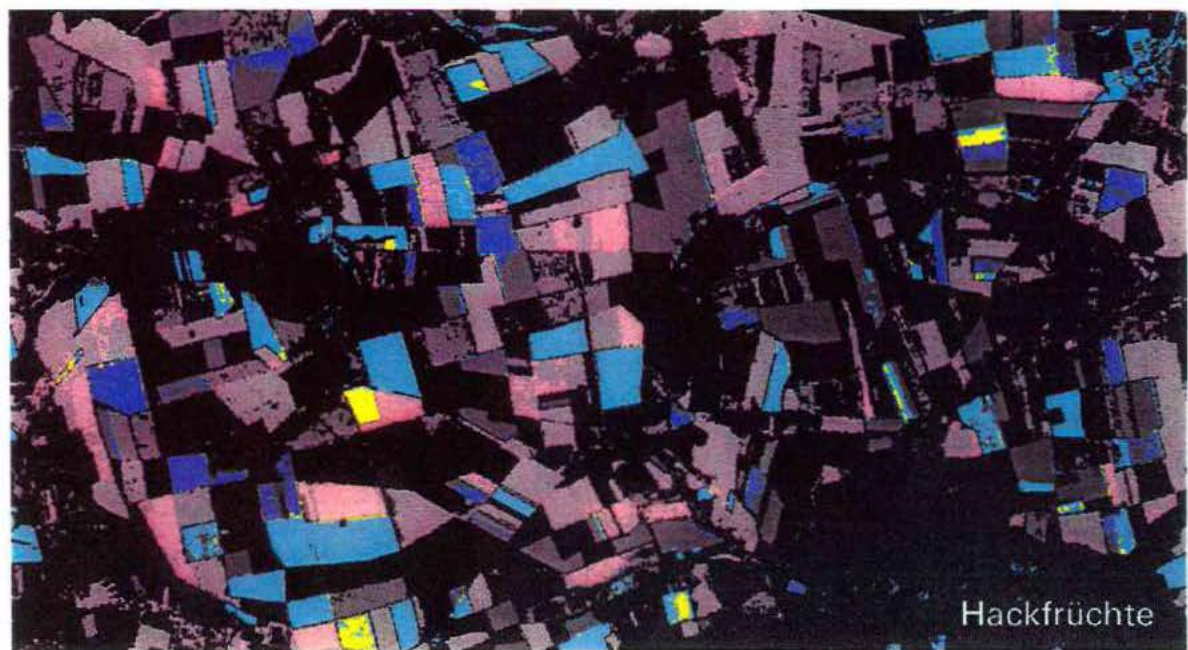


Getreideanbau

Getreide 1992	Getreide 1992, 1994
Getreide 1994	Getreide 1992, 1997
Getreide 1997	Getreide 1994, 1997
Getreide 1992, 1994, 1997	

Hackfruchtanbau

Hackfrucht 1992	Hackfrucht 1992, 1994
Hackfrucht 1994	Hackfrucht 1992, 1997
Hackfrucht 1997	Hackfrucht 1994, 1997
Hackfrucht 1992, 1994, 1997	



Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle
Sektion Angewandte Landschaftsökologie
Dr. Uta Steinhardt

Abb. 12.10)

Landwirtschaftliche Flächennutzung auf der Querfurter Platte; Anbau von Hackfrüchten 1992 - 1994 und 1997

absieht. Gesetzt den Fall, man verfügt über lückenlose Zeitreihen, so wird es möglich die Anbauverhältnisse kontinuierlich zu überwachen. Auf der Querfurter Platte beispielsweise wird deutlich, dass es eine große Anzahl von Ackerschlägen gibt, auf denen in jedem Jahr Getreide angebaut wurde. Bei Hackfrüchten ist das dagegen kaum der Fall.

12.4 Ausblick

Auch wenn die in Abschnitt 12.2.2. geschilderte Methodik der unüberwachten Bildsegmentierung unter Einbeziehung des NDVI bereits einen wesentlichen Schritt in Richtung Objektivierung und verbesserter Güte der Klassifikation darstellt, geht dieser Ansatz noch immer von einer pixelweisen Analyse der gemessenen Remissionswerte aus. Wertvolle Kontextinformationen bleiben dabei völlig ungenutzt: Erst durch seine Umgebung erhält ein bestimmter Wert eine Bedeutung. Wesentlich naheliegender als statistische Analysen ist die Annahme, dass ein zu betrachtendes Pixel zur gleichen Klasse wie sein Nachbapixel gehört (BLASCHKE 2001). Die Grundeinheit, das Pixel, lässt sich zwar nicht ersetzen, dennoch erlauben kontextorientierte oder objektorientierte Verfahren, die Nachbarschaften und Umgebungsparameter einzubeziehen. Vor allem bei immer höher auflösenden Fernerkundungsdaten (Flugzeugscanner, „1-m-Satelliten“ etc.) werden zunehmend nachbarschafts- oder objektbezogene Verfahren benötigt. Durch diese Anforderungen werden die durch HAEFNER (1999) formulierten Perspektiven der Fernerkundung als Instrument der Landschaftsökologie unterstrichen:

- ⇒ Kontinuierliche Datenerfassung durch „etablierte“ Erdbeobachtungssatelliten ergänzt durch neue experimentelle Sensorsysteme, die Umfang und Genauigkeit der gewonnen Informationen erweitern (hardware Aspekt)
- ⇒ Entwicklung neuer aufgabenspezifischer Algorithmen sowie Umsetzung experimentell erprobter Methoden in einfache, sichere, in der Praxis gut einsetzbare Verfahren (software Aspekt)

Ein diesbezüglich vielversprechender, innovativer Ansatz, der die Bilddaten in mehreren „Auflösungen“ (mittleren Objektgrößen) segmentiert und Beziehungen zwischen den Objekten und den Ebenen aufbaut, wird von BLASCHKE (2001) vorgestellt. Durch neue Methoden, die über multihierarchische Bildsegmentierung und wissensbasierte Klassifikationsverfahren menschliche Perzeptionsvorgänge nachahmen, sind ähnliche Ergebnisse wie in der traditionellen Luftbildinterpretation zu erzielen. Zahlreiche Anwendungen dürfte dieses multi-hierarchische Konzept in der Ökologie finden. Eine Landschaftsanalyse muss auch berücksichtigen, dass Organismen ihre Umgebung art- oder gar individenspezifisch wahrnehmen. Für den Schutz von

Arten und Lebensgemeinschaften ist es daher wichtig, Landschaft nicht anthropozentrisch, sondern organismusspezifisch zu begreifen.

Zur Analyse der raum-zeitlichen Dynamik der Landschaftsstruktur bietet sich auch die Integration sogenannter Landschaftsstrukturmaße an, die u.a. auf der Basis von Fernerkundungsdaten ermittelt werden können. Damit ergibt sich eine weitere Anwendungsmöglichkeit der Klassifikationsergebnisse. Basierend auf dem „patch-corridor-matrix“ Konzept der nordamerikanischen Landschaftsökologie (FORMAN 1995, WIENS 1997) wurde eine Vielzahl von Indikatoren entwickelt, um Zustand und Veränderungen der Landschaft zu quantifizieren (McGARIGAL & MARKS 1994). Grundsätzlich wird dabei zwischen geometrie-basierten Ansätzen und Flächenstatistiken unterschieden. Auf der Grundlage von Korrelationen und Faktorenanalysen wird versucht, ein Set von Landschaftsstrukturmaßen zu entwickeln, dass für das Landnutzungsmonitoring geeignet ist (HERZOG et. al 2001, LAUSCH & THULKE 2001).

Daneben hinaus gibt es Ansätze, durch Integration „sekundärer“ (Zusatz-)Informationen wie z.B. zum Boden oder zum Relief die Klassifikationsgenauigkeit signifikant zu verbessern. Erste Ansätze dazu, die Korrelationsanalysen zwischen Bodenparametern und den Grauwerten von Satellitenszenen basieren, werden beispielsweise bei MÖLLER (2000) vorgestellt. Der Vorteil dieses Ansatzes besteht in der schlagübergreifenden Anwendbarkeit unabhängig von Vegetationsbedeckung und Substratheterogenität. Diese Erfahrungen fließen ein in eine Projekt zum Monitoring der Landnutzung und der landwirtschaftlichen Bodennutzung mittels Satellitenfernerkundung in Kombination mit Geographischen Informationssystemen für ein Flussgebiet mittlerer Größenordnung. Dabei wird insbesondere eine Unterscheidung der Flächennutzungsarten Acker- und Grünland sowie eine Differenzierung innerhalb der Flächennutzungsart Ackerland hinsichtlich Fruchtarten, Phänologie und Bedeckungsgrad angestrebt. Die Klassifikationsergebnisse sollen als Input-Daten für mesoskalige Modellierungen zum Wasser- und Stoffhaushalt dienen und dabei folgenden Ansprüchen genügen:

- ⇒ Nachvollziehbarkeit
- ⇒ Zielmaßstabsbezogene räumliche und inhaltliche Auflösung
- ⇒ Fähigkeit zur Veränderungsanalyse und Ableitung von Aussagen zum Prozessgeschehen in der Landschaft

Dabei wird der Ansatz verfolgt, digitale Fernerkundungs-, Boden-, Klima-, Relief- und Landnutzungsdaten über die Schritte Maskierung, Objektbildung und Attributierung zu Flächendatensätzen zu vereinigen. Die Anwendung von Auswertelgorithmen auf

Flächendatensätze führt zu Aussagen hinsichtlich der landwirtschaftlichen Bodennutzung und schließlich zum Prozessgeschehen in der Landschaft.

Ähnliche Ansätze werden auch auf dem Gebiet der Hydrologie verfolgt (HOCHSCHILD 2000): Hydrologische Fernerkundung bedeutet hochauflösende Kartierung hydrologischer Größen wie Niederschlag, Bodenfeuchtigkeit, Interzeption, Schneedeckenverteilung oder Wasserqualität aus Fernerkundungsdaten. Diese aktuellen und flächendeckenden Datensätze bilden die Grundlage für verschiedene Niederschlags-Abflussmodelle. Landnutzungsdaten sind wegen der unterschiedlichen Abflusskoeffizienten der verschiedenen Oberflächenformen für die hydrologische Modellierung unerlässlich. Aus der spektralen Reflexion optischer Satellitendaten (Landsat TM, SPOT, IRS-1C), der Rückstreuung von aktiven Mikrowellensystemen (Bodenfeuchtigkeit) und der Kohärenz zwischen zwei interferometrischen Aufnahmen (Höhenveränderung durch Vegetationszuwachs oder Bodenbewirtschaftung) können Teile des Wasserkreislaufs in ihren hochgradig variablen Verteilungsmustern aufgenommen werden.

Abschließend sei darauf hingewiesen, dass es nicht reicht, die in der Landschaft ablaufenden komplexen Prozesse und Veränderungen immer besser zu verstehen, zu erfassen und vorherzusagen, sondern dass wir die sich daraus ergebenden Konsequenzen auch wahrnehmen, die entsprechenden Entscheidungen treffen und die notwendigen Maßnahmen für sinnvolle, langfristige und nachhaltige Lösungen umsetzen. In diesem Sinne kommt der Fernerkundung als Teil der Geographischen Informationswissenschaft eine wesentliche Aufgabe von der ersten Informationserhebung bis zur Lösungsstrategie, Beschlussfassung und Handlungslösung zu (HAEFNER 1999).

TEILPROJEKTE MIT GRUNDLAGENCHARAKTER

13 Entscheidung über Landnutzungsänderungen – ein kombiniertes Verfahren für Politik- und Planungsberatung

B. Klauer, B. Meyer, H. Horsch, F. Messner, R. Grabaum

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Ökonomie, Soziologie und Recht, Sektion Angewandte
Landschaftsökologie, OLANIS, Leipzig

Abstract

Decision support for land use changes – a combination of methods for policy advising and planning
In recent years, two different decision-support systems for land use changes have been developed at the UFZ Centre for Environmental Research Leipzig–Halle. One of them is rooted in the planning sciences and designed to optimize the area-specific realization of skeleton planning regulations with respect to various criteria. By contrast, the other method is intended to simplify selection between conflicting political action alternatives which can be regarded as general aims for land usage by weighing up the consequences of alternatives with regard to various criteria and presenting them in a clear, transparent manner. This article shows how both decision support systems may be combined in an integrative manner. The novel aspect of combining the two methods is the link-up between considering the political action level and the area-specific formulation of measures. This approach is especially useful if, when assessing alternative political measures, their effects on the area-specific formulation of land uses is especially crucial. Several potential fields of application for the combined method are presented.

Zusammenfassung:

Am Umweltforschungszentrum wurden in den vergangenen Jahren zwei unterschiedliche Verfahren zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen bei Landnutzungsänderungen entwickelt. Das eine Verfahren steht in der Tradition der Planungswissenschaften und ist dazu geeignet, die flächenkonkrete Ausgestaltung von planerischen Rahmenvorgaben im Hinblick auf mehrere Kriterien zu optimieren. Das andere, hier vorgestellte Verfahren, eine multikriterielle Analyse mit ökonomischer Provenienz, ist hingegen dafür konzipiert, die Auswahl zwischen konfligierenden politischen Handlungsalternativen, die als Vorgaben für Landnutzungen aufgefasst werden können, zu erleichtern, indem die Konsequenzen der Alternativen im Hinblick auf verschiedene Kriterien gegeneinander abgewogen und übersichtlich dargestellt werden. In dem vorliegenden Beitrag wird gezeigt, wie beide Verfahren integrativ miteinander kombiniert werden können. Das Neue der Kombination besteht in der Verknüpfung von der Betrachtung der politischen Handlungsebene und der flächenkonkreten Ausgestaltung von Maßnahmen. Das kombinierte Verfahren ist vor allem dann sinnvoll, wenn zur Beurteilung von alternativen politischen Maßnahmen deren Auswirkungen auf eine flächenkonkrete Ausgestaltung der Landnutzungen besonders entscheidungsrelevant sind. Es wird eine Reihe potentieller Anwendungsgebiete des kombinierten Verfahrens vorgestellt.

13.1 Einleitung

Die Kulturlandschaft ist das Resultat der Nutzung der natürlichen Umwelt durch den Menschen. Nach LESER et al. (1984) „entsteht die Kulturlandschaft durch die dauerhafte Beeinflussung, insbesondere auch die wirtschaftliche und siedlungsmäßige Nutzung, der ursprünglichen Naturlandschaft durch menschliche Gruppen und Gesellschaften im Rahmen der Ausübung ihrer Grunddaseinsfunktionen“. Geofaktoren wie Klima, Boden und Topographie werden vom Menschen indirekt und scheinbar nur langfristig (z.B. durch Klimawandel oder durch Bodenerosion) beeinflusst. Durch seine Landnutzungen gestaltet der Mensch jedoch die Landschaft in aktiver Weise und in kurzen Zeiträumen. Solche Nutzungen sollten deshalb verantwortungsbewusst geplant werden. Dazu gehört insbesondere, dass die Verantwortlichen die verschiedenen Auswirkungen der Landnutzungen antizipieren und unter den verschiedenen möglichen Nutzungen diejenigen auswählen, die hinsichtlich ihrer Auswirkungen am günstigsten erscheinen. Der vorliegende Beitrag befasst sich mit Verfahren, die solche Entscheidungen über Landnutzungsänderungen unterstützen.

Eine Landnutzungsänderung hat in der Regel unterschiedliche, zum Teil sogar gegenläufige Auswirkungen auf die Landschaftsfunktionen. Beispielsweise wirkt sich die Anlage eines Feldgehölzes auf die Wassererosion, die Winderosion und die Abflussregulation oder die Erholungseignung einer Landschaft aus. Auf Grund veränderter Lebensräume wird sich möglicherweise die biologische Diversität erhöhen. Unter Umständen werden auch wirtschaftliche Funktionen der Landschaft beeinflusst: Wenn beispielsweise eine Parzelle aus der Intensivnutzung genommen wird, d.h. brachfällt, als Extensivweide oder für die Anpflanzung von Wald genutzt wird, so wird die Produktionsfunktion beeinträchtigt. Es sind also bei der Beurteilung einer Landnutzungsänderung viele Kriterien zu berücksichtigen und gegeneinander abzuwägen.

Am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle wurden in den vergangenen Jahren zwei unterschiedliche Verfahren zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen bei Landnutzungsänderungen entwickelt. Diese Verfahren sind auf unterschiedlichen Ebenen der Entscheidungsfindung und -umsetzung einzuordnen. Zum einen wurde das „Verfahren zur polyfunktionalen Bewertung und Multicriteria Optimization zur Generierung vielfältiger Landnutzungsoptionen (LNOPT)“ entwickelt, welches flächenkonkret angewendet werden kann (GRABAUM 1996, MEYER 1997, MEYER & GRABAUM 1998, GRABAUM & MEYER 1997, GRABAUM & MEYER 1998, GRABAUM et al. 1999, MÜHLE et al. 1999, MEYER et al. vgl. Kap.2). Unter einem flächenkonkreten Ansatz wird ein Bezug auf homogene Areale der Flächennutzung bzw. auf „Kleinste Gemeinsame Geometrien“ verstanden. Im Untersuchungsgebiet „Querfurter Platte“ hatten diese Areale eine Größenordnung von mindestens 1 a. Mit Hilfe dieses Verfahrens

wird eine Reihe sogenannter „optimaler Landnutzungsmuster“ als Basis für Landnutzungsänderungen entworfen, die auf der Grundlage der Bewertung von Landschaftsfunktionen und Landschaftselementen beruhen. Die Ergebnisse können zwischen den verschiedenen Nutzungsinteressenten diskutiert werden, bis ein Kompromiss zwischen unterschiedlichen Zielen angenommen wird. Sie werden in Kap. 2 dieses Bandes vorgestellt. Zum anderen handelt es sich um das integrative ökologisch-sozioökonomische Verfahren „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet“ (KLAUER et al. 2001, HORSCH et al. 2001, KLAUER et al. 1999, HORSCH & RING 1999, DRECHSLER 1999, DRECHSLER 2001). Es hat zum Ziel, Handlungsalternativen in Konfliktsituationen (in der Fallstudie zwischen Naturressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung) zu bewerten und in eine Rangfolge zu bringen. Hiermit werden Entscheidungen über Landnutzungsänderungen auf regionaler Ebene unterstützt. Ein flächenkonkreter Ansatz wird nicht angestrebt.

Die beiden Verfahren zur Entscheidungshilfe wurden für die konkrete Problemsituation der Projekte entwickelt bzw. angepasst. Ihre Methodik lässt sich aber auf viele andere Situationen übertragen. In diesem Beitrag sollen die Spezifika der beiden Verfahren charakterisiert werden, und es sollen die Determinanten für eine sinnvolle Übertragung der Verfahren auf andere Problembereiche untersucht werden. Besonders interessant ist die Frage, wie sich beide Verfahren gegenseitig ergänzen könnten.

Wir werden dabei folgendermaßen vorgehen. Zunächst werden wir in Abschnitt 2 die beiden Verfahren charakterisieren und ihre bisherigen Anwendungen kurz beschreiben. Weil in Kap. 2 dieses Buches das Verfahren zur polyfunktionalen Optimierung von Landnutzungsoptionen vorgestellt wird, können wir uns hier im Wesentlichen auf das integrierte Verfahren zur Bewertung von konfligierenden Landnutzungen konzentrieren. Im dritten Abschnitt zeigen wir, wie und unter welchen Umständen sich die beiden Verfahren ergänzen könnten, und schließlich diskutieren wir das Anwendungspotenzial eines kombinierten Verfahrens.

13.2 Zwei Verfahren mit einem integrativen Konzept

Im Folgenden umreißen wir die Struktur und die wesentlichen Charakteristika der beiden am UFZ entwickelten Verfahren, die in diesem Beitrag miteinander verglichen werden. Der Einfachheit halber benennen wir die Verfahren nach den Untersuchungsgebieten, für deren Probleme sie entwickelt wurden, Querfurter (LNOPT) und Torgauer Verfahren.

13.2.1 Das Querfurter Verfahren – ein Konzept zur Landschaftsbewertung und -optimierung

Das Verfahren zur polyfunktionalen Landschaftsbewertung und -optimierung wurde mit der Zielrichtung entwickelt, Landnutzungsänderungen in Form „optimaler Landnutzungsmuster“ vorzuschlagen: Die unterschiedlichen Nutzungen der Landschaft werden im Rahmen von politischen und akteursbezogenen Vorgaben zu optimalen Kompromissen der Landschaftsentwicklung integriert. Bewertet werden die Landnutzungen mit Hilfe von Landschaftsfunktionen. Im Anwendungsbeispiel wurde auf Basis der optimalen Landnutzungsmuster ein anwendungsreifer landschaftsplanerischer Entwurf für die Neustrukturierung einer ausgeräumten Landschaft begründet, der den Anteil der Naturschutzflächen in der Agrarlandschaft deutlich erhöht (vgl. Kap. 2).

13.2.2 Das Torgauer Verfahren – ein Konzept zur Bewertung von Handlungsalternativen in Konfliktsituationen

Das integrierte Bewertungsverfahren, das im Rahmen des Verbundprojektes „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet“ entwickelt wurde, hat zum Ziel, bei Landnutzungskonflikten die Entscheidungsträger bei der Auswahl einer geeigneten Handlung aus einer Reihe von Handlungsalternativen zu unterstützen. Im Untersuchungsraum des Projektes, des im Nordosten Sachsens gelegenen Torgauer Raumes, besteht ein starker Konflikt zwischen Naturressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung. Im Torgauer Raum, durch den die Elbe fließt, wird Trinkwasser für die Fernwasserversorgung Elbe-Ostharz GmbH gefördert. Das Unternehmen kann mit täglich ca. 600.000 m³ Trinkwasser nahezu 3,5 Mio. Einwohner vor allem der Länder Sachsen und Sachsen-Anhalt versorgen. Die Wasserwerke der Fernwasserversorgung im Torgauer Raum haben eine Kapazität, um 40 % dieser potentiell möglichen Fördermenge abzudecken. Zum Schutz des Grundwassers waren zu Projektbeginn 33 % des ca. 700 km² umfassenden Untersuchungsgebietes als Trinkwasserschutzgebiete ausgewiesen. Darüber hinaus hatten (allerdings teilweise mit den Trinkwasserschutzgebieten überlappend) 52 % der Fläche den Status von Landschaftsschutzgebieten. In den Schutzgebieten sind vor allem Landwirtschaft, Gewerbe und Kiesabbau an gewisse Auflagen gebunden. Vor dem Hintergrund einer seit der Wiedervereinigung dramatisch gesunkenen Trinkwassernachfrage entbrannte in der Region eine Kontroverse um eine Reduktion der Trinkwasserschutzgebiete. Es wurde argumentiert, dass durch den Wegfall der Auflagen in den betreffenden Gebieten die Ausgangslage für eine positive wirtschaftliche Entwicklung verbessert wird.

Eine weitere Kontroverse entstand um die Frage, ob im Untersuchungsgebiet weitere Kiesabbauflächen aufgeschlossen werden sollten. Die hohe Kiesnachfrage in den ersten Jahren nach

der Wiedervereinigung einerseits und die qualitativ hochwertigen und mächtigen Kiesvorkommen in der Torgauer Elbaue andererseits führten zu einer großen Anzahl von Anträgen zur Genehmigung neuer Kiesabbaustätten. Eine Ausweitung des Kiesabbaus reduziert im Untersuchungsgebiet auf Dauer die landwirtschaftlich nutzbaren Flächen, vermindert die Grundwasserneubildung, begünstigt Schadstoffeinträge ins Grundwasser im Fall von Nassabgrabungen und führt aufgrund des erhöhten Transportaufkommens (ausschließlich mit LKW) zu erheblich gesteigerten Schadstoffemissionen und Lärmbelästigungen.

Das integrierte Bewertungsverfahren wurde dazu konzipiert, die Entscheidung zwischen verschiedenen Optionen bei den Fragen der Reduktion der Trinkwasserschutzgebiete und des Aufschlusses neuer Kiesabbauflächen zu unterstützen. Das Verfahren geht dabei in vier Schritten vor (vgl. Abb. 13.1):

- ⇒ 1.Schritt: Szenarienableitung
- ⇒ 2.Schritt: Auswahl von problemspezifischen Bewertungskriterien
- ⇒ 3.Schritt: Abschätzung und kriterienbezogene Bewertung der Szenarieneffekte
- ⇒ 4.Schritt: Multikriterielle Analyse

1. Schritt: Szenarienableitung

Zu Beginn werden die vorherrschenden Landnutzungskonflikte im Untersuchungsgebiet analysiert. In einem partizipativen Prozess werden in einer anfänglichen Zusammenkunft mit Behörden und Interessenvertretern der Region die Situation diskutiert und Lösungsstrategien erörtert. Es werden die Handlungsfelder benannt und diskutiert, die auf der regionalen Ebene zur Verfügung stehen, um den Konflikt zu lösen, und es werden relevante Handlungsoptionen in diesen Handlungsfeldern herausgearbeitet. Im Torgauer Projekt gab es zwei Handlungsfelder. Im Handlungsfeld „Trinkwasserschutz“ standen die Reduzierung bzw. Nicht-Reduzierung eines Trinkwasserschutzgebietes (und zwar der Zonen 3b/ost- und westelbig sowie 3a/ostelbig im Trinkwasserschutzgebiet Mockritz) und im Handlungsfeld „Kiesabbau“ die Handlungsoptionen Aufschluss bzw. Nicht-Aufschluss weiterer Kiesabbaustätten zur Auswahl. Aus der Kombination von jeweils zwei Handlungsoptionen in den beiden Handlungsfeldern ergeben sich vier Handlungsalternativen, die zur Problemlösung möglich sind. Die erste Ableitung davon wurde später in Einzelgesprächen mit den Behörden und Interessenvertretern präzisiert.

Angesichts der Tatsache, dass eine Entscheidung zwar über die Handlungsalternativen zu treffen ist, aber jede Alternative sich unter anderen zukünftigen Rahmenbedingungen unterschiedlich günstig darstellen kann, ist es erforderlich, mehrere unterschiedliche Entwicklungsrahmen zu definieren, um so die Unsicherheit über die zukünftigen Rahmenbedingungen in die Analyse einzubeziehen.

Ein Entwicklungsrahmen umfasst konkrete zukünftige Rahmenbedingungen und Entwicklungstrends in sozioökonomischen und ökologischen Systemen, die von den Entscheidungsträgern nicht (direkt) beeinflusst werden können und somit als „von außen“ angenommen werden. Aus der Kombination von Handlungsalternativen und Entwicklungsrahmen entstehen schließlich die Szenarien. Die Definition des Begriffes Szenario entspricht der entscheidungstheoretischen Literatur (VEENEKLAAS & VAN DEN BERG 1995: 11), unterscheidet sich jedoch von der verwendeten Definition im Querfurter Verfahren. Die dortigen Szenarien würden in der Nomenklatur des Torgauer Verfahrens als Parameter der Entwicklungsrahmen bezeichnet. Da im Torgauer Projekt drei Entwicklungsrahmen unterschieden wurden, ergaben sich zwölf Szenarien (MESSNER et al. 2001a).

2. Schritt: Auswahl von problemspezifischen Bewertungskriterien

Auf Grundlage des Leitbildes der Nachhaltigkeit werden in einer interdisziplinären Arbeitsgruppe unter Einbeziehung der Interessenvertreter problemspezifische ökonomische, ökologische und soziale Bewertungskriterien bestimmt, mit deren Hilfe die zu erwartenden realen Effekte der verschiedenen Szenarien möglichst weitgehend quantitativ erfasst werden können. Die Auswahl der Kriterien richtet sich dabei

- ⇒ nach der für die Ziele des Entscheidungsprozesses angemessenen Erfassung der ökonomischen, sozialen und ökologischen Wirkungen der Szenarien und
- ⇒ nach der Verfügbarkeit von Modellen und Methoden zur Abschätzung der Szenarioeffekte.

Im Torgauer Projekt wurden sechs ökonomische, soziale und ökologische Kriterien ausgewählt (vgl. MESSNER et al. 2001b).

- ⇒ *ökonomische Kriterien*: 1. Nettonutzen, 2. Bruttowertschöpfung im Torgauer Raum
- ⇒ *soziales Kriterium*: 3. Beschäftigung im Torgauer Raum
- ⇒ *ökologische Kriterien*: 4. Nitratkonzentration im Sickerwasser, 5. naturschutzfachliche Bewertung der Wirkungen des Kiesabbaus und der entstehenden Kiesecken sowie 6. das Verhältnis Grundwasserneubildung zu -entnahme

Werden die Kriterien in den Spalten und die Szenarien in den Zeilen einer Matrix abgetragen, so ergibt sich eine Multi-Kriterien-Matrix (vgl. Abb. 13.1). Beispielsweise gibt der Eintrag in der zweiten Zeile und Spalte A an, wie das zweite Szenario hinsichtlich des Kriteriums A eingeschätzt wurde. Die Multi-Kriterien-Matrix bildet die Basis für die multikriterielle Analyse in Schritt 4. Die Einträge in die Multi-Kriterien-Matrix sind das Ergebnis der ökonomischen und ökologischen Modellierungen und Abschätzungen der Szenarioeffekte in Schritt 3.

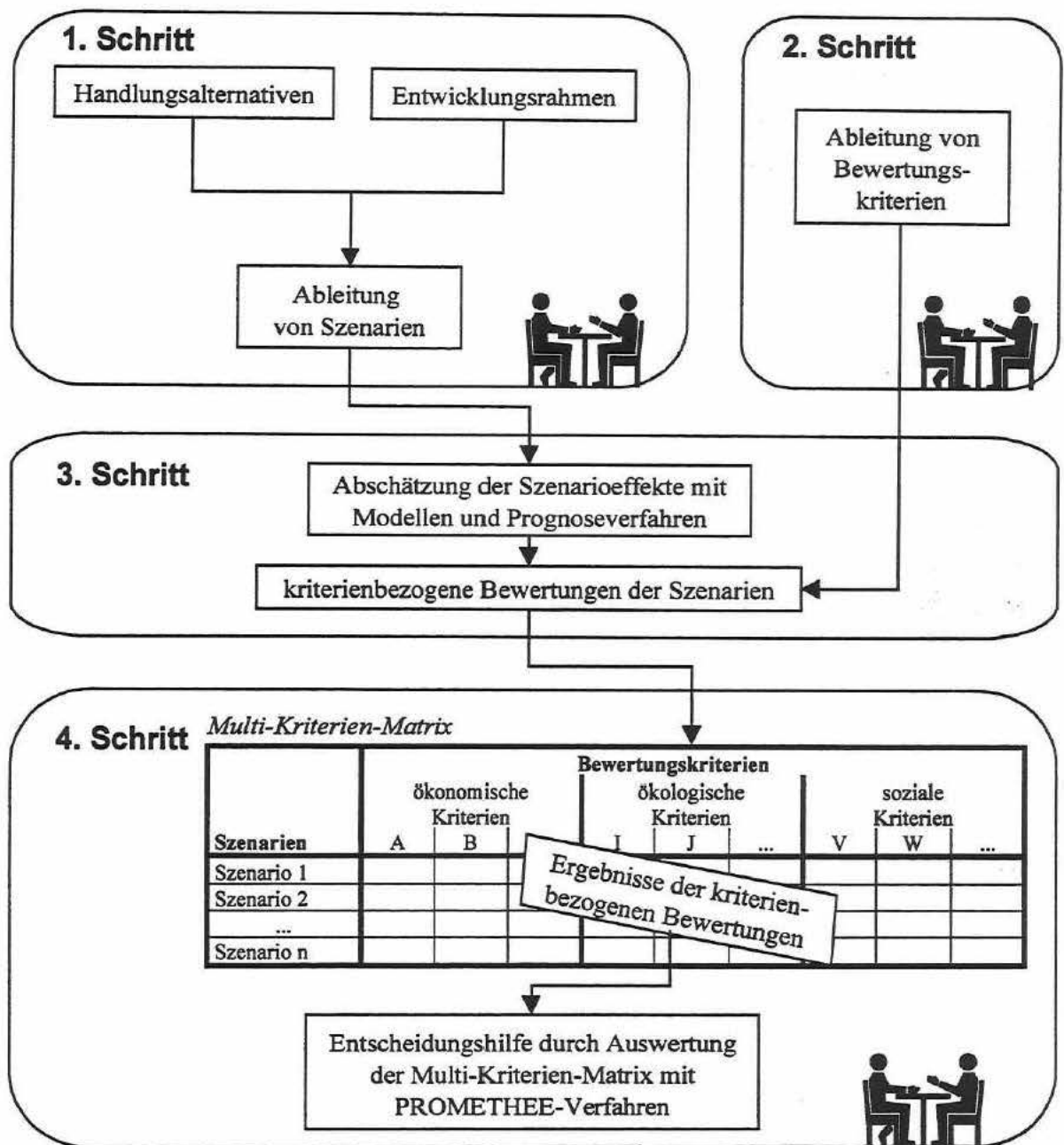


Abb. 13.1)

Die Struktur des integrierten Verfahrens zur Bewertung von Konfliktsituationen (Torgauer Verfahren)

3. Schritt: Abschätzung und kriterienbezogenen Bewertung der Szenarioeffekte

Der dritte Schritt des Torgauer Verfahrens gliedert sich noch einmal in zwei Teile:

1. *Abschätzung der Szenarioeffekte*: Mit Hilfe von Modellen oder anderen Methoden werden die Auswirkungen der Szenarien abgeschätzt.
2. *Kriterienbezogene Bewertung*: Die Szenarioeffekte werden hinsichtlich der sechs Kriterien, die in Schritt 2 festgelegt wurden, bewertet.

Im Torgauer Projekt standen sektorale Wirkungsanalysen und ein dynamisches Input-Output-Modell, das die Verflechtungen zwischen den verschiedenen Wirtschaftssektoren abzubilden vermag, im Mittelpunkt der ökonomischen Analyse der Szenarioeffekte. Mit dem Input-Output-Modell können die direkten und indirekten Effekte von Landnutzungsänderungen auf Wirtschaft und Gesellschaft (Bruttowertschöpfung, Zahl der Beschäftigten) abgeschätzt werden (KLAUER 2001). Gespeist wurde das Input-Output-Modell mit den Ergebnissen von ökonomischen Sektorstudien, in denen die Entwicklung einzelner Wirtschaftssektoren unter den Bedingungen der Szenarien erarbeitet wurde.

Aus ökologischer Sicht werden im Projekt insbesondere die Wirkungen auf den Wasserhaushalt und die Belastung des Grundwassers mit Nitrat als wichtige Indikatoren angesehen. Die entsprechenden hydrologischen Effekte wurden durch ein hydrologisch-ökologisches Abflussbildungsmodell (ABIMO) simuliert, mit dem Daten zur Grundwasserneubildung modelliert wurden (VOLK et al. 2001). Darauf aufbauend und unter Einbeziehung von flächenbezogenen Nährstoffbilanzen wurde der Stickstoffaustrag abgeschätzt (FRANKO et al. 2001).

Mit der monokriteriellen Bewertung werden die verschiedenen Szenarioeffekte hinsichtlich eines Kriteriums bewertet. Am aufwendigsten ist die Bewertung hinsichtlich des Kriteriums „Nettonutzen“ mit der Nutzen-Kosten-Analyse. Der Nettonutzen ist die Differenz aus den Nutzen und den Kosten einer Handlungsalternative (im Vergleich zu einer Basisalternative). Bei der Nutzen-Kosten-Analyse werden die Szenarioeffekte monetarisiert, das heisst, sie werden in Geldeinheiten gemessen. Die Nutzen-Kosten-Analyse ist das Standardverfahren der Entscheidungshilfe in der Volkswirtschaftslehre. Wegen verschiedener methodischer Schwächen (vgl. HANLEY & SPASH 1993, KLAUER 1999; MESSNER 2000; GEYLER & MESSNER 2001; MESSNER et al. 2001) insbesondere bei der Monetarisierung und der Berücksichtigung von Langzeiteffekten wurde im Torgauer Projekt eine multikriterielle Analyse verwendet (siehe Schritt 4).

Die Bewertung hinsichtlich der anderen Kriterien scheint auf den ersten Blick weniger aufwendig zu sein. Beispielsweise liefert die Input-Output-Analyse direkt die Werte für das ökonomische Kriterium „Bruttowertschöpfung“ und für das soziale Kriterium „Beschäftigung“. Die eigentliche

Bewertung hinsichtlich dieser beiden Kriterien findet jedoch implizit bereits bei der Auswahl der Kriterien und bei der Modellierung statt.

Bei allen Modellierungs- und Prognoseverfahren wurden umfangreiche Sensitivitätsanalysen durchgeführt, so dass als Eingangsgröße der multikriteriellen Bewertung im vierten Schritt für jedes Szenario nicht nur die wahrscheinlichsten Werte der Kriterien, sondern auch Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Kriterienwerte zur Verfügung standen.

4. Schritt: Multikriterielle Analyse

Nachdem die Multikriterienmatrix (mit wahrscheinlichsten Kriterienwerten bzw. der Wahrscheinlichkeitsverteilungen) ausgefüllt ist, gehen die entsprechenden Daten in eine multikriterielle Entscheidungsanalyse (MKA) nach dem Outrankingverfahren PROMETHEE ein (BRANS & VINCKE 1985). Das im Torgauer Projekt verwendete und weiterentwickelte Verfahren ermöglicht es, die Wahrscheinlichkeitsverteilung der modellierten Datenwerte explizit zu berücksichtigen (vgl. DRECHSLER 2001). Im PROMETHEE-Verfahren werden für jeden Entwicklungsrahmen getrennt die Alternativen in Bezug auf jedes Kriterium paarweise miteinander verglichen und Dominanzen bzw. Gleichwertigkeiten festgestellt. Am Ende der Analyse werden die Einzelergebnisse der Kriterien in zwei Stufen aggregiert: Zunächst wird in jedem Kriterium für jede Alternative die Zahl der Dominanzen über andere Alternativen und die Zahl der Unterlegenheiten berechnet. Diese Zahlen werden dann addiert, wobei gegebenenfalls den Kriterien unterschiedliche Gewichte zugeordnet werden. Aus den gewichteten Summen ergibt sich die Rangfolge der Alternativen.

Die Gewichte spiegeln Werturteile über die Bedeutung der Kriterien wider, und sie beeinflussen offensichtlich die resultierende Rangfolge. Die Wahl der Gewichte stellt also eine wichtige Vorentscheidung dar, die zusammen mit den Entscheidungsträgern gefällt werden sollte. Da aber die Festlegung der Gewichte eine abstrakte, für die Entscheidungsträger schwierige Wahl darstellt, werden im Torgauer Verfahren verschiedene Vorgehensweisen diskutiert. Eine Möglichkeit besteht darin, den Einfluss zufällig ausgewählter Gewichte zu analysieren: Mit Hilfe einer eigens entwickelten Software können für tausend - nach einem Zufallsverfahren ermittelte - Gewichtungen gleichzeitig Ergebnisse berechnet werden. Auf Basis dieser Berechnungen kann eine Aussage darüber getroffen werden, wie oft ein Szenario welchen Platz in der Rangfolge der Ergebnisse eingenommen hat. Auf diese Weise erhält man erste tendenzielle Ergebnisse: Wenn z.B. eine Handlungsalternative nie auf die ersten Ränge gelangt, erscheint es vernünftig, sich bei der weiteren Entscheidungsfindung auf die anderen Alternativen zu konzentrieren. Es ist hingegen auch möglich, die Interessenvertreter und Entscheidungsträger – in einer Zusammenkunft oder in

Einzelgesprächen – mit den Ergebnissen der Multi-Kriterien-Matrix zu konfrontieren und sie eine Kriteriengewichtung bestimmen zu lassen. Unabhängig davon, welche Verfahrensweise hinsichtlich der Gewichtung und der Einbeziehung der Stakeholder gewählt wird, können die Ergebnisse letztlich der Entscheidungsinstanz für eine Endentscheidung überlassen werden oder aber es kann ein Runder Tisch mit Vertretern aller Interessengruppen begründet werden, um eine Kompromisslösung auszuhandeln. Diese Form der multikriteriellen Analyse wird als multikriterielle Entscheidungsunterstützung bezeichnet, da sie kein eindeutiges Ergebnis hervorbringt, sondern lediglich die Entscheidungsfindung wissenschaftlich begleitet.

Eine genaue Beschreibung des Torgauer Verfahrens sowie eine ausführliche Diskussion der Ergebnisse der multikriteriellen Analyse findet man in HORSCH et al. (2001). Die Skizzierung der Vorgehensweise im Querfurter und im Torgauer Verfahren genügt jedoch, um beide methodisch miteinander vergleichen zu können.

13.3 Die Kombination des Querfurter und Torgauer Verfahrens

Das Querfurter und das Torgauer Verfahren unterscheiden sich in vielerlei Hinsicht. Das ist nicht verwunderlich, denn beide Verfahren wurden für unterschiedliche Problemstellungen entwickelt und die Entwickler haben einen unterschiedlichen disziplinären Hintergrund. Ein Vergleich der Unterschiede, aber auch der Gemeinsamkeiten, kann jedoch sehr fruchtbar sein, weil die Autoren Möglichkeiten zur gegenseitigen Ergänzung sehen.

Beide Verfahren haben Entscheidungen über Landnutzungsänderungen zum Gegenstand. Allerdings haben die Landnutzungsänderungen, über die mit dem Querfurter und dem Torgauer Verfahren entschieden werden soll, eine andere Qualität: Das Ergebnis für die Querfurter Platte ist ein Landschaftsplan, in dem für jedes Areal eine Belegung mit einem bestimmten Landschaftselement festgelegt wird. Der Plan beschreibt eine Landnutzung, die einerseits bestimmten Rahmenzielvorgaben genügen und andererseits innerhalb dieser Vorgaben die Landschaftsfunktionen optimal erfüllen muss. Dabei wird eine sehr große Zahl an Varianten von Landnutzungen miteinander verglichen. Im Gegensatz hierzu werden in Torgau nicht mikroskalige, sondern meso- und makroskalige Landnutzungsänderungen miteinander verglichen. Genauer gesagt werden politische Handlungsalternativen, die veränderte Landnutzungen nach sich ziehen, beurteilt. In der Studie zum Torgauer Raum bestand die eine Handlungsoption in der Reduktion beziehungsweise Nichtreduktion von Trinkwasserschutzgebieten und die andere Option im Aufschluss bzw. Nicht-Aufschluss zusätzlicher Kiesabbauflächen. Die Handlungsalternativen bestanden also in Rahmenvorgaben für die genaue Ausgestaltung von Landnutzungen. Die flächenkonkrete Ausgestaltung selbst war nicht Gegenstand des Entscheidungsverfahrens, sondern

blieb den Eigentümern überlassen. Statt einer Vielzahl von detaillierten Landnutzungsänderungen wurden nur wenige, nämlich vier alternative Rahmenvorgaben zur Ausgestaltung von Landnutzungen verglichen. In Tab. 13.1 werden die Unterschiede und Gemeinsamkeiten der beiden Verfahren nach Merkmalen geordnet einander gegenübergestellt.

Tab. 13.1)

Unterschiede und Gemeinsamkeiten des Querfurter und des Torgauer Verfahrens zur Entscheidungsunterstützung bei Landnutzungsänderungen

Unterscheidungsmerkmal	Querfurter Verfahren	Torgauer Verfahren
Ziel des Verfahrens	Optimale Kompromisse zur Berechnung „optimaler Landnutzungsmuster“	Bewertung von Handlungsalternativen für Landnutzungsänderungen
Raumbezug	Flächenkonkret für alle Skalen	Regional und überregional (Meso- und Makroskala)
Gegenstand des Vergleiches	Es kann eine sehr große Anzahl alternativer, flächenkonkreter Landnutzungsmuster miteinander verglichen und optimiert werden	Es kann nur eine geringe Anzahl von alternativen Handlungen miteinander verglichen werden
Methodische Grundlagen und Subjekte der Bewertung	Landschaftliches Leitbild der Planung, Experten, Interessenvertreter, nur Entscheidungshilfe	Leitbild der Nachhaltigkeit, Methodologischer Individualismus, Vorentscheidungen durch Experten unter Einbeziehung der Entscheidungsträger und Interessenvertreter, nur Entscheidungshilfe
Bewertungskriterien	Mehrdimensional mit ökologischem Fokus	Mehrdimensional unter Einbeziehung sozioökonomischer Bewertungskriterien
Abschätzung der Szenarioeffekte	Fachwissenschaftlich begründete Schätzverfahren für jede Funktion	Verschiedene Modelle und Schätzmethoden (z.B. Input-Output-Analyse, Bodenmodell)
Zeitbezug	Langzeitbetrachtungen	Langzeitbetrachtungen unter Berücksichtigung von Zeitpräferenzen
Berücksichtigung von Ungewissheit	Ungewissheit wird nicht berücksichtigt	Es werden für die Modelle und Schätzmethoden Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Die Ergebnisse werden in der Multikriteriellen Analyse (MKA) verarbeitet
Verfahren der Entscheidungsunterstützung	Multikriterielle Optimierung zur Entscheidungsunterstützung (entwickelt in Anlehnung an die Nutzwertanalyse)	MKA nach Outrankingverfahren PROMETHEE zur Entscheidungsunterstützung (basierend auf einem Paarvergleich)
Gewichtung	Integriert in multikriterielle Optimierung	Integriert in MKA, erweiterte Möglichkeiten der Gewichtungsanalyse
Anwendung der Ergebnisse	Politik- und Planungsberatung	Politik-, Planungs- und Konfliktberatung

Der methodologische Individualismus ist ein grundlegendes Postulat der Ökonomik. Es besagt, dass Bewertungen und Entscheidungen nicht von einem staatlichen Ganzen, einem Gemeinwesen oder einem Kollektiv, sondern ausschließlich von Individuen getroffen werden und folglich gesellschaftliche Wertschätzungen mit individuellen Wertschätzungen zu begründen sind (PETERSEN 1996: 85). Im Folgenden entwerfen wir eine Struktur, in der sich beide Verfahren

gegenseitig ergänzen können. Am Beispiel der Fallstudie in der Querfurter Platte erläutern wir eine Anwendungsmöglichkeit des kombinierten Verfahrens. Der Vergleich des Querfurter Verfahrens mit dem Torgauer Verfahren hat gezeigt, dass ersteres insbesondere dazu geeignet ist, die flächenkonkrete Umsetzung von Leitbildern der Landschaftsentwicklung optimal zu gestalten und zu bewerten. Die Rahmenbedingungen der Landschaftsentwicklung ergeben sich dabei aus dem landschaftlichen Leitbild (z.B. aus der Landschaftsrahmenplanung oder aus dem Landschaftsprogramm des Landes) und werden von Experten in Diskussionen mit den örtlichen Interessenvertretern festgelegt. Der Prozess der Entstehung dieser Rahmenbedingungen ist nicht Gegenstand, sondern Voraussetzung des Querfurter Verfahrens. Das Torgauer Verfahren hingegen ist besonders geeignet, zwischen unterschiedlichen politischen Vorgaben für die Landschaftsentwicklung abzuwägen. Es wird davon ausgegangen, dass gesellschaftliche Konflikte um Landnutzungen typischerweise auf der Ebene der Entscheidungen über politische Rahmenvorgaben ausgetragen werden. In solchen Diskussionen spielen die konkreten Flächennutzungen nur eine nachgeordnete Rolle.

Naheliegender ist eine additive Kombination der beiden Verfahren. Mit Hilfe des Torgauer Verfahrens werden zunächst die Rahmenvorgaben für Landnutzungsänderungen festgelegt und anschließend werden für die gewählte Alternative mit dem Querfurter Verfahren die optimalen flächenkonkreten Ausgestaltungen bestimmt. Dieses Vorgehen birgt allerdings den Nachteil in sich, dass bezüglich der flächenkonkreten Ausgestaltung der Landnutzungsänderungen bei der Auswahl der Rahmenvorgaben stark vereinfachende Annahmen getroffen werden. Die Landnutzungsänderungen werden zudem nicht in ihren funktionalen, landschaftlichen Auswirkungen bewertet oder planerisch analysiert.

Genau an dieser Stelle gibt es eine Schnittstelle, über die beide Verfahren integrativ statt additiv miteinander verbunden werden können. Während mit den Methoden des Torgauer Verfahrens die Entscheidung über die Wahl der durch Politik, Wirtschaft und Recht geprägten Vorgaben der Landschaftsentwicklung unterstützt werden kann, benutzt man das Querfurter Verfahren der Landschaftsoptimierung, um für jede alternative Rahmenbedingung die flächenkonkret optimale Landschaftsänderung zu ermitteln. Es besteht also die Möglichkeit, das Querfurter Verfahren der Landschaftsoptimierung quasi als Modell für die Vorhersage flächenkonkreter, topischer Landnutzungsänderungen zu verwenden, wobei gleichzeitig eine Einschätzung der Alternativen hinsichtlich der bewerteten Landschaftsfunktionen geliefert würde. Ein Top ist in der Geoökologie eine homogene Grundeinheit mit geografischer Homogenität bei den Merkmalen und damit einer homogenen Geoökodynamik (LESER et al. 1984). Mit anderen Worten: Das Querfurter Verfahren kann im Rahmen des Torgauer Verfahrens dazu verwendet werden, für jede alternative politische

Vorgabe eine optimale, flächenkonkrete Ausgestaltung (einschließlich deren funktionalen Bewertungen) zu prognostizieren. Eine solche Prognose kann gegebenenfalls durch die bisher verwendeten Schätzungen der ökologischen, ökonomischen und sozialen Effekte ergänzt werden. Die Struktur des kombinierten Verfahrens ist in Abb. 13.2 dargestellt.

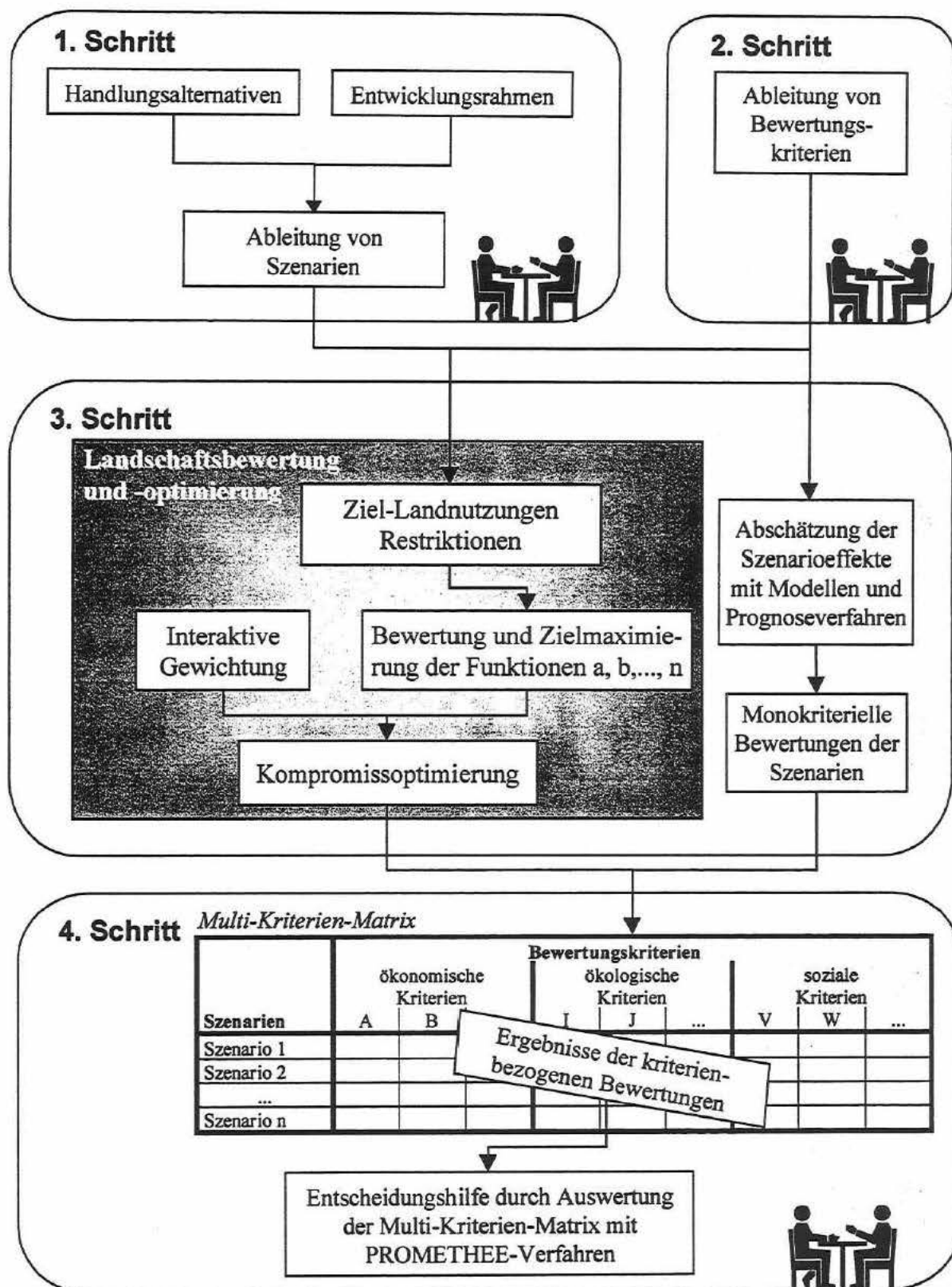


Abb. 13.2) Die Struktur des kombinierten Verfahrens

Man erkennt darin die vier Schritte des Torgauer Verfahrens als übergeordnete Struktur wieder. Das Querfurter Verfahren dient zur qualifizierten Abschätzung der Auswirkungen von Handlungsalternativen und findet sich im Schritt Modellierung und Abschätzung der Szenarioeffekte wieder.

Für die konkrete Fragestellung der Neustrukturierung der ausgeräumten Landschaft auf der Querfurter Platte wäre das kombinierte Verfahren in seiner ersten Stufe auf die wichtige Frage der Auswahl der Szenarien anwendbar: Wie viel Prozent der Landschaftsfläche sollten für den Naturschutz bereitgestellt und welche Fruchtfolgen sollten auf den Ackerflächen angebaut werden? In den bisherigen Untersuchungen wurde die Entscheidung über die Fruchtfolgen offengelassen und die Entscheidung über den Anteil der Naturschutzflächen von den Experten gemeinsam mit den betroffenen Landwirten gefällt. Dieses Vorgehen ist für die Probleme der Querfurter Platte durchaus angemessen, denn die wichtigsten Stakeholder sind in der Tat die dortigen Landwirte. Es gibt keine virulenten gesellschaftlichen Konflikte um die Flächennutzungen in der Querfurter Platte. Die Notwendigkeit eines verstärkten Landschaftsschutzes vor allem in Hinblick auf einen langfristigen Erhalt der Bodenfruchtbarkeit, der auch nicht mit dem ökonomischen Ziel konfligiert, ist den Landwirten bewusst.

Die Situation ist anders, wenn es z.B. um das Problem der Festlegung von Gewerbe- oder Industrieflächen oder von größeren Räumen für den Naturschutz auf bisher landwirtschaftlich genutzten Flächen in einem Regionalplan geht. Dann stehen direkt gesellschaftliche Interessengruppen miteinander in Konflikt. Die Auswahl der politischen Vorgaben für die Landschaftsentwicklung erfolgt in einer Situation gegenläufiger Interessen. Hier kann das kombinierte Verfahren wertvolle Informationen zur Unterstützung des gesellschaftlichen Diskussions-, Kompromissfindungs- und Entscheidungsprozesses geben. Die flächenkonkrete Vorhersage der Landnutzungsänderungen als Folge der Auswahl der Vorgaben erhöht die Anschaulichkeit und Genauigkeit des Verfahrens. Die planerische Anwendbarkeit ist gegeben, wenn die Optimierungsszenarien für die Flächennutzungsplanung und die Landschaftsplanung herangezogen werden können.

13.4 Ergebnisse und Diskussion

In den Kapiteln 13.2.1 und 13.2.2 werden zwei Verfahren zur Unterstützung der Entscheidung über Landnutzungen vorgestellt. Das Querfurter Verfahren ist dazu geeignet, die flächenkonkrete Ausgestaltung von planerischen Rahmenvorgaben im Hinblick auf mehrere Kriterien zu optimieren. Es steht in der Tradition der Planungswissenschaften (PLACHTER 1994, NIEMANN 1977, NIEMANN 1982; MARKS et al. 1989, KOCH et al. 1989, HENNINGS 1994; DOLLINGER 1989,

DUTTMANN & MOSIMANN 1994, DE GROOT 1992; BASTIAN 1999), was man an der Zielsetzung der Verfahren erkennen kann: Das Querfurter Verfahren ist ein Hilfsmittel bei Landschaftsplanungen auf verschiedenen Planungsebenen, Umweltverträglichkeitsuntersuchungen in Raumordnungsverfahren und zur Begründung neuer Landschaftsstrukturen. Das Torgauer Verfahren hingegen ist dafür konzipiert, die Auswahl zwischen konfligierenden politischen Handlungsalternativen, die als Vorgaben für Landnutzung aufgefasst werden können, zu erleichtern, indem die Konsequenzen der Alternativen im Hinblick auf verschiedene Kriterien gegeneinander abgewogen und in transparenter Weise übersichtlich dargestellt werden. Der Ansatz ist den Wirtschaftswissenschaften und dort dem Bereich der multikriteriellen Entscheidungstheorie zuzurechnen (vgl. z.B. die ähnlichen Ansätze bei BANA E COSTA 1990, VINCKE 1992, MUNDA 1995, ROY 1996, BEINAT & NIJKAMP 1998, EL-SYAIFY & YAKOWITZ 1998). Das Torgauer Verfahren unterstützt die (rationale) Entscheidung z.B. über Schutzgebietsausweisungen oder Steuerungsinstrumente von öffentlichen Entscheidungsträgern nach Wohlfahrts- und Nachhaltigkeitsgesichtspunkten. Das traditionelle Instrument der ökonomischen Entscheidungsunterstützung, die Nutzen-Kosten-Analyse, wird im Torgauer Verfahren integriert, indem der Nettonutzen (also die Differenz der volkswirtschaftlichen Nutzen und Kosten) als *ein* Bewertungskriterien (neben anderen) in die Beurteilung der Handlungsalternativen einfließt.

Eine Gemeinsamkeit beider Verfahren ist, dass sie interdisziplinär angelegt sind: Die Bewertungen der Landschaftsfunktionen im Querfurter Verfahren benötigen ebenso wie die Abschätzungen der Szenarioeffekte im Torgauer Verfahren die Expertise anderer Disziplinen, wie z.B. der Ökologie, der Bodenkunde, der Hydrologie und der Hydrogeologie. Es scheint gerade die Offenheit beider Verfahren zu sein, die eine Kombination von ihnen fruchtbar erscheinen lässt. Das Neue einer Kombination des Torgauer und des Querfurter Verfahrens besteht in der Verknüpfung von der Betrachtung der politischen Handlungsebene und der flächenkonkreten Ausgestaltung von Maßnahmen: Die unkonkreten Rahmenvorgaben, über die im politischen Raum unter Zuhilfenahme des Torgauer Verfahrens entschieden wird, kann durch Analysen, wie man die Vorgaben konkret in der Fläche optimal ausgestaltet, untersetzt werden. Damit kann die Diskussion und Beurteilung der politischen Handlungsalternative besser fundiert werden. Dieses Vorgehen ist vor allem dann sinnvoll, wenn zur Beurteilung von alternativen politischen Maßnahmen deren Auswirkungen auf flächenkonkrete Ausgestaltung der Landnutzungen besonders entscheidungsrelevant ist. Diese Voraussetzung ist beispielsweise häufig bei Maßnahmen des flächigen Naturschutzes gegeben. Möglich wird eine solche Verknüpfung nur durch eine weitgehende Automatisierung der funktionalen Landschaftsbewertung mit anschließender multikriterieller Optimierung der Landnutzungsmuster.

Ein besonderer Vorteil dieser Verfahrenskopplung liegt in der Verknüpfung der ökonomischen und der räumlich-planerischen Komponente bei Landnutzungsentscheidungen bzw. -alternativen. Als zukünftige Anwendungsgebiete der dargestellten Verfahrenskopplung werden komplexe landnutzungsbezogene Entscheidungssituationen für die nachhaltige Regional- und Landschaftsentwicklung gesehen. Auf Umweltqualitätszielkonzepten und politischen Handlungsalternativen beruhende Landnutzungsstrategien sollten mit einer flächenkonkreten Analyse, Bewertung und Lösung von Landnutzungskonflikten abgeschätzt werden. Sicherlich ist die Anwendung des kombinierten Verfahrens aufwendig. Große Datenmengen müssen erhoben und mit mehr oder weniger arbeitsintensiven Verfahren und Modellen verarbeitet werden. Außerdem ist eine enge Abstimmung mit den Entscheidungsträgern und Interessenvertretern notwendig, um einerseits die Konflikte und Interessen richtig zu erfassen und andererseits die Ergebnisse der Analysen zu kommunizieren. Ein solcher Aufwand erscheint nur für räumlich und inhaltlich weitreichende Entscheidungsprobleme gerechtfertigt.

Beispiele für mögliche Anwendungsgebiete des kombinierten Verfahrens sind:

- ⇒ das Flusseinzugsgebietsmanagement insbesondere im Hinblick auf die neue EU-Wasserrahmenrichtlinie, welche die Aufstellung von Maßnahmenplänen zur Erreichung des Ziels eines guten Zustandes der Gewässer fordert. Das Verfahren ist hierbei geeignet, die Bewertung und Entscheidung über unterschiedliche Instrumente und Managementmaßnahmen zu unterstützen. Die Handlungsalternativen können sowohl hinsichtlich stoffhaushaltlicher, technischer, betriebswirtschaftlicher, volkswirtschaftlicher und/oder landschaftsstruktureller Ziele verglichen werden;
- ⇒ die Beurteilung unterschiedlicher Entwicklungsalternativen zu einer nachhaltigen Siedlungsentwicklung insbesondere im ländlich geprägten suburbanen Raum. Es könnte z.B. untersucht werden, ob kompakte oder dispers organisierte Siedlungsmuster, die stark durch politische Anreizsysteme gesteuert werden, einer nachhaltigen Entwicklung zuträglicher sind;
- ⇒ die vergleichende Bewertung von Handlungsalternativen über nachhaltige Landnutzungssysteme unter veränderten Rahmenbedingungen des globalen Wandels, für welche die flächenkonkrete funktionale Tragfähigkeit des Naturhaushaltes ausschlaggebend sein werden;
- ⇒ die Bewertung von Naturschutzinstrumenten wie beispielsweise eine normative Vorgabe für den Anteil prioritärer Naturschutzflächen an einer Landschaft. Die Auswahl solcher Instrumente ist eine Rahmenentscheidung, ihre Wirksamkeit ist aber in besonderem Maße

von der flächenkonkreten Ausgestaltung abhängig. Damit wird die Landschaftsplanung besser begründet.

Zusammenfassend kann man sagen, dass die Kopplung der beiden vorgestellten Verfahren die Möglichkeit schaffen würde, Entscheidungen über Landnutzungsänderungen besser zu objektivieren und nachvollziehbarer herzuführen als es heute möglich ist. Das kombinierte Verfahren kann ein wertvolles Instrument zur Entscheidungsunterstützung in Politik, Planung und Konfliktmanagement werden.

14 Deposition von N-haltigen Verbindungen in naturnahe Ökosysteme landwirtschaftlich dominierter Räume

H. Schulz

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Halle/Saale

Abstract

Deposition of nitrogous compounds in natural ecosystems in farming areas

The natural isotope ratios of ammonia, ammonium, nitrogen dioxide and nitrate were analysed by means of passive samplers and Scots pine tree barks. Both methods can also be used as a tool to quantify dry and wet depositions of nitrogen (NH_3 , NO_2) or their transformation products NH_4^+ and NO_3^- . Furthermore, the bark method offers a simple way to study spatial and temporal patterns of airborne N-containing compounds on a regional scale. The data of dry deposition measurement of ammonia and nitrogen dioxide represent the first deposition rates which also enable the emission of NO from the nitrification process in the humus layer of Scots pine forest ecosystems to be estimated. Knowledge of the natural isotope ratios of NH_3 and NO_2 allows qualitative distinction between N emissions from different sources and the study of the N uptake by plants.

Zusammenfassung

Mit Hilfe von Passivsammlern und Kiefernborke konnten die natürlichen Isotopensignaturen von Ammoniak, Ammonium, Stickstoffdioxid und Nitrat analysiert werden. Die Verfahren eignen sich auch für die quantitative Bewertung von trockenen gasförmigen N-Depositionen (NH_3 , NO_2) oder der mit dem Niederschlag eingetragenen N-Formen NH_4^+ und NO_3^- . Damit war es z.B. möglich, die Stoffeinträge von Ammonium und Nitrat in Kiefernforstökosysteme im Verlauf der letzten 10 Jahren kontinuierlich zu erfassen. Mit den vorliegenden Messwerten können erstmalig Depositionsraten für NH_3 und NO_2 in Kiefernforsten angegeben werden, die auch eine Abschätzung der Emission von NO aus Nitrifikationsprozessen im Boden erlauben. Durch Kenntnis der natürlichen Isotopenverhältnisse von NH_3 und NO_2 sowie ihrer Umwandlungsprodukte sind Aussagen sowohl zu ihrer Herkunft als auch zur Aufnahme durch die Vegetation möglich.

14.1 Einleitung

Im Jahre 1993 wurde in ca. 95 % aller Wald- und Forstökosysteme von Deutschland die kritische Eintragsmenge (Critical Load) von 10 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr ($\text{kg N/ha} \cdot \text{a}$) überschritten (ISERMANN & ISERMANN 1995). Derzeit muss mit durchschnittlichen N-Einträgen von 15 bis 30 $\text{kg N/ha} \cdot \text{a}$ gerechnet werden. Damit liegen die regional und global auftretenden N-Depositionen in Waldökosysteme um etwa das 2,5-fache über dem o.g. Critical Load. An dieser Belastungssituation für bewaldete Ökosysteme, wird sich auch in den nächsten fünf Jahren nicht viel verändern, da bis zum Jahr 2005 die NH_3 -Emissionen von bisher 608.000 auf ca. 650.000 t N pro Jahr wieder ansteigen werden (ISERMANN & ISERMANN 1998). Die mit annähernd zu 90 % allein von der Landwirtschaft verursachten NH_3 -Emissionen werden dann erstmalig um ca. 18 % höher sein als die NO_x -Emissionen aus dem Energiebereich (550.000 t). In Waldökosystemen führen atmogene N-Einträge zur Überernährung bei Nadelgehölzen mit erheblichen Vitalitätsstörungen. Gleichzeitig werden Biodiversitätsveränderungen in der Bodenvegetation und N-Verluste in Form von Nitratauswaschung in das Grundwasser und/oder die Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen (NO , N_2O) nachgewiesen. Diesen aus ökologischer Sicht überaus kritisch zu bewertenden Auswirkungen von N-Depositionen auf naturnahe Ökosysteme wird durch die nachfolgenden Untersuchungen zur Identifizierung und Quantifizierung von atmogenen N-Verbindungen in Kiefernforstökosystemen Rechnung getragen.

14.2 Material und Methoden

Identifizierung und Quantifizierung von atmogenen N-Verbindungen

14.2.1 Natürliche Isotopensignaturen von atmogenen Depositionsformen

$(\text{NH}_3, \text{NH}_4^+, \text{NO}_2, \text{NO}_3^-)$

Die Ablagerung (Deposition) von Ammoniak (NH_3) und Stickstoffdioxid (NO_2) und ihren Folgeprodukten Ammonium (NH_4^+) sowie Nitrat (NO_3^-) auf die Vegetation erfolgt sowohl trocken (NH_3 , NH_4^+ bzw. NO_2 , NO_3^-) als auch nass (hauptsächlich NH_4^+ bzw. NO_3^-). Dabei bleibt die Herkunft der Gase und Aerosole unbekannt, d.h. es können keine Aussagen zum Emittenten dieser N-Verbindungen gemacht werden, wenn lediglich die Depositionsrate in $\text{kg N/ha} \cdot \text{a}$ der jeweiligen N-Form quantitativ erfasst wird. Damit bleibt der Verursacher der N-Emissionen im Verborgenen. Eine eindeutige Zuordnung der N-Einträge zu einem Emittenten ist nicht möglich. Durch Bestimmung der natürlichen Isotopenverhältnisse (δ -Werte) von NH_3 , NH_4^+ , NO_2 , und NO_3^- kann die N-Quelle identifiziert werden. Zu diesem Zweck der Quellenidentifizierung und für

Fragestellungen zur N-Aufnahme in Pflanzen wurden daher die δ -Werte der o.g. N-Formen in den Matrices Umgebungsluft, Unterkrone Niederschlag und Baumborken von Kiefernforstökosystemen bestimmt. Für die Gewinnung von gasförmigen Proben (NH_3 , NO_2) wurden speziell präparierte Celluloseacetat-Filter (MOORE 1977) verwendet, die in Probekhalter nach DÄMMGEN et al. (1985) eingesetzt und in 3 m Höhe an Bäumen installiert wurden. Der Unterkrone Niederschlag wurde mit Hilfe von Bulk-Sammlern im Kiefernbestand gesammelt. Borken wurden nach der von SCHULZ et al. (1999) beschriebenen Methode von 80-jährigen Kiefern entnommen. Die Probenaufarbeitung und -vorbereitung zur Isotopenanalyse erfolgte nach SCHULZ et al. (2000). Unabhängig von der untersuchten Probenmatrix wurden NH_3 bzw. NH_4^+ und NO_2 bzw. NO_3^- getrennt von einander zur Messprobe entweder direkt oder nach Reduktion von NO_3^- zum NH_4^+ mit der Kjeldahl-Methode nach Zugabe von Magnesiumoxid destilliert. Die nach Titration mit Schwefelsäure resultierende Ammoniumsulfat-Lösung wurde zur Trocknung eingedampft und 200–300 μg des Salzes wurden der massenspektrometrischen Isotopenanalyse zugeführt. Zur Messung der natürlichen Isotopenverhältnisse des Stickstoffs (GEHRE et al. 1994) wurde das Online-System (ConFlo-IRMS), bestehend aus dem Elementaranalysator (Carlo Erba 1108) und einem Gasmassenspektrometer (Finnigan-Delta C) eingesetzt.

14.2.2 Ermittlung von trockenen gasförmigen Depositionen

Die Gesamtmenge der trockenen Depositionen von NH_3 bzw. NH_4^+ und NO_2 bzw. NO_3^- wird durch die Immissionskonzentration und die Depositionsgeschwindigkeit festgelegt. Da die Depositionsgeschwindigkeit durch äußere Faktoren (Windgeschwindigkeit, atmosphärische Stabilität, Rauigkeit und pH-Wert von Pflanzenoberflächen, z.B. Kiefernadeln, Senkenstärke der Vegetation) stark beeinflusst wird, ist eine Abschätzung der trockenen Deposition äußerst schwierig (DUYZER et al. 1992).

14.3 Ergebnisse und Diskussion

14.3.1 Natürliche Isotopensignaturen von atmogenen Depositionsformen

(NH_3 , NH_4^+ , NO_2 , NO_3^-)

In Abb. 141 sind die in den verschiedenen Matrices bestimmten mittleren δ -Werte von NH_3 , NH_4^+ , NO_2 , und NO_3^- mit ihren Standardabweichungen zusammenfassend dargestellt.

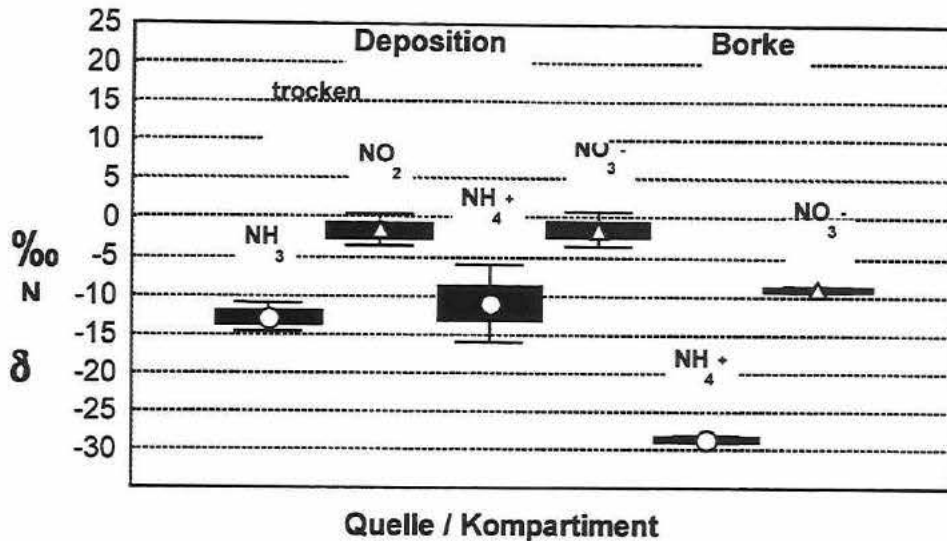


Abb. 14.1)

Natürliche Isotopenverhältnisse von nassen und trockenen N-Depositionen in Kiefernaltbeständen am Standort Rösa (Dübener Heide)

Man erkennt deutlich, dass die in 14-Tage Sammelproben analysierten δ -Werte für die trockene und nasse N-Deposition (Umgebungsluft und Unterkronenniederschlag) im Vergleich zur Borkenmatrix (trockene und nasse Deposition) einer relativ hohen Streuung unterliegen. Signifikant hohe Abweichungen vom Mittelwert waren für NH_3 bzw. NH_4^+ immer im Frühjahr sowie im Spätsommer und für NO_2 bzw. NO_3^- in den Sommermonaten zu beobachten, wenn landwirtschaftliche Aktivitäten (NH_3 -Freisetzung aus Gülle) oder starkes Verkehrsaufkommen (hohe NO_2 -Konzentrationen in der Umgebungsluft) zu verzeichnen waren. Der mittlere δ -Wert der Borkenprobe wurde aus 5 Einzelproben bestimmt, die in verschiedenen Kiefernbeständen (Testflächen) des Untersuchungsgebietes zu einem Probenahmeterrin im Jahr (Oktober) gesammelt wurden, d.h. die mittlere Isotopensignatur von Ammonium und Nitrat entspricht der Summe von trockenen und nassen N-Depositionen, die über einen Zeitraum von ca. 2 Jahren auf der Borkenoberfläche adsorbiert wurden. Saisonal bedingte Unterschiede, wie sie in 14-Tage Sammelproben aus den Bulk-Sammlern beobachtet wurden, werden dadurch nicht sichtbar, woraus letztlich die geringen Standardabweichungen der δ -Werte zu erklären sind. Vergleicht man die mittleren δ -Werte für NH_3 und NO_2 in der Umgebungsluft sowie für NH_4^+ und NO_3^- im Unterkronenniederschlag, so findet man eine recht gute Übereinstimmung für NH_3 bzw. NH_4^+ sowie für NO_2 bzw. NO_3^- . Sie liegen im Bereich von -10.0‰ bis -1.0‰ im Unterkronenniederschlag und von $+1\text{‰}$ bis $+6\text{‰}$ in der Umgebungsluft. Im Gegensatz dazu sind die δ -Werte für NH_4^+ (-23‰ bis -25‰) und für NO_3^- (-2‰ bis -3.5‰) in den Borken signifikant negativer. Die Verschiebung der δ -Werte bei Ammonium ist auf den hohen Anteil von trockenen gasförmigen NH_3 -Ablagerungen auf der Borkenoberfläche zurückzuführen. Aus Gülle

freigesetzter Ammoniak ist stark mit ^{14}N angereichert (δ -Werte um ca. -40‰), wie von SCHULZ et al. (2000) durch experimentelle Untersuchungen nachgewiesen wurde. Es ist daher mit hoher Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die NH_3 -Ablagerungen auf den Borkenoberflächen auf die Emission von Ammoniak aus Tierhaltungsanlagen zurückzuführen sind.

14.3.2 Quantifizierung von trockenen gasförmigen Depositionen

GRÜNHAGE et al. (1988) berechneten anhand der Immissionskonzentrationen unter der Annahme von zwei verschiedenen Depositionsgeschwindigkeiten eine trockene NH_3 -Deposition von 15 bzw. 39 kg N/ha*a für gedüngtes Grünland. In späteren Untersuchungen wurde im gleichen Grünlandökosystem anhand mikrometeorologischer Flussmessungen festgestellt, dass in der Jahressumme keine Deposition von NH_3 , sondern im Gegenteil eine Emission aus dem System erfolgte (GRÜNHAGE et al. 1992). Daraus kann man folgern, dass "hochgedüngte" Agrarökosysteme eher Quellen als Senken für NH_3 aber auch für NO_2 darstellen. In Forstökosystemen beträgt nach Angaben von ANDERSON & HOVMAND (1999) der Anteil der trockenen Deposition für NH_3 13 kg N/ha*a und für NO_2 6.5 kg N/ha*a. Da man davon ausgehen muss, dass die Deposition von NH_3 und NO_2 aus den oben angeführten Gründen nicht über allen naturnahen Ökosystemen gleich verläuft (besonders in Kiefernforsten, die durch hohen N-Eintrag stark belastet sind können wahrscheinlich neben Depositionen auch Emissionen erwartet werden) wurden vergleichende Messungen zur Abschätzung der trockenen Deposition in zwei Kiefernbeständen der Dübener Heide (Rösa 2 und Rösa 3) durchgeführt. Zur Bewertung der trockenen Depositionsanteile für NH_3 und NH_4^+ bzw. NO_2 und NO_3^- wurde ein von RUSSOW et al. (1995) entwickelter Passivsammler verwendet. Für die quantitative Bestimmung der eingetragenen N-Verbindungen kam die Isotopenverdünnungsmethode (MEHLERT 1996) zur Anwendung. In zwei Messkampagnen wurde die Gesamtdosition von NH_3 (1999) und NO_2 (2000) in den Kiefernaltbeständen in 3 m Höhe unter Krone erfasst. Die saisonale Dynamik der trockenen Deposition wird in Abb. 14.2 für NH_3 und für NO_2 in Abb. 14.3 wieder gegeben. Man erkennt sowohl für NH_3 als auch für NO_2 Depositionsspitzen, die wie schon weiter oben beschrieben, mit landwirtschaftlichen Aktivitäten (Gülleausbringung im Frühjahr und im Spätsommer) oder dem NO_2 -Anstieg als Folge eines erhöhten Verkehrsaufkommens in den Sommermonaten in Verbindung zu bringen sind. Das besonders ausgeprägte Maximum für die NO_2 -Deposition von Juni bis August lässt allerdings vermuten, dass die N-Deposition von NO -Emissionen aus dem Waldboden, die von Umgebungsozon zu NO_2 oxidiert werden, überlagert werden und damit die für die untersuchte Messperiode (31.1. bis 11.9.2000) bestimmten mittleren Depositionsraten von 0.95 ± 0.42 kg N/ha*a (Rösa 2) und 0.98 ± 0.48 kg N/ha*a (Rösa 3) wahrscheinlich etwas erhöht

ausfallen. Dennoch bleiben die mit den Passivsammlern ermittelten Depositionsraten sowohl für NH_3 ($0.97 \pm 0.45 \text{ kg N/ha*a}$) als auch für NO_2 ($1.18 \pm 0.56 \text{ kg N/ha*a}$) am Standort Rösa der Dübener Heide weit unter den von ANDERSON & HOVMAND (1999) angegebenen Werten, so dass bei Vernachlässigung der von den Kiefern über die Stomata aufgenommenen N-Menge als Summe mit der über die nasse Deposition ermittelten NH_4^+ -N und NO_3^- -N Menge eine Gesamtmenge von 13.6 kg N/ha*a für Ammonium-N und von 8.0 kg N/ha*a für Nitrat-N verbleibt.

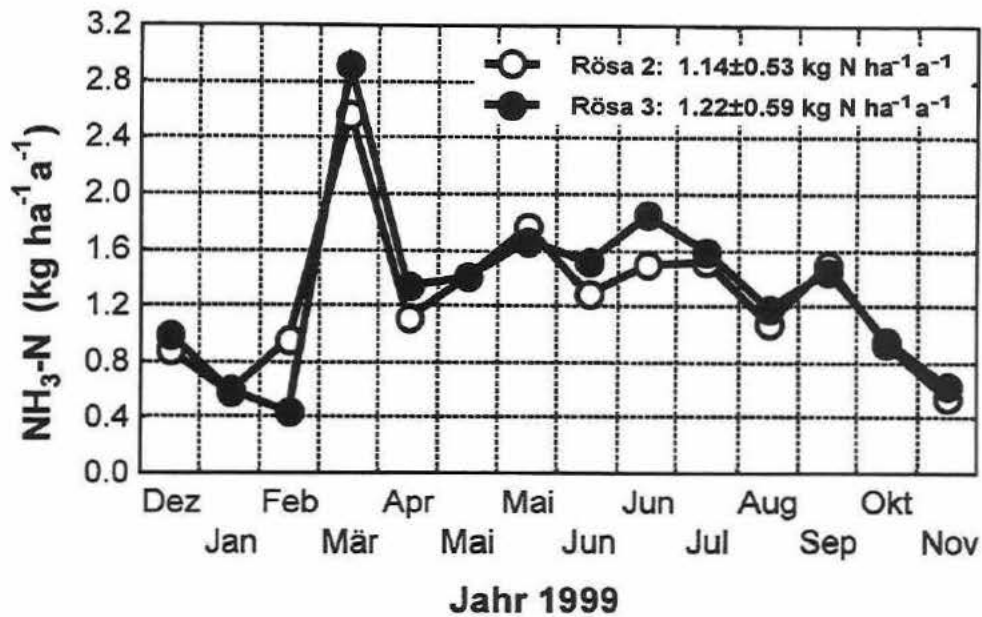


Abb. 14.2)

Saisonale Dynamik der trockenen Deposition von NH_3 am Standort Rösa (Testfläche 2 und Testfläche 3) in der Dübener Heide

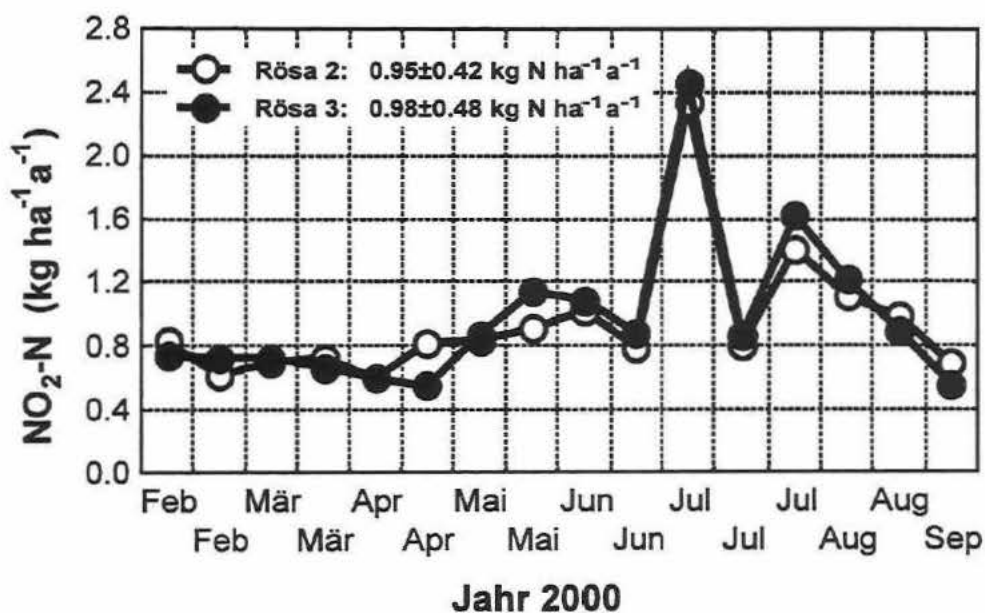


Abb. 14.3)

Saisonale Dynamik der trockenen Deposition von NO_2 am Standort Rösa (Testfläche 2 und Testfläche 3) in der Dübener Heide

14.3.3 Räumliche Muster atmogener N-Einträge

Bereits Mitte der 90-er Jahre konnte von SCHULZ et al. (1999) mit Hilfe der Borkenanalyse gezeigt werden, dass der Eintrag von atmogenen N-Formen (NH_4^+ , NO_3^-) in Kiefernforste der Dübener Heide signifikanten räumlichen Differenzierungen unterliegt. Während Ammonium-N hauptsächlich an den Randlagen im Norden und Süden der Dübener Heide deponiert wird, wird Nitrat-N vorwiegend im Westen, in Nähe der Ballungszentren um Bitterfeld sowie Gräfenhainichen eingetragen. Als potenzielle Emittenten wurden landwirtschaftliche Betriebe mit intensiver Viehhaltung und der kommunale Bereich mit Hausbrand sowie der Stadtverkehr angenommen. Durch Analyse der natürlichen Isotopenverhältnisse in den Borkenproben von 1994 lassen sich die bisher nur durch Hinzuziehung von Vergleichsproben aus Backgroundgebieten getroffenen Aussagen zur Quellenanalyse nun mit Hilfe der natürlichen Isotopensignaturen von NH_3 , NH_4^+ , NO_2 und NO_3^- bestätigen. Die Kiefernforste der Dübener Heide werden hauptsächlich durch NH_3 -Emissionen aus Viehställen angrenzender Landwirtschaftsbetriebe belastet. Als Beweis dienen die signifikant hohen δ -Werte von Gesamt-N, die ausschließlich in Borkenproben von Kiefernbeständen in Nähe dieser Emittenten gemessen werden (Abb. 14.4).

14.3.4 Zeitliche Veränderungen atmogener N-Einträge

In Abb. 14.5 werden die zeitlichen Veränderungen zum mittleren Stoffeintrag von Ammonium-N und Nitrat-N in Kiefernforste am Standort Rösa in der Dübener Heide für den Zeitraum von 1991-1999 graphisch dargestellt. Die Depositionsraten beider atmogenen N-Formen reflektieren die infrastrukturellen Veränderungen im Ballungsraum von Halle-Leipzig-Bitterfeld seit 1990. Während von 1991 bis 1995 die N-Depositionen aufgrund von Stilllegungen im Energie- und Landwirtschaftsbereich in der Region deutlich zurückgegangen sind, wird nun wieder eine Zunahme im N-Eintrag nachgewiesen. Im Jahr 1999 liegt die Depositionsrate von NH_4^+ -N bereits über dem Niveau im Jahr von 1989. Das Ergebnis der Depositionsmessungen bestätigt die Vorraussagen von ISERMANN & ISERMANN (1998), wobei allerdings noch zu untersuchen bleibt, ob die wieder zunehmende Ammonium-Belastung ausschließlich auf N-Emissionen von Gülle aus lokalen Viehanlagen zurückzuführen ist.

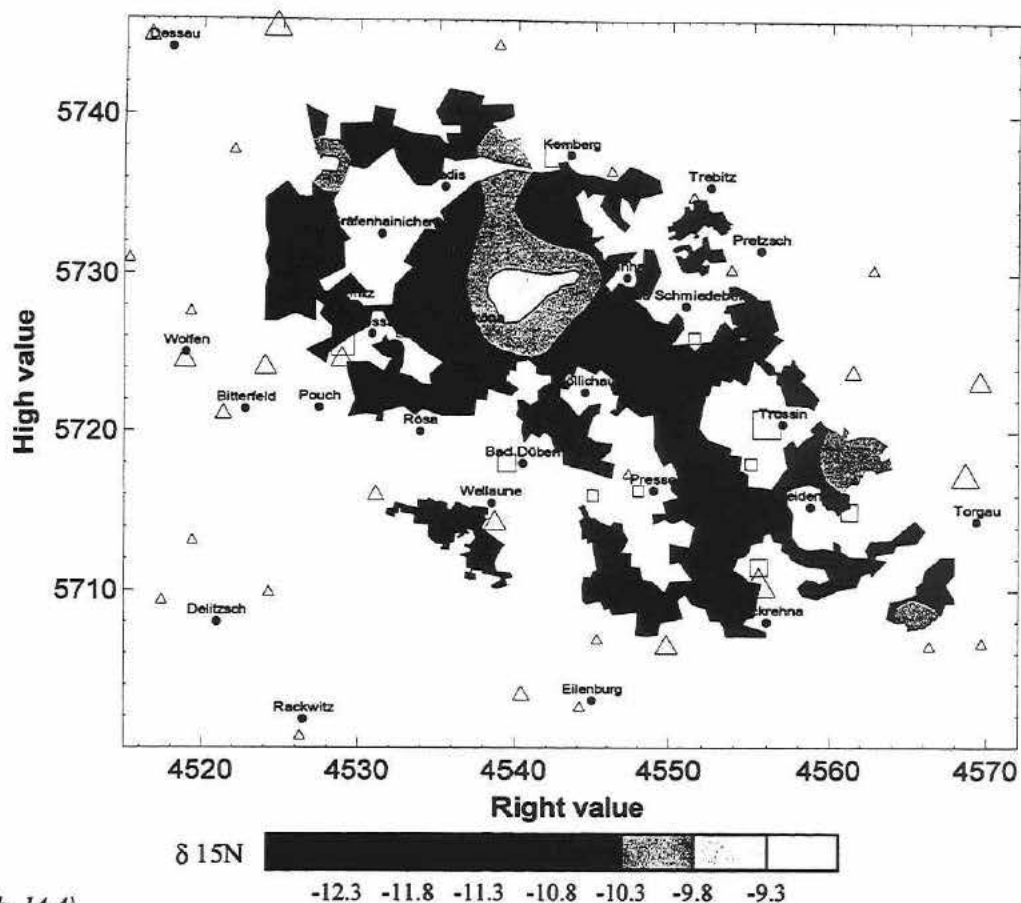


Abb. 14.4)

Räumliche Muster der Isotopensignatur von N-Depositionen in Kiefernaltbeständen der Dübener Heide mit Lage von Hauptemittenten. Die offenen Quadrate stehen für N-Emissionen aus Viehställen (16-120 t a^{-1}), die offenen Dreiecke für N-Emissionen aus Industrie, Kommunen und Verkehr (10-1000 t N a^{-1})

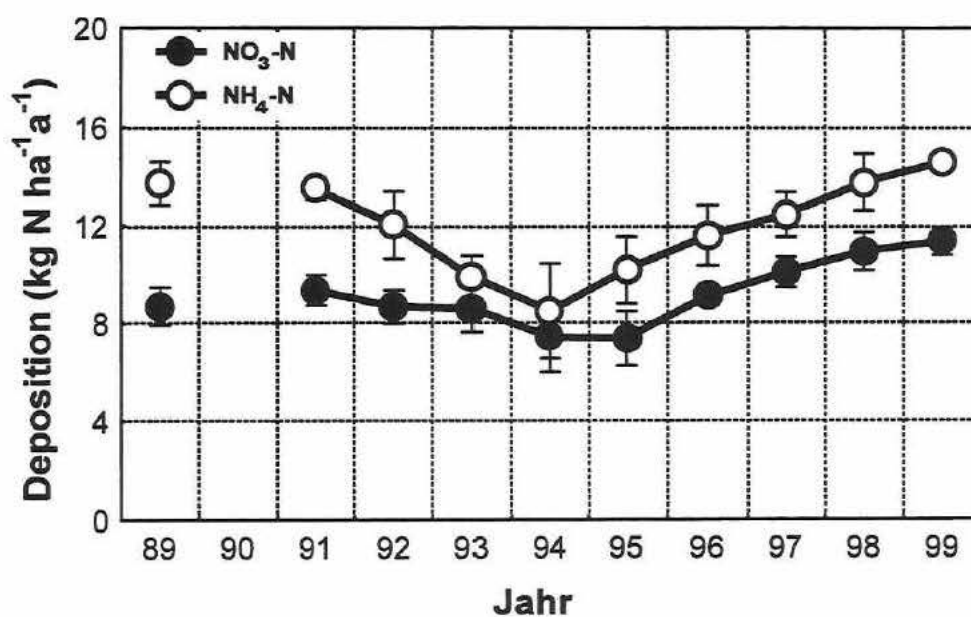


Abb. 14.5)

Veränderungen der nassen Deposition (Borkenanalysen) von Ammonium-N und Nitrat-N am Standort Rösä (Dübener Heide) im Zeitraum von 1989 bis 1999

14.4 Zusammenfassung und Ausblick

Mit Hilfe von Passivsammelern und Kiefernborke konnten die natürlichen Isotopensignaturen von Ammoniak, Ammonium, Stickstoffdioxid und Nitrat analysiert werden. Die Verfahren eignen sich auch für die quantitative Bewertung von trockenen gasförmigen N-Depositionen (NH_3 , NO_2) oder der mit dem Niederschlag eingetragenen N-Formen NH_4^+ und NO_3^- . Damit war es z.B. möglich, die Stoffeinträge von Ammonium und Nitrat in Kiefernforstökosysteme im Verlauf der letzten 10 Jahren kontinuierlich zu erfassen. Mit den vorliegenden Messwerten können erstmalig Depositionsraten für NH_3 und NO_2 in Kiefernforsten angegeben werden, die auch eine Abschätzung der Emission von NO aus Nitrifikationsprozessen im Boden erlauben. Durch Kenntnis der natürlichen Isotopenverhältnisse von NH_3 und NO_2 sowie ihrer Umwandlungsprodukte sind Aussagen sowohl zu ihrer Herkunft als auch zur Aufnahme durch die Vegetation möglich. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die speziellen Untersuchungen zur N-Deposition in Kiefernforsten der Dübener Heide die Grundlage für weitergehende Forschungsarbeiten in neuen Verbundprojekten darstellen, wo Fragestellungen zur differenzierten N-Aufnahme als Ursache von Biodiversitätsveränderungen sowie der Einfluss der Vegetation auf den N-Austrag aus dem Boden in das Grundwasser und/oder die Atmosphäre bearbeitet werden sollen.

15 Pestizide im System Boden – Pflanze

TT-Leiter: E. Schulz

Bearbeiter: F. Böhme, K. Heinrich, A. Quarta, K. Schäfer & E. Schulz

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Halle/Saale

Abstract

Pesticides in the soil–plant system

One major requirements for evaluating the risks of soil contamination is investigations into the long-term fate of xenobiotics in the soil–plant system. This includes the transfer of these substances into plant biomass and hence the possible risk of entry into the food chain or their influence on quality-determining plant components. Xenobiotics are introduced to a certain degree into the soil–plant system for special purposes, e.g. as pesticides. However, harmful substances may also penetrate into soil after incomplete industrial combustion process or from the contaminated wastewater of chemical plants and mining operations. Furthermore, emitted or ubiquitous pollutants may reach other environmental compartments via pathway air. In the case of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), atmospheric deposition is the main source of contamination for the soil surface. The results on the fate and behaviour of organic xenobiotics in the soil–plant system are summarized below.

- ⇒ *Soil organic matter (SOM) influences soil transformation processes, including the uptake of nutrients and pollutants as well as their transport to deeper soil layers*
- ⇒ *The uptake of organic xenobiotics from soil by plants depends on the physicochemical properties of the substance*
- ⇒ *SOM considerably influences the availability of chemicals in soil (concentration in soil solution, sorption)*
- ⇒ *There is a strong negative linear correlation between total organic carbon content (TOC) and the uptake of xenobiotics (lindane and methoxychlor) by plants*
- ⇒ *Pesticides applied to plant leaves may penetrate the leaf surface and may be transported to other plant parts*
- ⇒ *Pesticides can be transported from leaves via roots into soil*
- ⇒ *Plant-protecting agents (PPA) may influence plant metabolic processes depending on plant species and increase or decrease*
 - *Water uptake*
 - *Dry matter yield*
 - *Nitrogen uptake*
- ⇒ *PPA application in recommended doses does not negatively influence plant quality measured by the amino acid content of the plants*
- ⇒ *Increased contents of proline in plant material as an indicator of stress situations of plants (frost, water depletion, salinity etc.) point to possible plant stress reactions caused by PPA applications*
- ⇒ *Availability of chemicals in the soil is not only influenced by substance specific physicochemical properties; SOM strongly determines it by associations with SOM fractions of different stabilization degree (concentration in soil solution, sorption processes, mineral/organic complexes, etc.)*
- ⇒ *Content of xenobiotics in hot-water extractable SOM fractions seem to be suitable for estimating availability for uptake by plants. There is a strong linear correlation ($r^2 = 0.993$)*

between the content of xenobiotics in hot water extractable fraction and their uptake by maize in a greenhouse pot experiment

- ⇒ *The content of xenobiotics in granulodensimetric SOM fractions gives information about preferred linkages/associations with SOM fractions of differing stability*
- ⇒ *Relatively high concentrations and enrichment factors of xenobiotics in clay-associated SOM fraction underline the importance of sorption processes as well as processes of interactions between xenobiotics and mineral-organic complexes/associations (immobilization)*
- ⇒ *Measurements of the immission and/or deposition of air-transported organic pollutants, e.g. PAH, allow the living quality of regions to be estimated*
- ⇒ *A clear seasonal dynamic was visible from PAH immissions*
- ⇒ *Transport and in particular lignite combustion were identified as sources of PAH immission concentrations at the experimental site in Bad Lauchstädt near Halle/Saale*
- ⇒ *Seasonal dynamics of PAH concentrations in plant material (deposition measurements) were very much higher compared to immission measurements, but mainly comprises the gaseous deposition of lower condensed PAHs*
- ⇒ *In contrast to plants, soils as a deposition matrix show no selectivity regarding accumulating PAHs of different condensation degree*
- ⇒ *The amounts of PAHs deposited at the experimental site Bad Lauchstädt were very low: 1.5 g/ha in the 0–1 cm soil layer.*

Zusammenfassung

Für die Beurteilung von Gefährdungen aus Bodenkontaminationen sind Untersuchungen zum Langzeitverhalten dieser Fremdstoffe im System Boden-Pflanze eine wichtige Voraussetzung. Dazu ist u.a. die Frage eines möglichen Transfers dieser Stoffe in die pflanzliche Biomasse und damit verbundenen Risikos des Eintritts in die Nahrungskette bzw. der Wirkung solcher Stoffe auf qualitätskennzeichnende Pflanzeninhaltsstoffe von Bedeutung. Die Fremd- oder Problemstoffe können einerseits im Falle von Pflanzenschutzmitteln bis zu einem gewissen Grade gewollt in das System Boden-Pflanze eingetragen werden, sie können aber ebenfalls durch unsachgemäße industrielle Produktion oder nach Havarien dorthin gelangen. Darüber hinaus können emittierte Fremdstoffe über den Luftpfad auf und in Pflanzen und Böden gelangen (Immissionen), wobei z.B. für die Stoffgruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) die atmosphärische Deposition die Hauptkontaminationsquelle für Böden ist. Die Ergebnisse der Untersuchungen zum Verhalten von organischen Fremdstoffen im können wie folgt zusammengefaßt werden:

- ⇒ Die organische Bodensubstanz (OBS) beeinflusst entscheidend die im Boden ablaufenden Stofftransformationsprozesse, somit auch die Aufnahme von Nähr- und Schadstoffen sowie deren Verlagerungstendenzen in tiefere Bodenschichten.
- ⇒ Die Aufnahme von organischen Fremdstoffen durch Pflanzen aus dem Boden ist abhängig von deren physiko-chemischen Eigenschaften.
- ⇒ Die OBS beeinflusst entscheidend die Verfügbarkeit von Chemikalien im Boden (Konzentration in der Bodenlösung, Sorptionsprozesse)
- ⇒ Zwischen dem TOC - Gehalt des Bodens und der Aufnahme von Pestiziden durch Pflanzen besteht eine strenge negative Korrelation.
- ⇒ Nach Blattapplikation können Wirkstoffe über das Blatt aufgenommen und in weitere Pflanzenteile transportiert werden.
- ⇒ Über das Blatt aufgenommene Fremdstoffe können nach Transport in die Wurzel auch in den Boden gelangen.
- ⇒ Pflanzenschutzmittel (PSM) können den Stoffhaushalt von Pflanzen beeinflussen. Sie bewirken bei unterschiedlichen Pflanzen Steigerung oder auch Verringerung von
 - Wasseraufnahme

- Trockenmasseertrag und
 - N-Entzug.
- ⇒ Der Einsatz von PSM in empfohlener Dosierung hatte keine negativen Einflüsse auf die Qualität des Pflanzenmaterials gemessen am Aminosäuregehalt der Pflanzen.
- ⇒ Erhöhte Prolingehalte (Streßanzeiger) im Pflanzenmaterial deuten darauf hin, daß ähnlich wie bei Frost, Wassermangel, Salinität etc. durch PSM-Anwendung Streßreaktionen bei Pflanzen eintreten können.
- ⇒ Die OBS hat entscheidenden Einfluß auf die Verfügbarkeit von Chemikalien im Boden (Konzentration in der Bodenlösung, Sorptionsprozesse).
- ⇒ Die Erhöhung der Verfügbarkeit von Xenobiotika resultiert aus
- stofflichen Eigenschaften
 - Bindungen / Assoziationen zu unterschiedlich stabilisierten Fraktionen der OBS.
- ⇒ Der Gehalt von Xenobiotika in der heißwasserextrahierbaren OBS-Fraktion scheint als Kriterium zur Abschätzung ihrer Verfügbarkeit für eine Aufnahme durch Pflanzen geeignet zu sein. Es besteht eine enge Korrelation zwischen deren Anteil in der Heißwasserfraktion und ihrer Aufnahme durch Mais im Gefäßversuch.
- ⇒ Der Gehalt von Xenobiotika in granulodensimetrischen Fraktionen liefert Informationen über bevorzugte Bindungen/Assoziationen zu Bodenfraktionen unterschiedlicher Stabilität.
- ⇒ Hohe Konzentrationen und Anreicherungsfaktoren von Xenobiotika in der Tonfraktion unterstreichen die Bedeutung von Sorptionsprozessen bzw. der Wechselwirkungen mit organomineralischen Komplexen / Assoziaten bezüglich einer Immobilisierung.
- ⇒ Immissions- und/oder Depositionsmessungen von luftgetragenen organischen Schadstoffen (PAK) erlauben die Beurteilung der Lebensraumqualität von Regionen.
- ⇒ Die Immissionskonzentrationsmessungen zeigten einen ausgeprägten jahreszeitlichen Gang
- ⇒ Als Herkunftsquelle wurde im ländlichen Gebiet des Standortes Bad Lauchstädt (Region Halle/Saale) Braunkohleverbrennung und Verkehr identifiziert (Immissionskonz. aus PAK-Profilen der Pflanzen nur eingeschränkt möglich).
- ⇒ Der jahreszeitliche Gang der PAK-Gehalte von Pflanzen (Depositionsmessungen) zeigte sich viel ausgeprägter, berücksichtigt aber hauptsächlich die gasförmige Deposition (niedrig kondensierte PAK).
- ⇒ Bodenmaterialien als Depositionsmatrix zeigten keine Selektivität in Bezug auf die Akkumulation von PAK.
- ⇒ Die PAK-Depositionsmengen am Meßstandort (Bad Lauchstädt) sind sehr gering und betragen jährlich 1,5 g / ha (bezogen auf die Bodenschicht 0-1 cm).

15.1 Einleitung

Böden als Existenzgrundlage für den Menschen haben materielle und immaterielle Funktionen zu erfüllen. Neben einer der wichtigsten Funktionen, der Produktion von Nahrungsmitteln, sind die Filter-, Puffer- und Transformationsfunktion von entscheidender Relevanz für angrenzende Umweltkompartimente. Als komplexes System verfügen Böden resultierend aus diesen Eigenschaften über ein z.T. erhebliches Selbstreinigungspotential gegenüber schädigenden Einflüssen. Aufgrund der relativen Systemstabilität und der darin langsam ablaufenden Prozesse werden Schädigungen erst dann erkannt, wenn negative Effekte an den angrenzenden Kompartimenten (Atmosphäre, Hydrosphäre, Biosphäre) sichtbar und messbar sind, wobei nach einem Überschreiten von Systembelastungsgrenzen die Möglichkeiten der Umkehr von Schadwirkungen meist lange Zeiträume erfordern.

Belastungen von Böden können heute analytisch relativ leicht nachgewiesen werden und die technischen Möglichkeiten, immer geringere Mengen von Schadstoffen nachweisen zu können, verbessern sich ständig. Die Grenzwerte für Schadstoffe in Wässern oder Böden unterschiedlicher Nutzungsart belegen dieses ebenso. Weitaus schwieriger ist es einzuschätzen, inwieweit eine Schadbelastung auch ein Risiko für andere Umweltkompartimente oder für den Menschen darstellt. Die Risikoabschätzung hängt dabei nicht nur von den stofflichen Eigenschaften der chemischen Stoffe selbst ab, sondern auch die unterschiedlichen physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Böden sowie die äußeren Witterungsbedingungen bestimmen weitgehend das Verhalten dieser Stoffe im Boden.

Die dem Boden zugeführten Stoffe bzw. Stoffgemische werden dort in unterschiedlicher Weise akkumuliert, transportiert oder metabolisiert, so dass eine Risikoabschätzung dieser Teilprozesse je nach Nutzung der betroffenen Flächen als Einzelbetrachtung oder im Komplex erfolgen muss. Dazu gehören Aussagen zur Akkumulation von Stoffen im Boden, zur Mobilität dieser Stoffe hinsichtlich der Verfügbarkeit für die Aufnahme durch die Pflanze, zu deren Wirkung auf die Pflanze selbst sowie zu den Wechselwirkungen von Fremdstoffen mit Bodenfraktionen unterschiedlicher Stabilität.

Die Aufnahme von Wirkstoffen kann auf verschiedenen Wegen erfolgen (TOPP et al. 1986):

- ⇒ Aufnahme durch das Wurzelsystem und anschließende Translokation mit dem Transpirationsstrom
- ⇒ Aufnahme aus der Luft nach Verdunstung
- ⇒ Aufnahme über die Kutikula nach Kontamination der Pflanze (Staub, Boden, Blattspritzung)

⇒ Aufnahme und Transport in Ölzellen (bei ölhaltigen Pflanzen).

Werden Pflanzenschutzmittel (PSM) auf den Boden appliziert, kann ihre Aufnahme durch die Pflanze über das Wurzelsystem in gelöstem Zustand mit dem Bodenwasser erfolgen. Haupttransportweg ist zunächst das Xylem. Die Mitbehandlung des Bodens bei der Applikation von PSM ist praktisch nicht zu vermeiden und ist zur Bekämpfung bodenbürtiger Schaderreger sowie bei Bodenherbiziden ohnehin Voraussetzung für ihre Wirkung. Bei der Applikation von PSM im Bestand (Blattapplikation) können die Wirkstoffe direkt über die oberirdischen Pflanzenteile (Blätter, Stengel) aufgenommen werden. Von dort können sie über das Phloem zu anderen Pflanzenteilen verlagert werden (EBING et al. 1995, SCHEUNERT et al. 1986, SCHROLL et al. 1992 u.v.a.).

Zur Erarbeitung von Nutzungsstrategien für Problemstandorte (SCHULZ et al. 1997, KALBITZ 1996, HEINRICH & SCHULZ 1996) ist eine Einschätzung der Möglichkeit des Übergangs von Schadstoffen vom Boden in pflanzliche Biomasse und damit des Eintritts dieser Stoffe in die Nahrungskette erforderlich. Durch die Aufnahme von Wirksubstanzen nach PSM-Einsatz durch die Pflanze können sich sowohl eine Veränderung von Menge und Verteilung von Pflanzeninhaltsstoffen wie auch der Pestizidrückstände in der Pflanze ergeben. Untersuchungen zu dieser Thematik sind von besonderer Relevanz, da dies direkt die Nahrungskette betrifft (ESSERS et al. 1998). Darüber hinaus können PSM auch direkt den Stoffkreislauf von Pflanzen beeinflussen (z.B. LADONIN 1980, CHABROL et al. 1988, SAMERSOV & PRISHCHEPA 1991, THAKUR et al. 1988).

Die Einschätzung der Mobilität und Verfügbarkeit von organischen Schadstoffen erfolgt bisher anhand substanzspezifischer Eigenschaften (Wasserlöslichkeit, n-Octanol / Wasser-Verteilungskoeffizient) bzw. der Verteilungskoeffizienten der Substanz zwischen Boden und Bodenlösung und nicht über die Bestimmung mobilisierbarer Anteile durch differenzierte extraktive Verfahren wie z.B. bei Schwermetallen. Die Aufnahme von Fremdstoffen durch Pflanzen wird neben den stofflichen Eigenschaften der Substanz selbst entscheidend von den Wechselwirkungen dieser Stoffe mit der organischen Bodensubstanz (OBS) beeinflusst, die Pools unterschiedlicher Verweilzeit und damit Stabilität beinhaltet (KÖRSCHENS 1997). Eine besondere Rolle kommt dabei Fraktionen der OBS zu, an die lösliche und (bio)verfügbare Anteile von Nähr- und Schadstoffen gebunden sind. Demgegenüber können Fremdstoffe aufgrund ihrer engen Wechselwirkungen zu stabilisierten Pools der OBS bzw. Komponenten des Mineralkörpers des Bodens, wie z.B. zu organo-mineralischen Komplexen (OMK) oder Assoziaten, immobilisiert werden, wodurch ein geringeres Risiko für benachbarte Umweltkompartimente resultieren kann (SCHULZ et al. 1997). Vorrangiges Ziel ist demzufolge die Isolierung und Charakterisierung von

relevanten Pools der OBS, die hinsichtlich ihrer Verweilzeit im Boden und damit ihrer Stabilität und Umsatzgeschwindigkeit differieren. Die Isolierung einer leicht umsetzbaren Fraktion der OBS kann über eine Heißwasserextraktion erfolgen (SCHULZ 1990, SCHULZ 1997). Eine Stabilisierung von OBS kann durch Bindung an den Mineralkörper des Bodens erfolgen und auf echten Bindungen zu Bodentonmineralen bzw. Sorptionskomplexen beruhen (TADJERPISHEH 1988). Diese Wechselwirkungen zwischen OBS und Tonmineralen sind typische Prozesse im Boden und führen zur Bildung von organo-mineralischen Komplexen (OMK) unterschiedlichen Stabilisierungsgrades (GREENLAND 1965a, GREENLAND 1965b; HUANG & SCHNITZER 1986). Dieser durch Wechselwirkungen mit dem Mineralkörper des Bodens physikalisch stabilisierte OBS-Pool kann z.B. über physikalische Fraktionierungsmethoden, z.B. eine Partikelgrößenfraktionierung abgetrennt werden. In Kombination dazu scheint eine weitere Fraktionierung nach unterschiedlicher spezifischer Dichte Fraktionen der OBS zu liefern, die nur locker oder nicht mit den Bodentonen verbunden und physikalisch wenig oder nicht stabilisiert sind.

Neben Pestiziden, Dioxinen/Furanen sowie Polychlorierten Biphenylen (PCB) ist die Gruppe der Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) typisch für weit verbreitete organische Fremdstoffe. Die ubiquitär vorkommenden PAK entstehen durch unvollständige Verbrennung organischer Stoffe; die Hauptquelle ist die Verbrennung fossiler Energieträger. Sie werden fast ausschließlich über den Luftpfad in die Umwelt eingetragen und können daher als Modellsubstanzen für atmogene Deposition von Spurenstoffen betrachtet werden. Vor allem der Boden bildet für die PAK eine wichtige Schadstoffsенке. Für die Stoffgruppe der PAK ist die atmosphärische Deposition die Hauptkontaminationsquelle für Böden (GRIMMER et al. 1972). Während die Emissionsquellen der PAK bekannt sind, sind Verweildauer und Transportdistanz der PAK in der Luft sowie die jährlichen Eintragsmengen selbst jedoch noch weitgehend unbekannt. Bisherige Angaben beruhen meist auf großräumigen Schätzungen (FÜHR et al. 1986; JONES 1980). Besonders für agrarisch genutzte Böden und Waldböden ist jedoch eine Abschätzung zukünftiger Einträge im Rahmen von Vorsorgemaßnahmen wichtig, um Belastungen des Bodens zu vermindern. Neben einer Eintragsanalyse ist auch der Verbleib der Schadstoffe im Boden wichtig; Gefährdungspotentiale liegen in den Austragswegen, wie beispielsweise Aufnahme durch Pflanzen oder Versickerung mit nachfolgender Grundwasserkontamination.

15.2 Einfluss von Bodenart und OBS auf den Transfer organischer Fremdstoffe vom Boden in die Pflanze

Im Rahmen der Dissertation „Untersuchungen zum Boden/Pflanze – Transfer ausgewählter organischer Umweltschadstoffe in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften“ (HEINRICH 1998) wurde anhand von Gefäßversuchen modellhaft die Aufnahme der Organochlorpestizide Lindan und Methoxychlor durch Mais in Abhängigkeit von der Bodenart, dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) sowie der Pestizidkonzentration untersucht. Dazu wurden Böden der jeweils ungedüngten bzw. organisch/mineralisch gedüngten Variante zweier Dauerfeldversuche der Standorte Thyrow und Bad Lauchstädt sowie einer ehemaligen Stallung/Gülle-Deponie am Standort Bad Lauchstädt verwendet (Tab. 15.1).

Tab. 15.1) Charakterisierung der Böden (Entnahmetiefe: 0 – 30 cm)

	Nährstoffmangelversuch Thyrow (Tieflehm-Fahlerde)		Ausgleichs- Fläche Thyrow	Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt (Löß-Schwarzerde)		Stallung/ Gülle-Deponie Bad Lauchstädt
	ohne Düngung	organ./min. Düngung		ohne Düngung	organ./min. Düngung	
Ton (%)	0,3	0,2	2,7	27,8	20,4	19,9
C_{org} (%)	0,37	0,70	0,56	1,57	2,03	3,07
N_t (%)	0,03	0,05	0,04	0,14	0,22	0,31
C/N	12,3	14,0	14,0	11,2	9,1	9,9

Dotierung: jeweils 50 mg/kg Lindan und Methoxychlor homogen in den Boden eingemischt

Es konnte gezeigt werden, daß die beiden Pestizide in der Tieflehm-Fahlerde (Thyrow) besser für die Aufnahme durch Mais verfügbar waren als in der humusreicheren Löß-Schwarzerde (Bad Lauchstädt). Der Pestizidgehalt in Mais (Gesamtpflanze) korrelierte negativ mit dem C_{org} -Gehalt des Bodens ($r^2=0,82$) (Abb. 15.1).

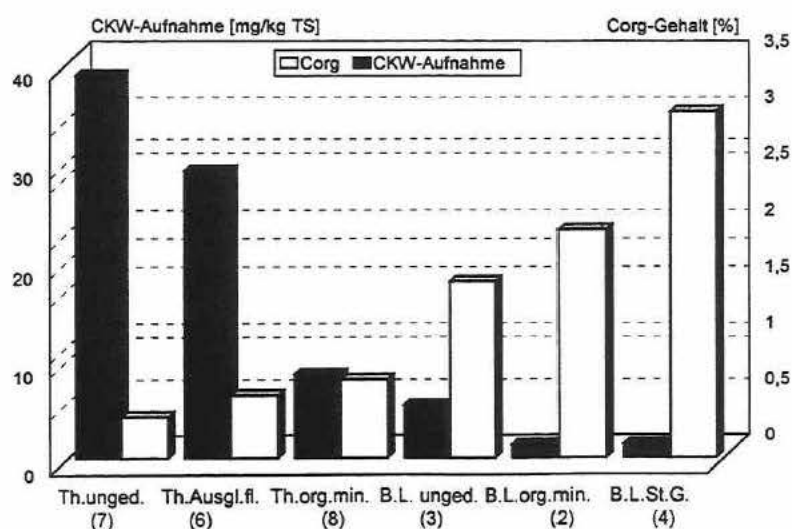


Abb. 15.1)
Abhängigkeit der
Aufnahme von
Organochlorpestiziden
(Summe Lindan und
Methoxychlor = CKW)
durch Mais ($n=4$) im
Gefäßversuch vom C_{org} -
Gehalt von Böden der
Standorte Thyrow und
Bad Lauchstädt

Neben dem Einfluss der Bodenart (Tongehalt) sowie dem C_{org} des Bodens wird die Aufnahme der Wirksubstanzen durch die physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen selbst beeinflusst (Abb. 15.2 u. 15.3).

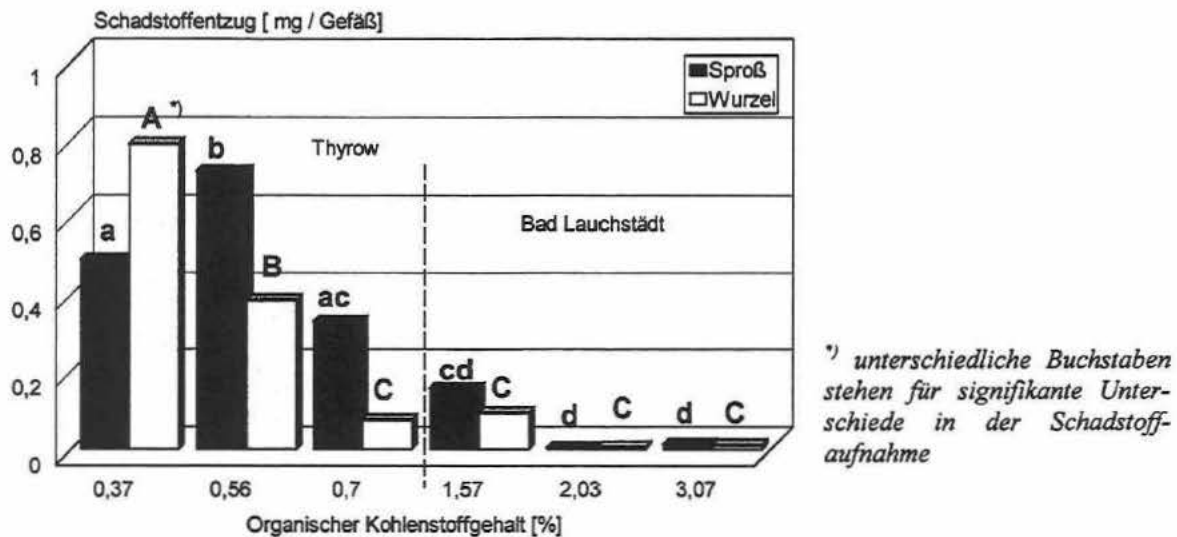


Abb. 15.2)

Einfluss des organischen Kohlenstoffgehaltes des Bodens auf die Aufnahme von Lindan durch Maispflanzen ($n=4$) im Gefäßversuch mit Löß-Schwarzerde Bad Lauchstädt und Tieflehm-Fahlerde (Thyrow)

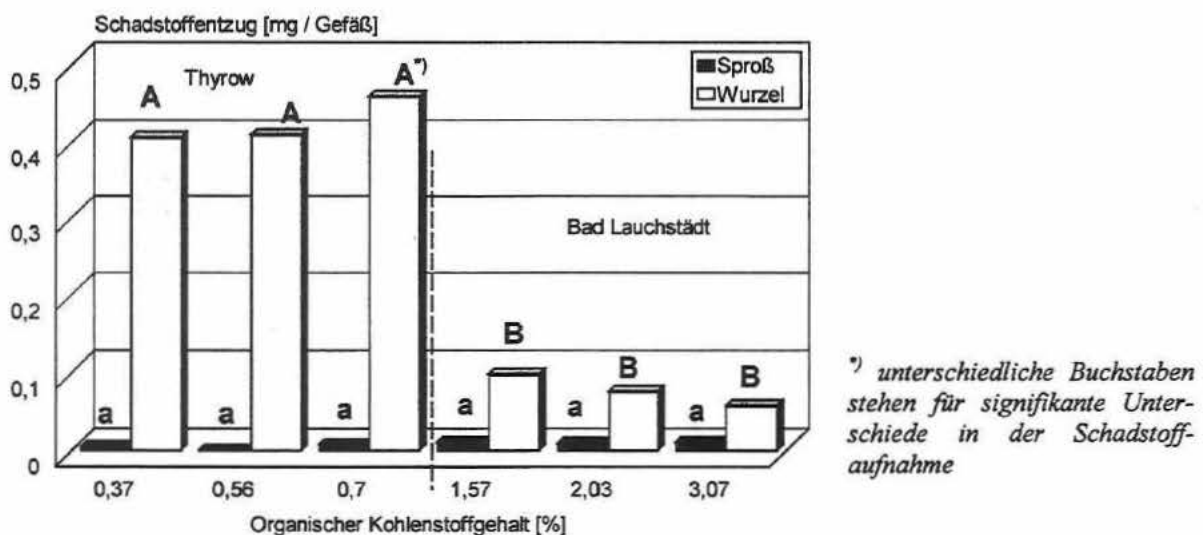


Abb. 15.3)

Einfluss des organischen Kohlenstoffgehaltes des Bodens auf die Aufnahme von Methoxychlor durch Maispflanzen ($n=4$) im Gefäßversuch mit Löß-Schwarzerde (Bad Lauchstädt) und Tieflehm-Fahlerde (Thyrow)

Aus dem Vergleich des Verhaltens beider Substanzen ist ersichtlich, dass bis zu einem C_{org} -Gehalt von 0,56 % das besser wasserlösliche Lindan gegenüber dem schlecht wasserlöslichen

Methoxychlor bevorzugt von den Pflanzen aufgenommen wurde. Bei einem C_{org} von 0,7 % wurden etwa gleiche Mengen der Wirkstoffe aufgenommen, wobei sich der Hauptteil des Lindans im Maissproß, das Methoxychlor hauptsächlich in den Pflanzenwurzeln befand.

Der Vergleich der aus beiden Bodenarten von den Pflanzen aufgenommenen Mengen an Wirksubstanzen ergab, dass diese auf dem leichten Sandboden des Standortes Thyrow höher waren (bis zu 1 % des applizierten Lindans bzw. 0,4 % des applizierten Methoxychlors) als die aus der Löß-Schwarzerde des Standortes Bad Lauchstädt (maximal 0,2% des applizierten Lindans bzw. 0,09 % des applizierten Methoxychlors). Die Konzentration der beiden Organochlorpestizide in der Gesamtpflanze korrelierte streng positiv mit der Applikationsmenge (10, 50, 100, 400 mg/kg Boden) dieser Stoffe (Lindan: $r^2=0,93$; Methoxychlor: $r^2=0,87$). Dagegen belegt die aufgenommene Menge der beiden Substanzen pro Gefäß, daß deren Aufnahme durch Mais nur bis zu einer Applikationsmenge von 100 mg/kg anstieg, während bei 400 mg/kg ein Rückgang der aufgenommenen Menge an Organochlorpestiziden einhergehend mit einer gleichzeitigen Trockenmassedepression um 88 % durch Schädigung des Pflanzenwachstums zu beobachten war.

Aus der durch die Pflanzen aufgenommenen Menge an Organochlorpestiziden bezogen auf die dem Boden zu Versuchsbeginn applizierte Menge wurden Transferfaktoren errechnet, die das Konzentrationsverhältnis der Substanzen in Pflanze und Boden ausdrücken. Transferfaktoren kleiner 1 drücken aus, daß es nicht zu einem verstärkten Einbau und damit zu einer Akkumulation der jeweiligen Substanz in die Pflanze kommt (O'CONNOR et al. 1990a, O'CONNOR et al. 1990b, O'CONNOR et al. 1991). Die mittleren Transferfaktoren der beiden Pestizide vom Boden in die Pflanze belegen, dass es in den oberirdischen Pflanzenteilen (Transferfaktoren $\ll 1$) nicht zu einer Anreicherung der Stoffe kam. Im Boden mit dem geringsten C_{org} -Gehalt wurde für Lindan aufgrund seiner hohen Pflanzenverfügbarkeit ein Transferfaktor von 1,53 errechnet.

15.3 Einfluss von Applikationsdosis und -form auf Rückstände von Pestiziden in Boden und Pflanze

Im Rahmen der Dissertation „Untersuchungen zur Aufnahme von ausgewählten Pestiziden durch Pflanzen sowie ihre Rückstände im Boden“ (QUARTA 2000) wurde die Aufnahme von PSM durch Pflanzen sowie PSM – Rückstände im Boden in Abhängigkeit von Bodenart, Applikationsform und -dosis untersucht. Darüber hinaus sollte untersucht werden, ob ein Transport von PSM nach Blattapplikation innerhalb der Pflanze bis zum Boden hin erfolgen kann. Dazu wurden Gefäßversuche mit Böden der Standorte Bad Lauchstädt (Löß-Schwarzerde) und Müncheberg

(Sand-Braunerde) (Tab. 15.2) durchgeführt. Als Versuchspflanzen wurden Mais und Ackerbohnen verwendet. Als Herbizide wurden Diclofop-methyl (Ackerbohnen) bzw. Terbutylazin (Mais) sowie für beide Fruchtarten Cypermethrin als Insektizid in der vom Hersteller empfohlenen sowie der 10-fachen Dosis als Boden- und Blattapplikation verabreicht.

Tab. 15.2) Bodenchemische und – physikalische Parameter der Versuchsböden

Bodenart	KAK ^{*)} (mval/100g Boden)	pH-Wert	Ton (%)	Sand (%)	C _{org} (%)	N _t (%)	C / N
Löß-Schwarzerde	28,6	6,8	22	8	2,15	0,198	10,9
Sand-Braunerde	10,7	5,0	4	71	1,16	0,120	9,7

^{*)} KAK - Kationenaustauschkapazität

Die Ergebnisse der Untersuchungen ließen folgende Aussagen zu:

Bei Ackerbohnen führte Cypermethrin und Diclofop-methyl zu einer deutlichen Steigerung des Ertrages und der N-Aufnahme. Im Gegensatz dazu verringerte sich bei *Mais* die N-Aufnahme bei allen mit Cypermethrin behandelten Gefäßen. Unabhängig von der Applikationsart fanden sich Rückstände von Cypermethrin, Diclofop-methyl und Terbutylazin in den Ackerbohnen und im Mais. Die Höhe der Rückstandsmengen war von der Applikationsdosis abhängig. Die Cypermethrinkonzentrationen lagen nach der Blattapplikation auch bei empfohlener Dosis bei beiden Fruchtarten in allen Pflanzenteilen oberhalb der für Deutschland zugelassenen Höchstmenge von 0,05 mg/kg. Bei Anwendung von Diclofop-methyl und Terbutylazin als Blattapplikation für Ackerbohnen und Mais waren deren Rückstände nur in den generativen Pflanzenteilen (Schoten bzw. Kolben) unterhalb der zulässigen Höchstmenge. Bei Nutzung der Kulturen als Grünfutter ist daher auch bei sachgemäßer Anwendung dieser Herbizide die Einhaltung der zulässigen Höchstmenge von 0,1 mg/kg nicht möglich. Die Kontamination des Bodens bei der Unkrautbekämpfung in Maisbeständen führte bei empfohlener Applikationsdosis nicht zu einer Belastung des Erntegutes. Bei Cypermethrin ist dies in den Ackerbohnenbeständen nicht auszuschließen.

Der Einfluss der Bodenart auf die Aufnahme von organischen Fremdstoffen zeigte sich in allen Experimenten, wobei deren Aufnahme durch die Pflanze in Löß-Schwarzerde geringer war als in Sand-Braunerde. Dies ist auf eine geringere Verfügbarkeit der Wirkstoffe aufgrund der höheren Sorption in tonreichen Böden zurückzuführen. In einem speziellen Versuch (Sand-Braunerde) mit Mais und Ackerbohnen wurden Terbutylazin, Diclofop-methyl und Cypermethrin modellhaft in

100-facher Menge als Blattapplikation angewendet und der Transport der Wirkstoffe zu anderen Pflanzenteilen sowie letztlich zum Boden untersucht.

Es konnte gezeigt werden, daß bereits zwei Tage nach Behandlung ausschließlich der oberirdischen Pflanzenteile Wirkstoffrückstände in den Pflanzenwurzeln nachweisbar waren, die beiden Wirkstoffe demnach sehr schnell in die Wurzel verlagert wurden. Der signifikante Anstieg der Wirkstoffrückstände in den Wurzeln von der ersten (2 Tage nach Applikation) zur zweiten Probenahme (22 Tage nach Applikation) belegt, daß die Wirksubstanzen während des Wachstums der beiden Pflanzenarten zu den Wurzeln verlagert und in den Boden ausgeschieden werden (Tab. 15.3).

Tab. 15.3)

Mittlere Rückstandsmengen ($n = 3$) von Cypermethrin (CPM), Diclofop-methyl (DCF) und Terbutylazin (TBA) in ober- und unterirdischen Pflanzenteilen von Mais und Ackerbohnen sowie im Boden nach Blattapplikation in einem Gefäßversuch mit Sand-Braunerde

Pflanze	PSM	Aufwand- menge [mg/Gefäß]	Ernte (Tage)	Wirkstoffrückstände (mg/Gefäß)					
				Pflanzen				Boden	[s]
				Sproß	[s]	Wurzel	[s]		
Acker- Bohnen	CPM	336,0	2	67,52	2,50	0,046	0,0021	6,98	0,46
			22	39,73	0,74	0,870	0,0058	19,6	0,34
	DCF	456,8	2	264,94	7,24	0,031	0,0027	4,69	0,04
			22	91,94	5,25	0,105	0,0029	12,86	0,62
Mais	CPM	336,0	2	79,62	1,57	0,007	0,0004	2,61	0,09
			22	32,14	1,32	0,285	0,0531	10,86	0,04
	TBA	308,7	2	202,46	1,53	0,002	0,0003	0,76	0,01
			22	147,56	1,29	0,022	0,0016	4,15	0,27

15.4 Einfluss von Pestiziden auf den Stoffhaushalt von Pflanzen

Im Rahmen der Dissertation „Einfluss von Pestiziden auf den Stoffhaushalt von Mais und Sommergerste in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften“ (BÖHME 2000) wurde untersucht, inwieweit die Wirksubstanzen Terbutylazin sowie Methoxychlor einen Einfluss auf den Stoffhaushalt, gemessen am Wasserhaushalt, Trockenmasseertrag und Stickstoffhaushalt von Mais und Sommergerste in Abhängigkeit von der Bodenart (Löß-Schwarzerde, Sand-Braunerde, Tab.15.2), der Vegetationszeit und der Pestizidaufwandmenge haben. Gleichzeitig wurden Aussagen zu Rückstandskonzentrationen der PSM in den Pflanzen sowie über die Menge und

Verteilung von Aminosäuregehalten der Pflanzen als Qualitätsmerkmale getroffen. HEINRICH (1998) berichtet bei Mais über steigende N-Entzüge durch steigende Konzentrationen an Organochlorpestiziden im Boden, wobei die Erhöhung der Wirkstoffkonzentration im Boden mit einer Erhöhung der N-Gehalte in der Wurzel korrelierte und mit einer Verzögerung der N-Verlagerung in den Sproß verbunden war. Neben einer Beeinflussung des N-Gehaltes einzelner pflanzlicher Organe fand QUARTA (2000) eine Erhöhung des Trockenmasseertrages bei Ackerbohnen, die mit den Wirkstoffen Cypermethrin und Diclofop-methyl behandelt wurden. BÖHME (2000) konnte aus seinen Untersuchungen schlußfolgern:

Die Erfassung des Wasserbedarfs von Pflanzen ist eine geeignete Methode zur Identifikation stoffwechselbeeinflussender Prozesse. Überblicksmäßig kann Beginn, Dauer und Intensität des Stoffeintrages abgeleitet werden. Die Wasseraufnahme der beiden Pflanzenarten wird durch die PSM-Anwendung beeinflusst. Der Einfluß ist abhängig von der Bodenart, der Pflanzenart und deren Entwicklungsstadium. Die Trockenmassebildung und der N-Entzug von Mais und Sommergerste wurden ebenfalls in Abhängigkeit von Bodenart sowie Art und Aufwandmenge des Pestizides spezifisch beeinflusst. Bei Mais wurden auf Löß-Schwarzerde im Gegensatz zur Sand-Braunerde in den Pestizid-Varianten signifikant höhere Trockenmasseerträge im Vergleich zur Kontrolle festgestellt. Bei Sommergerste hingegen wurde auf Löß-Schwarzerde kein Einfluss der PSM festgestellt, jedoch kam es zu einer drastischen Verringerung der Trockenmasseerträge auf Sand-Braunerde. Generell zeigten Mais und Sommergerste eine deutlich differenzierte Reaktion auf die Anwendung von Methoxychlor. Mais wies eine größere Toleranz gegenüber diesem Insektizid auf als Sommergerste, wobei eine eher positive Beeinflussung von Trockenmasseertrag und N-Entzug eintrat. Die Empfindlichkeit von Sommergerste auf Methoxychlor war abhängig von der Bodenart, welche die Verfügbarkeit des Wirkstoffes bestimmt. Dies äußerte sich bei PSM-Anwendung in einer Verringerung sowohl des Wasserverbrauchs als auch der Trockenmassebildung und des N-Entzuges auf Sand-Braunerde. Generell wurde auf der Grundlage der PSM-Rückstandsuntersuchungen in den Pflanzen festgestellt, dass es bei Applikation der vom Hersteller empfohlenen PSM-Dosis nicht zu einer Überschreitung der vom Gesetzgeber zulässigen Grenzkonzentrationen kam.

Der Einfluss von Methoxychlor auf den Aminosäurepool sowie auf das Aminosäuremuster der oberirdischen Pflanzenteile von Mais und Sommergerste war abhängig vom Vegetationsstadium der Pflanzen, von der Aufwandmenge an PSM und der Bodenart. Methoxychlor erhöhte teilweise den Aminosäureanteil in der Ähre von Sommergerste auf Löß-Schwarzerde (Abb. 15.4). Asparaginsäure, Glutaminsäure, Prolin, Valin, Leucin und Phenylalanin wiesen einen deutlichen Anstieg im Gehalt bei den behandelten Varianten gegenüber der Kontrollvariante auf. Dieser Effekt

wurde auch bei Sand-Braunerde beobachtet (Tab. 15.4). Auf beiden Böden wurde der höchste Aminosäureanteil in den generativen Pflanzenteilen der Sommergerste bei empfohlener Dosis festgestellt. Diese Applikationsmenge von Methoxychlor ist damit als ein Optimum in Bezug auf eine Stimulierung der Aminosäurebiosynthese von Sommergerste anzusehen.

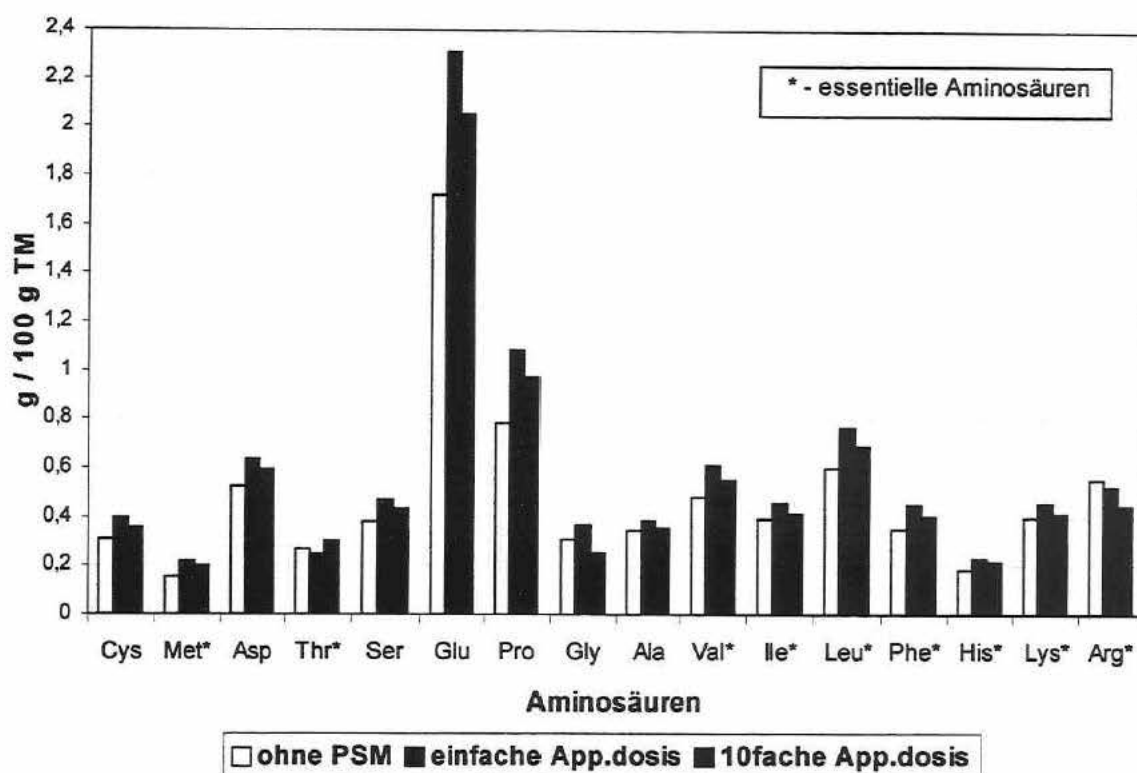


Abb. 15.4)

Einfluss von Methoxychlor auf den prozentualen Aminosäureanteil in Sommergerste-Ähren auf Löß-Schwarzerde nach 120 Tagen im Gefäßversuch

Bei Mais ließ sich ebenfalls feststellen, daß der Einfluß des Methoxychlor auf die prozentuale Zusammensetzung der pflanzlichen Aminosäurefraktion unabhängig von der Bodenart ist. Im Unterschied zur Ähre der Sommergerste kam es beim Maiskolben nicht zu einer Änderung im Aminosäureanteil der Varianten (Tab 15.4). Die Anwendung von Methoxychlor führte im Gefäßversuch nicht zu einer negativen Beeinflussung des pflanzlichen Aminosäurepools. In Abhängigkeit von der Pflanzenart kam es teilweise zu einem Anstieg des Gehaltes einzelner, z.T. essentieller Aminosäuren. Die Wirkung des PSM auf den Aminosäureanteil in der Pflanze war von der Bodenart unabhängig. Eine bevorzugte Synthese bestimmter Aminosäuren unter PSM-Einfluss wurde nicht beobachtet. Im Vergleich zu nicht PSM-behandelten Pflanzen kam es bei beiden Pflanzenarten zu keiner negativen Beeinflussung des Aminosäurepools. Es wurde allerdings häufig ein erhöhter Prolingehalt festgestellt. Prolin wird verstärkt in Streßsituationen (Trockenheit, Frost, Salinität, N-Mangel oder -Überangebot) gebildet. Es konnte erstmals gezeigt werden, dass auch PSM derartige Streßreaktionen verursachen können.

Tab. 15.4)

Einfluss von Methoxychlor und der Bodenart (Löß-Schwarzerde [LSE], Sand-Braunerde [SBE]) auf den Anteil ausgewählter Aminosäuren [g/100 g TM] von Sommergerste-Ähre und Mais-Kolben nach 120 Tagen im Gefäßversuch

Pflanze	Boden	Appl. Dosis	Asp	Glu	Pro	Val*	Ile*	Leu*	Phe*	Lys*	Arg*
Sommer- gerste Ähre	LSE	ohne	0,52	1,72	0,78	0,48	0,39	0,60	0,35	0,40	0,55
		einfach	0,64	2,31	1,09	0,61	0,46	0,76	0,45	0,46	0,52
		10fach	0,60	2,06	0,97	0,55	0,42	0,69	0,41	0,42	0,45
	SBE	ohne	1,12	3,61	1,75	0,79	0,63	1,05	0,72	0,65	0,75
		einfach	1,21	4,57	2,21	0,88	0,69	1,21	0,88	0,73	0,87
		10fach	1,02	3,38	1,66	0,77	0,62	0,98	0,70	0,61	0,68
Mais- Kolben	LSE	ohne	0,53	1,17	0,62	0,43	0,32	0,74	0,27	0,34	0,31
		einfach	0,50	1,09	0,56	0,43	0,32	0,70	0,27	0,31	0,30
		10fach	0,47	1,07	0,54	0,40	0,30	0,68	0,24	0,28	0,28
	SBE	ohne	1,54	1,64	0,44	0,51	0,40	0,74	0,32	0,58	0,43
		einfach	1,47	1,64	0,54	0,51	0,40	0,73	0,36	0,59	0,43
		10fach	1,49	1,72	0,65	0,54	0,40	0,87	0,39	0,56	0,43

15.5 Abschätzung der Bioverfügbarkeit von organischen Fremdstoffen für deren Aufnahme durch Pflanzen

Neben den stofflichen Eigenschaften selbst wird die Verfügbarkeit der Substanzen u.a. entscheidend durch die Bodenart (Tongehalt), durch den Gehalt der Böden an organischer Substanz (SCHULZ 1999) und damit auch über die bodenmikrobiellen Aktivitäten beeinflusst. Für die Untersuchungen zur Abschätzung der Verfügbarkeit der Organochlorpestizide Lindan und Methoxychlor für deren Aufnahme durch Pflanzen wurde ein Gefäßversuch (HEINRICH 1998) genutzt, der einjährig für Untersuchungen zum Boden-Pflanze-Transfer dieser Pestizide in Abhängigkeit von der Bodenart und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff angelegt wurde. Die Abtrennung einer leicht umsetzbaren Fraktion der OBS erfolgte durch eine Heißwasserextraktion (SCHULZ 1990). Die heißwasserextrahierbare Fraktion der OBS, charakterisiert durch deren C-Gehalt (C_{hwe}) kann als der am leichtesten umsetzbare Teil der aktiven organischen Substanz angesehen werden (SCHULZ 1997) und wurde als ein mögliches Kriterium der Beurteilung von Schadstoffverfügbarkeiten im Boden herangezogen (SCHULZ 1999). Es zeigt sich ein deutlicher Einfluß sowohl des organischen Kohlenstoffgehaltes der Böden wie auch der Bodenart auf den Gehalt der beiden Pestizide in der Heißwasserfraktion (HWF) (Abb. 15.5).

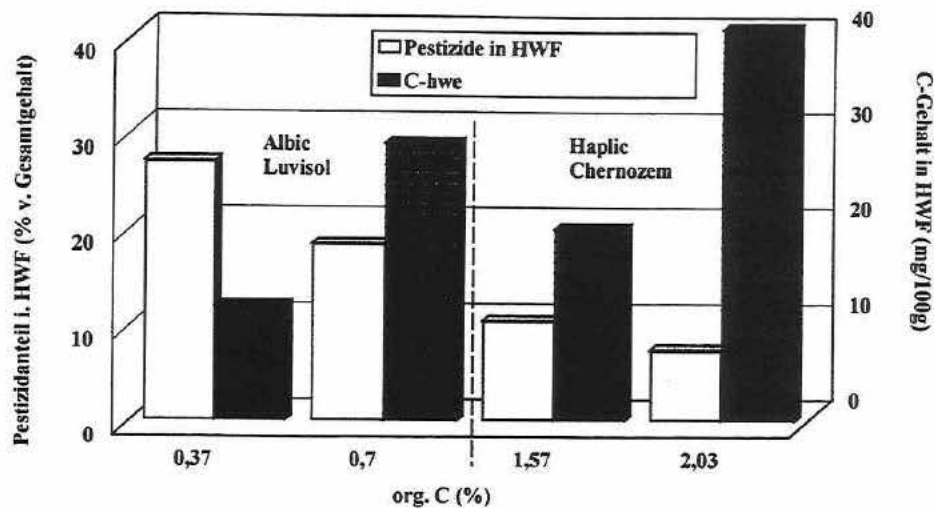


Abb. 15.5)

Einfluss des C_{org} -Gehaltes des Bodens sowie des C-Gehaltes in der Heißwasserfraktion (C_{hwe}) auf den Anteil von Pestiziden in der Heißwasserextrahierbaren Bodenfraktion (HWF)

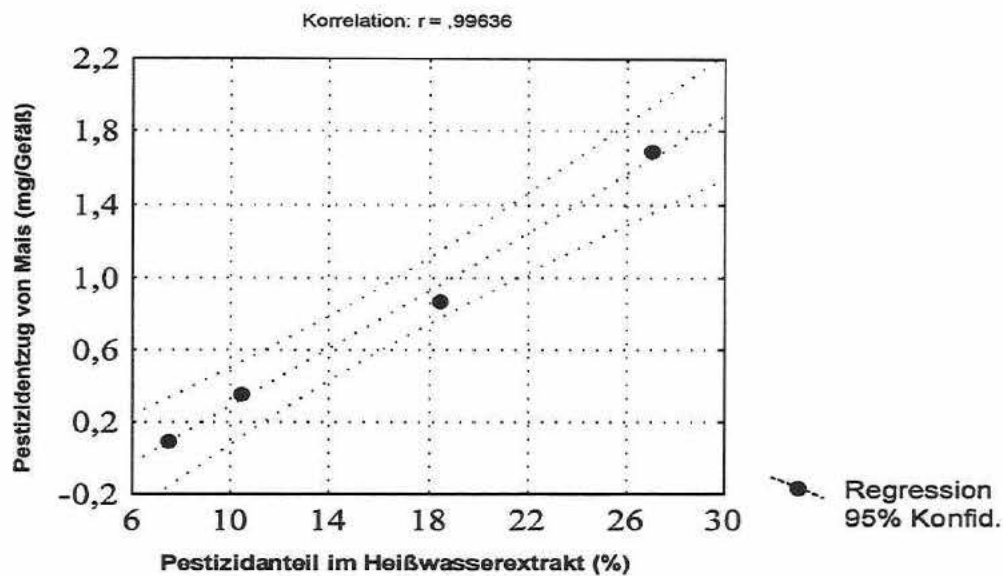


Abb. 15.6)

Beziehungen zwischen dem Pestizidanteil (Summe Lindan und MOC) in der heißwasserextrahierbaren Fraktion der OBS und deren Aufnahme durch Mais im Gefäßversuch

Der Pestizidgehalt in dieser Fraktion wird mit steigendem organischen C-Gehalt des Bodens stark verringert und damit auch deren Verfügbarkeit zur Pflanzenaufnahme. Der experimentelle Nachweis wird aus den vorliegenden Ergebnissen (Abb. 15.6) sichtbar. Für die Beziehung zwischen der Aufnahme der Pestizide durch Mais und dem Pestizidanteil in der heißwasserextrahierbaren Fraktion der OBS, einer definitionsgemäß leicht umsetzbaren Bodenfraktion, ergibt sich eine noch engere Korrelation von $r^2 = 0,99$. Entsprechend der stofflichen Eigenschaften der Substanzen ist im Vergleich zu MOC ein größerer Anteil des besser wasserlöslichen Lindans in der

Heißwasserfraktion enthalten. Die Verringerung der Verfügbarkeit eines Stoffes in der Bodenlösung bzw. der Anteile, die an leicht umsetzbare Teile der OBS gebunden sind, bedeutet Immobilisierung durch z.B. Sorptionsprozesse bzw. Wechselwirkungen mit stabileren Fraktionen der OBS. Zur Untersuchung dieser Wechselwirkungen wurde eine physikalische Fraktionierung der Böden nach Korngrößen- und Dichteunterschieden (SHAYMUKHAMETOV et al. 1984, TRAVNIKOVA et al. 1990) vorgenommen. Diese Fraktionierung lieferte zwei grundsätzlich verschiedene Pools der OBS:

- a) eine OBS-Fraktion, die sehr enge Bindungen zu den Tonmineralien aufweist und somit physikalisch stabilisiert ist (OMK – organomineralische Komplexe oder Assoziate) und
- b) spezifisch leichte Fraktionen der OBS, die nur relativ lockere Wechselwirkungen mit dem Mineralkörper des Bodens aufweisen, physikalisch wenig stabilisiert sind und eine unterschiedliche chemische Stabilität haben können.

Die Quantifizierung der beiden Organochlorpestizide in den Fraktionen ergaben für Methoxychlor höhere Anreicherungsfaktoren in der Tonfraktion als für das besser wasserlösliche Lindan. Bezogen auf den Gesamtgehalt von Methoxychlor wurde in der Tonfraktion nahezu das Zehnfache gefunden (Abb. 15.7). Die Affinität zur Bindung an die Tonfraktion zeigt sich besonders deutlich in der Tiefehm-Fahlerde vom Standort Thyrow, wobei hier zusätzlich der Einfluss des TOC sichtbar wird (SCHULZ 1999).

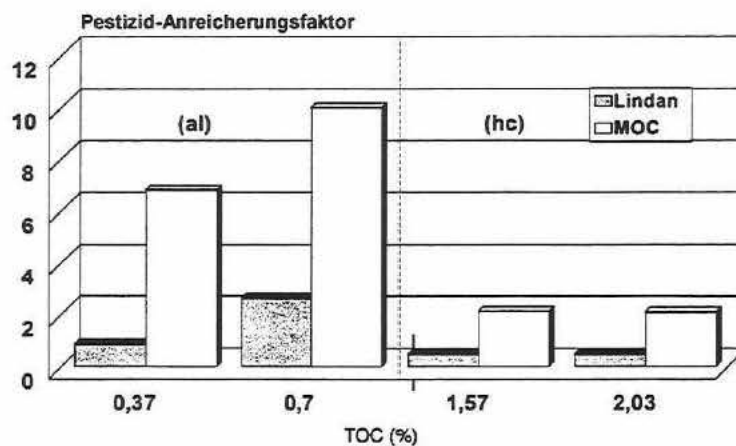


Abb. 15.7)

Einfluss der Bodenart und des TOC des Bodens auf die Anreicherungsfaktoren von Lindan und Methoxychlor (MOC) in der Tonfraktion einer Löß-Schwarzerde (haplic chernozem – hc) und einer Tiefehm-Fahlerde (albic luvisol – al)

15.6 Eintrag von PAK über den Luftpfad in agrarisch und industriell genutzten Gebieten des Raumes Halle

Für die Stoffgruppe der PAK ist vor allem der direkte atmogene Eintrag auf Blätter und Sproß von Bedeutung, wohingegen eine Pflanzenaufnahme über den Wurzelkörper kaum stattfindet (SIMS & OVERCASH 1983). Der Beitrag von Pflanzen als intermediäre Schadstoffsенke ist noch weitgehend unbekannt (SIMONICH & HITES 1994); ihr Beitrag spiegelt sich vor allem in Waldböden wieder, die durch ihre Humusaufgabe im Vergleich zu Standorten mit weniger Vegetation höhere PAK-Gehalte aufweisen (MATZNER 1984). Im Falle der Kulturpflanzen können PAK durch atmosphärische Deposition auf Pflanzenoberflächen (Blätter und Früchte) in die Nahrungskette gelangen.

Eine Erfassung der Belastung von Böden und Pflanzen durch luftgetragene Schadstoffe ist über Depositionsmessungen möglich. Hier bestehen noch große Forschungsdefizite. Bisherige Untersuchungen zu Standortbelastungen beschränken sich meist entweder auf Immissionsmessungen oder Boden- bzw. Sedimentbelastungen. Vergleichende Untersuchungen über PAK-Gehalte in verschiedenen Umweltmedien am gleichen Untersuchungsstandort sind dem Bereich der Forschung zu Depositionsmechanismen zuzuordnen und behandeln meist Verteilungsgleichgewichte zwischen den Systemen Luft-Boden bzw. Luft-Pflanze (TOLLS & MCLACHLAN 1994; SIMONICH & HITES 1994). Im Rahmen der Dissertation „Untersuchungen zum Eintrag von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) über den Luftpfad in ländlichen Gebieten des Raumes Halle/Saale“ (SCHÄFER 1997) wurde für die Stoffgruppe der PAK am Untersuchungsstandort Bad Lauchstädt der Stofftransport Luft-Boden bzw. Luft-Pflanze charakterisiert. Der Standort am Rande des industriellen Ballungszentrums Halle-Leipzig-Bitterfeld repräsentiert einen ländlichen Raum mit einer zu diesem Zeitpunkt noch typischen Immissionssituation (Braunkohlehausbrand). Durch Messung der Immissionskonzentration mittels Aktivsammlern sowie der atmosphärischen Deposition über zwei unterschiedliche Passivsammler (Boden und Pflanze) wurden Zusammenhänge zwischen den PAK-Gehalten in den verschiedenen Umweltmedien sowie die jährliche Durchschnittsdeposition auf Boden und Pflanze untersucht. Die *Immissionskonzentrationen* sind jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Im Winterhalbjahr während der Heizperiode waren diese deutlich höher (6 bis 10 mal so hoch) als im Sommerhalbjahr (durchschnittlich $4 \text{ ng}\cdot\text{cm}^{-3}$). Das Konzentrationsprofil der PAK (Normalisierung der PAK-Konzentrationen auf Benz(e)pyren=1) zeigte sich im jahreszeitlichen Verlauf stabil. Das Winter-Immissionskonzentrationsprofil konnte eindeutig der Gruppe der Braunkohle-Hausbrand bedingten Immissionsprofile zugeordnet werden.

Ein Vergleich mit Immissionsprofilen aus der Region Weißenfels/Naumburg (Ministerium für Umwelt, Natur und Raumordnung – MUNR - SACHSEN/ANHALT 1994) ergab eine positive Korrelation ($r > 0,7$ bis $0,9$) zu den einzelnen Vertretern der PAK. Die Anwesenheit eines Schwefelhomogen, des Benzo(b)naphtho-2,1-d-thiophen (2,1-BNT) in der Luft am Untersuchungsstandort ist ein zusätzlicher Indikator für Braunkohleverbrennung als Hauptemissionsquelle, da die Braunkohle im Umkreis stark schwefelhaltig ist.

Die atmosphärische Deposition wurde mittels Ober- bzw. Unterboden vom Standort sowie mit Grünkohlpflanzen als Passivsammler gemessen. Über eine Konzentrationsprofilanalyse der Boden- und Luftmessungen konnte gezeigt werden, daß die PAK proportional zu ihrem Anteil in der Luft in den Boden eingetragen werden und andere Kontaminationsquellen ausgeschlossen werden können. Die PAK-Konzentration im Oberboden ist sehr niedrig und befindet sich im Bereich der „natürlichen“ Hintergrundbelastung. Vergleichbare Konzentrationen sind in ländlichen und als Reinluftgebiete ausgewiesenen Regionen Nordrhein-Westfalens zu finden. Die PAK-Aufnahme der Pflanzenblätter von Grünkohl war zwar proportional der Immissionskonzentration, das Konzentrationsprofil entsprach jedoch nur eingeschränkt dem Luftkonzentrationsprofil. Die PAK-Konzentration der Blätter war nach jeweils zweimonatiger Exposition im Winter um den Faktor 30 höher als im Sommer (Winter/Sommer-Verhältnis der Immissionskonzentration: 11). Die Pflanzen reagieren also sehr empfindlich auf Änderungen der Immissionsituation. Sie sind daher grundsätzlich für Depositionsuntersuchungen geeignet, wenngleich die Sammleroberfläche offenbar einen selektiven Beitrag zur PAK-Deposition leistet. Emissionsquellen lassen sich deshalb nicht unbedingt identifizieren.

Über einen Zeitraum von 2,5 Jahren wurde der PAK-Konzentrationsverlauf im Ober- und exponierten Unterboden verfolgt. Es wurde daraus eine jährliche PAK-Durchschnittsdeposition im Boden von ca. $11 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{a}$ bzw. $1,5 \text{ g}/\text{ha} \cdot \text{a}$ berechnet.

16 Auswirkungen der Landschaftsbewertung und -optimierung auf die Landschaftsstruktur im Untersuchungsraum der Querfurter Platte

A. Lausch & B. Meyer

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sekt. Angewandte Landschaftsökologie, Leipzig

Abstract

Effects of landscape assessment and optimization on the landscape structures in the study period at Querfurter Platte

The study area Querfurter Platte, naturally subdivided into only a few areas, has been fundamentally changed in its area-structural peculiarity and characteristics by landscape assessment and optimization scenarios. These new landscape structures are an essential basis for landscape functions and for incidence of different species. Assessing the changed landscape structures of the scenarios entails a quantitative analysis of the landscape structures by landscape metrics. Using a set of landscape metrics in quantitative analysis guaranteed a consistent assessment of effects of landscape assessment and optimization scenarios on landscape structures.

Zusammenfassung

Der raumstrukturell nur wenig gegliederte Untersuchungsraum der Querfurter Platte wurde anhand der Landschaftsbewertung und Optimierungsszenarien in seiner raumstrukturellen Eigenheit und Charakteristik grundlegend verändert. Diese neuen Landschaftsstrukturen stellen eine wichtige Grundlage für Landschaftsfunktionen als auch dem Vorkommen unterschiedlicher Arten dar. Um eine Bewertung der veränderten Landschaftsstrukturen der Szenarien zur Landschaftsbewertung durchführen zu können, wurde eine quantitative Analyse der Landschaftsstrukturen durch Landschaftsstrukturmaße durchgeführt. Hierbei erwies sich der Einsatz eines Sets von Landschaftsstrukturmaßen in der quantitativen Analyse als notwendig, eine sachlich konkrete raumbezogene Einschätzung der Auswirkungen der Landschaftsbewertung und -optimierung auf die Landschaftsstruktur im Untersuchungsraum durchzuführen.

16.1 Zielsetzung der Untersuchungen

In Kapitel 2 wurde gezeigt, mit welcher Zielrichtung und unter welchen Annahmen die Landschaftsbewertung und die Herleitung der Landschaftsoptimierungsszenarien erfolgte. Ein wesentliches Ergebnis ist, dass sich in den Szenarien sowohl die Flächennutzung, die Biotop- und Schlaggrößen und die Anordnung der Biotope im Untersuchungsraum Barnstädt deutlich verändert haben. Die im landschaftsplanerischen Entwurf dargestellten neuen Biotope Acker, Grünland, Sukzessionsflächen, Hecken, Raine und Alleen bzw. Baumreihen ergeben eine neue Landschaftsstruktur, deren Auswirkungen als Habitat für Arten in diesem Projekt bisher nicht oder nur ansatzweise abgeschätzt werden kann. Bis heute fehlen allgemein anerkannte Methoden zur Erfassung, Messung und Bewertung der Landschaftsstruktur.

Landschaftsstrukturelle Indikatoren beschreiben die „aus dem Erscheinungsbild des Raummusters und aus der haushaltlichen Funktion der Raumeinheiten zusammengesetzte“ Landschaftsstruktur (LESER 1991). Während Teilkompartimente der haushaltlichen Funktion der Landschaftsstruktur Gegenstand der Landschaftsbewertungs- und -optimierungsszenarien sind, wurde in diesem Kapitel vorgestellten Teilprojekt nach Wegen gesucht, Landschaftsstrukturen mit Landschaftsstrukturmaßen statistisch zu beschreiben (zu messen). Landschaftsstrukturmaße sollen das Muster der Biotopstrukturen bezogen auf einen definierten bzw. normierten Bezugsraum beschreiben. Hierfür wurde das Programmpaket FRAGSTATS (MCGARIGAL & MARKS 1994) genutzt. Es ist hier deutlich darauf hinzuweisen, daß die Landschaftsstatistik noch im Experimentierstadium ist. Es wird von den Autoren aber erwartet, daß in Zukunft mit vergleichenden Strukturmaßen und ihrer Bewertung in Bezug auf Habitatansprüche unterschiedlicher Ziel- und Leitarten ein wesentlicher Beitrag zur Quantifizierung und Lösung von raummusterabhängigen Problemen wie Flächenzerschneidung, Verinselung, Isolierung, Landschaftsverbrauch und zur Begründung von Habitatverbundsystemen geleistet werden kann.

Folgende Fragen sollten im Rahmen des Projektes behandelt bzw. getestet werden:

1. Welche Veränderungen der Landschaftsstruktur durch die Landschaftsbewertungs- und -optimierungsszenarien sind mit Landschaftsstrukturmaßen erfaßbar?
2. Können diese Maße bereits als typisch für Landschaften beschreiben werden?
3. Kann bereits eine Beziehung zwischen Landschaftsstrukturmaßen und Habitatqualitäten benannt werden?
4. Welche inhaltlichen und datentechnischen Voraussetzungen müssen gegeben sein, um Landschaftsstrukturmaße nicht nur als beschreibende Indikatoren im Rahmen der Landschaftsanalysen zu nutzen, sondern auch für die Bewertung einsetzen zu können?

5. Welche Voraussetzungen müssen gegeben sein, um Landschaftsstrukturmaße nicht nur als beschreibende Indikatoren zu nutzen, sondern auch für die Bewertung einsetzen zu können?

16.2 Methodische Vorgehensweise

Für die Analyse von Zusammenhängen zwischen der Struktur und Funktion von Ökosystemen sowie für Untersuchungen von Habitaten und Populationen ist die Erfassung und Bewertung des Attributes Raum und der räumlichen Beziehungen ein grundlegender Untersuchungsschwerpunkt. Seit fast 20 Jahren wird diesem Schwerpunkt, insbesondere in den Arbeiten der nordamerikanischen Landschaftsökologen (FORMAN & GODRON 1986, TURNER 1989, TURNER & GARDNER 1991a, TURNER & GARDNER 1991b, MCGARIGAL & MARKS 1994, FORMAN 1995), starke Beachtung geschenkt. Die genannten Autoren versuchen, das Mosaik bzw. die Struktur einer Landschaft durch Landschaftsstrukturmaße (LSM) zu beschreiben. Landschaftsstrukturmaße (vgl. Abb. 16.3) umfassen die Analyse der Form und Gestalt, des Musters, der Komplexität, der Konfiguration (Anordnung) sowie der Komposition (Zusammensetzung) von Landschaftselementen, der Biotop- und Flächennutzungsklassen sowie der Landschaft (vgl. Abb. 16.2). Mit Hilfe von Landschaftsstrukturmaßen soll es gelingen, Aussagen hinsichtlich der raumstrukturellen Eigenschaften der Landschaft machen zu können.

Für das Untersuchungsgebiet auf der Querfurter Platte (Flächen des Agrarunternehmens – AUB - Barnstädt), welches in der Einleitung beschrieben wurde, wurden die vektoriell vorliegenden Datensätze der Landschaftsbewertung und der Optimierungsszenarien (Ist-Zustand, landschaftsplanerischer Entwurf, Naturschutzszenario 7,5 %, Naturschutzszenario 15 % und Naturschutzszenario 30 %) mit der Biotop- und Flächennutzungs-kategorie (Acker, Wald, Grünland, Siedlung, Verkehr, Gewässer, vegetationsfreie Fläche, Stauden- und Ruderalflur, Hecken und Gebüsch, Baumreihe und Allee) abgegrenzt (Kap. 2; vgl. Abb. 2.1). Die flächenhaft vorliegenden Informationen wurden auf eine Zellgröße von 5 Meter/Pixel gerastert. Aufgrund der Bedeutung linearer Landschaftselemente für die Quantifizierung der Landschaftsstruktur und der nachfolgenden Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen (LAUSCH 2000) wurden die linear vorliegenden Landschaftselemente Verkehrsnetz, Hecken und Gebüsch sowie Baumreihen und Alleen ebenfalls auf eine Rasterzellgröße von 5 Meter/Pixel transformiert und mit dem Rasterdatensatz der Biotop- und Flächennutzung verschnitten. Die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße aus den Biotop- und Flächennutzungsdaten für die fünf unterschiedlichen Szenarien des Untersuchungsraumes Barnstädt erfolgte auf Rasterbasis mit Hilfe des Strukturanalyseprogrammes FRAGSTATS 2.0, MCGARIGAL & MARKS (1994): „Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure“.

Folgende Modellparameter wurden den Berechnungen der Landschaftsstruktur für den Untersuchungsraum zugrunde gelegt (Tab. 16.1).

Tab. 16.1)

Parameter zur Quantifizierung der Biotop- und Landschaftsstrukturen der Szenarien des Untersuchungsraumes

Parameter	Eigenschaften
Datenformat	Raster
Zellgröße	5 x 5 Meter
Definition der kleinsten Einheit <i>Patch</i>	Rasterzellen incl. diagonale Rasterzellen einer Klasse
Maximale Klassenanzahl	10 Biotop- und Flächennutzungsklassen
Suchradius	1000 Meter
Eliminierung von Kleinstflächen	keine
Besonderheiten	Rasterung (5x5 Meter) und Integration linearer Landschaftselemente (Verkehrsnetz, Hecken und Gebüsch, Baumreihen und Alleen)
	Rasterung der linearen Landschaftselemente

In Tab. 16.2 wird dargestellt, dass bei der Ableitung der Strukturmaße zwischen den Ebenen Landschaftselement (engl.: *patch*), Klasse (engl.: *class*) und Landschaft (engl.: *landscape*) unterschieden wird.

Tab. 16.2) Ebenen für die Ableitung von Strukturmaßen

Begriffe		Bezugs- und Erfassungsebenen
Landschafts- element	<i>Patch</i>	Jede Einzelfläche einer thematisch abgegrenzten Klasse (<i>Land-Cover-Klasse</i>). (z.B. Patches des Untersuchungsraumes Barnstädt)
Klasse	<i>Class</i>	Gesamtheit aller Einzelflächen (<i>Patches</i>) einer thematisch abgegrenzten Klasse (z.B. Wald, Ackerland, Grünland, Siedlung, Verkehr)
Landschaft	<i>Landscape</i>	Gesamtheit aller thematisch abgegrenzten Klassen eines Raumes. In der vorliegenden Arbeit: Landschaft des Untersuchungsraumes Barnstädt

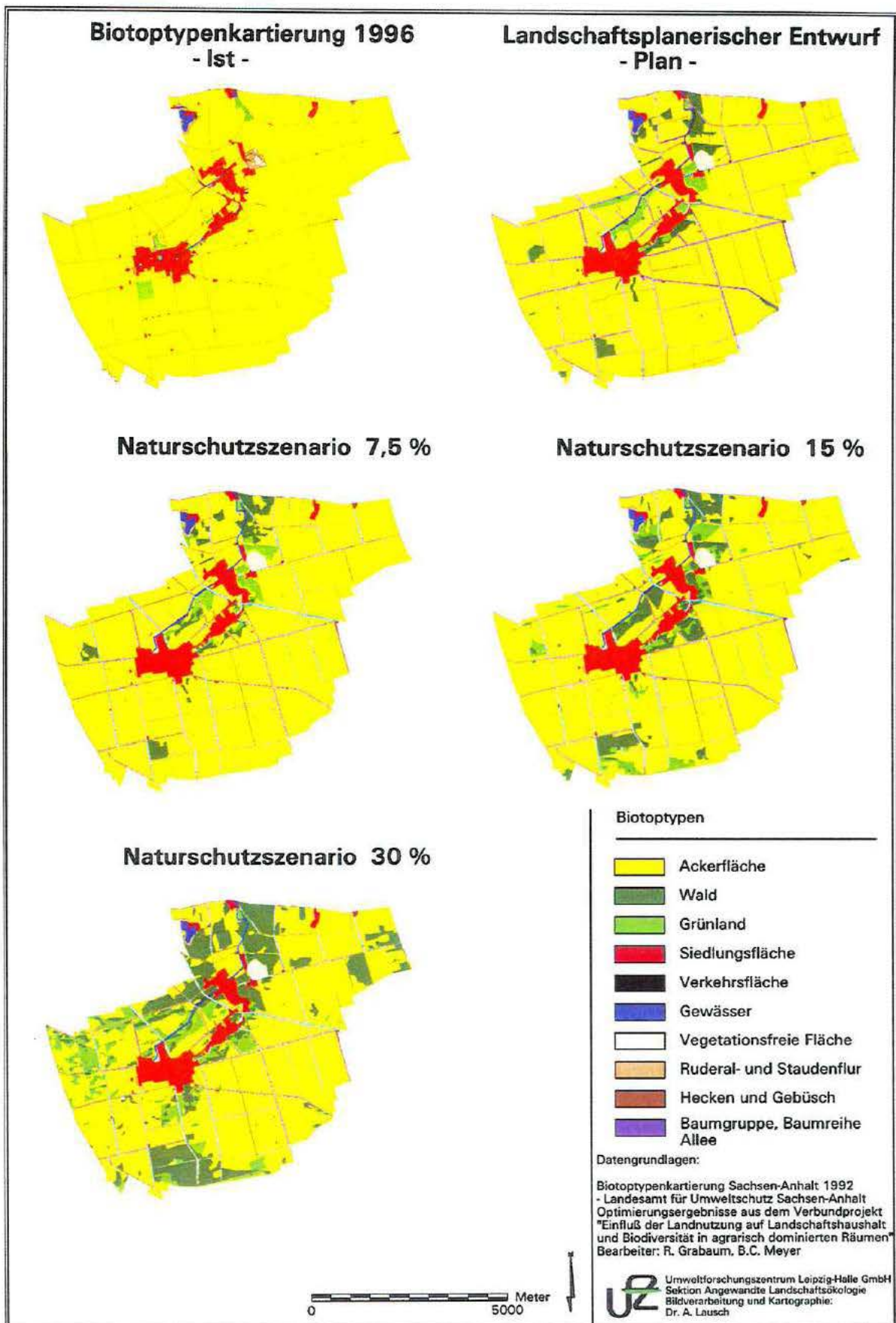


Abb. 16.1: Untersuchungsgebiet auf der Querfurter Platte (AUB Barnstädt) - Landschaftsbewertung und -optimierungsszenarien (Ist-Zustand, Landschaftsplanerischer Entwurf, Naturschutzszenario 7,5 %, Naturschutzszenario 15 % und Naturschutzszenario 30 %) mit den Biotop- und Flächennutzungsklassen

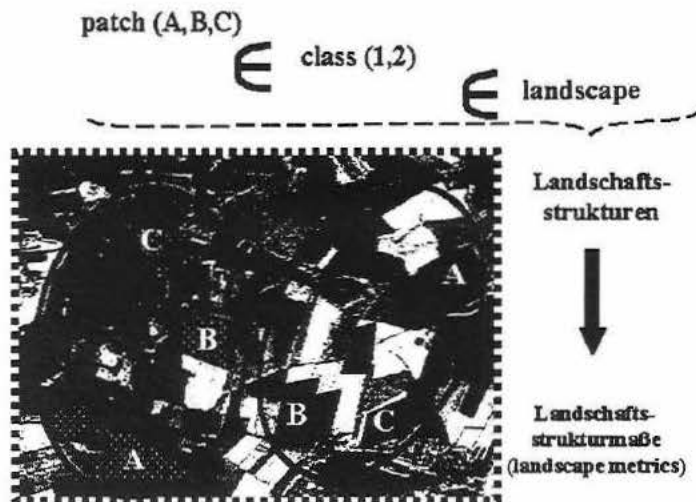


Abb. 16.2)
Raumeinheiten der quantitativen Untersuchung von Landschaftsstrukturen - patch, class und landscape

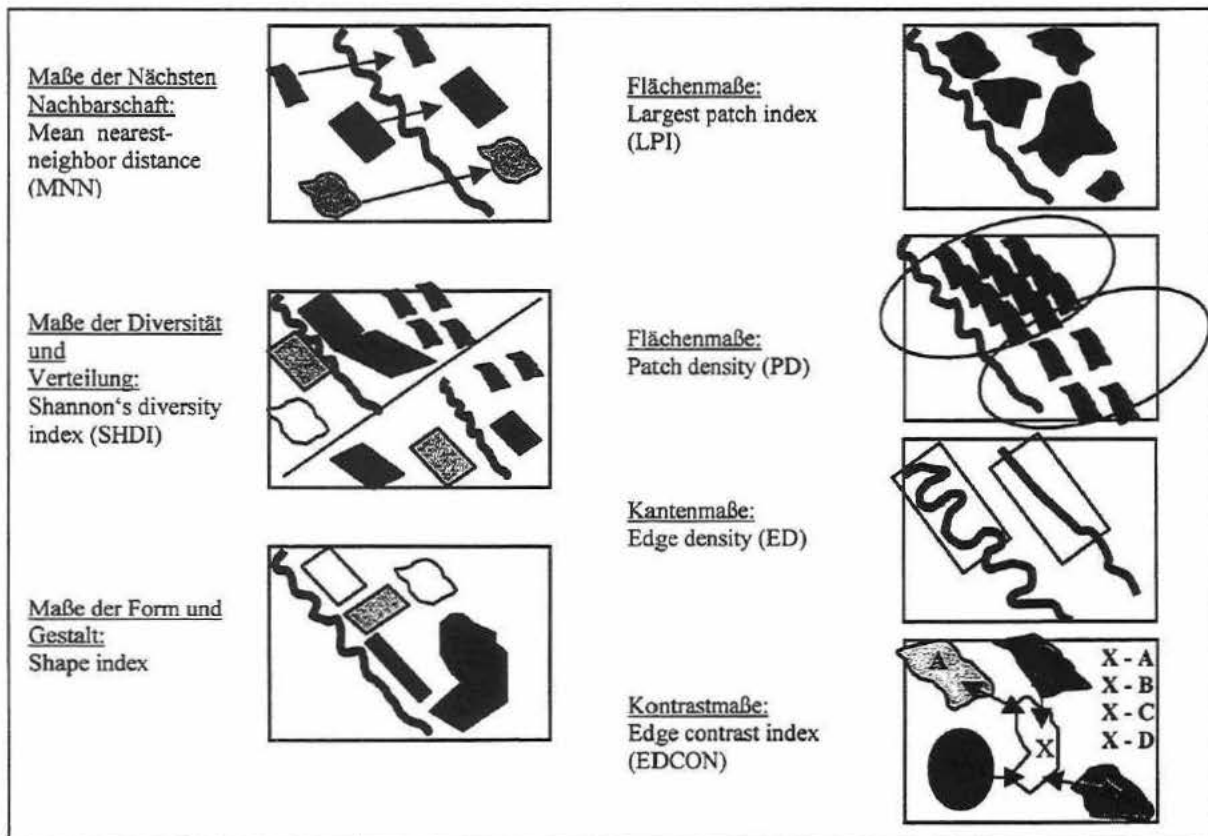


Abb. 16.3) Vereinfachte Darstellung wichtiger Kategorien von Landschaftsstrukturmaßen

In Tab. 16.3 sind die Maße zur Quantifizierung der Biotop- und Landschaftsstruktur der Untersuchungsräume beschrieben. Die diesen zugrundeliegenden mathematischen Ausdrücke sind in MCGARIGAL & MARKS (1994) bzw. LAUSCH (2000) zu finden. Die Auswahl der Landschaftsstrukturmaße für die vorliegende Arbeit erfolgt insbesondere im Hinblick auf die vorliegende Zielsetzung des Vergleiches der Maße als Anzeiger landschaftlicher Veränderungen im

Rahmen der Szenarien sowie unter Berücksichtigung der Interpretierbarkeit der Landschaftsstrukturmaße und im Hinblick auf die Übertragbarkeit auf andere Regionen in ausgeräumten Intensivagrarlandschaften.

Tab. 16.3a-d)

Beschreibung der mit FRAGSTATS (Vers. 2.0, MCGARIGAL & MARKS 1994) berechneten Landschaftsstrukturmaße für den Untersuchungsraum

- a) Flächenmaße
- b) Kanten- und Kontrastmaße
- c) Maße der Nächsten/Nachbarschaft
- d) Maße der Diversität und Verteilung

Flächenmaße

Akronym / Name des Maßes Einheit / Größe Berechnungsebene	Beschreibung
LPI <i>Largest patch index</i> (%) Klasse / Landschaft	Gibt den Flächenanteil des größten Landschaftselementes an der betreffenden Klasse bzw. der gesamten Landschaft wieder. Hieraus können Aussagen zur Fragmentierung bzw. Heterogenität der betrachteten Landschaft gemacht werden.
PD <i>Patch density</i> (n/100 ha) Klasse / Landschaft	Der Wert beschreibt die Anzahl der Landschaftselemente pro Einheitsfläche. Die Dichte ermöglicht die Einschätzung der Fragmentierung und Heterogenität der untersuchten Klasse.
MPS <i>Mean patch size</i> (ha) Klasse / Landschaft	Der Index gibt Auskunft über die mittlere absolute Größe der Landschaftselemente einer Klasse.
PCV <i>Patch size coefficient of variation</i> (%) Klasse / Landschaft	Der Index bezieht die Standardabweichung der Landschaftselement-Größen auf die mittlere Landschaftselement-Größe und gibt somit Aussagen bezüglich der Variabilität der Flächengröße der Landschaftselemente einer Klasse. <u>Aussagewert:</u> - hoher Wert: starke Variation der Größen von LE in dem Landschaftsmuster - geringer Wert: geringe Variation der Größen von LE in dem Landschaftsmuster

Die Flächenmaße quantifizieren die Zusammensetzung der Landschaft. Es lassen sich hieraus jedoch keine Aussagen über die Anordnung der Landschaftselemente (LE) ableiten.

Eine Bedeutung haben die Flächenmaße für die Beurteilung von Artenreichtum, Flächenbesetzung– und Artverteilungsmuster insbesondere für Untersuchungen der Landschaftsveränderung.

Patch-Dichte, Patch-Größe und Streuung der Patch-Größen :

Mit Hilfe dieser Landschaftsmaße werden die Anzahl oder Dichte von Patches, die durchschnittliche Größe der Patches und die Veränderung der Patchgröße quantifiziert. Hieraus können Aussagen zur Landschaftsanordnung abgeleitet werden. Die Anzahl der Flächen bzw. die Flächendichte sind nutzbar für Untersuchungen der räumlichen Heterogenität des Landschaftsmosaiks und der Fragmentierung von Landschaftsräumen. Mittels der Patchanzahl und der durchschnittlichen Patchgröße erhält man eine direkte Information über das Landschaftsmuster. Nach GARDNER et al. (1993) stellen sie ein wichtiges Kriterium dar, den Verlust an Biodiversität in einem Gebiet mit der Abnahme der Fläche eines Habitats in Beziehung zu setzen.

Kanten- und Kontrastmaße

Name des Maßes Einheit / Größe Berechnungsebene	Beschreibung
EDCON <i>Edge contrast index</i> (%) Landschaftselemente	Der Index mißt den Kontrast zwischen einem Landschaftselement und den LE seiner unmittelbaren Nachbarschaft. Der prozentual angegebene Zahlenwert wird im Vergleich zum höchstmöglichen Gesamtkontrast der Landschaft wiedergegeben, wodurch ein regionaler Vergleich des Indexes möglich ist. Der Indikator unterscheidet sich gegenüber anderen Indikatoren durch die Benennung spezifischer Wichtungsgrößen für den Kontrast.
MECI <i>Mean edge contrast index</i> (%) Klasse / Landschaft	
ED <i>Edge density</i> (m/ha) Klasse / Landschaft	Der Index berechnet die Kantenlänge eines Patches, dividiert durch dessen Fläche und bezieht diese auf eine Einheitsfläche.

Kanten (*Edge, Grenzen*) bilden die Grenzen der Patches. Sie besitzen bezüglich der Beschreibung der Konfiguration (Landschaftsanordnung) der Landschaftsstruktur eine hohe Aussagekraft. So steigt nach Miller et al. (1997) mit der Zunahme des menschlichen Einflusses und einer Fragmentierung der Landbedeckungstypen die Menge der Kanten an. Die absolute Länge von Kanten sowie die Kantendichte sind für ökologische Prozesse von Bedeutung. Diese laufen an bzw. über Grenzen ab und zeigen somit eine direkte Abhängigkeit. Die Einschätzung der Fragmentierung und Heterogenität einer Landschaft (z.B. Agrarlandschaft) erfolgt unter Einbeziehung von Kantenmaßen (Forman & Godron 1996; Reese & Ratti 1988).

Maße der Nächsten/Nachbarschaft

Name des Maßes Einheit / Größe Berechnungsebene	Beschreibung
MNN <i>Mean nearest-neighbor distance</i> (m) Klasse / Landschaft	Mit Hilfe des Index wird die mittlere Entfernung zwischen <i>Patches</i> (Kante zu Kante) einer Klasse berechnet. Auf der Landschaftsebene werden nur <i>Patches</i> berücksichtigt, die angrenzende (benachbarte) <i>Patches</i> haben.
NNCV <i>Nearest-neighborcoefficient of variation</i> (%) Klasse / Landschaft	Der Index bezieht die Standardabweichung der Landschaftselement-Entfernungen auf die mittlere Landschaftselement-Entfernung und gibt somit Aussagen bezüglich der Variabilität der Entfernungen der Landschaftselemente einer Klasse. <u>Aussagewert:</u> - hoher Wert: starke Variation der Entfernungen von LE in bezug zur mittleren Entfernung - geringer Wert: geringe Variation der Entfernungen von LE in bezug zur mittleren Entfernung
MPI <i>Mean proximity index</i> (dimensionslos) Klasse / Landschaft	Der Index berücksichtigt Größe und Distanz von allen LE einer Klasse, die innerhalb des angegebenen Suchradius (variabel) um das betrachtete Element liegen. Der Parameter ergibt sich aus der Summe der Flächengrößen aller Landschaftselemente gleicher Klasse innerhalb dieses Suchradius, dividiert durch das Quadrat des jeweiligen Abstandes. Mit Hilfe des Index ist die Quantifizierung des räumlichen Kontext eines LE in Beziehung zu seinen Nachbarn möglich. Somit sind Aussagen zur Isolation eines Landschaftselementes sowie der Fragmentierung der korrespondierenden Landschaftselemente innerhalb der spezifischen Nachbarschaft zum betrachteten Element möglich. <u>Aussagewert:</u> - hoher Wert, wenn ein <i>Patch</i> von großen und/oder nahegelegenen <i>Patches</i> umgeben wird, (komplexe Anhäufung von großen <i>Patches</i>) - geringer Wert, wenn ein <i>Patch</i> von kleinen und/oder entfernten <i>Patches</i> umgeben wird, (spärliche Verteilung von kleinen <i>Patches</i>)

Diese Landschaftsmaße geben den Abstand von einem *Patch* zum nächsten *Patch* der gleichen Klasse an, wobei die Entfernung von Kante zu Kante gemessen wird. Damit quantifizieren diese Maße die Landschaftsanordnung (Landschaftskonfiguration). Die Kenntnisse darüber sind für Untersuchungen von Migrationsprozessen und der Populationsdynamik insbesondere zur Erfassung der Isolation und der Fragmentierung von Landschaftselementen von hohem Interesse. Die Bestimmung der Landschaftskonfiguration nimmt auch einen hohen Stellenwert beim Monitoring von Landschaften ein.

Maße der Diversität und Verteilung

Akronym / Name des Maßes Einheit / Größe Berechnungsebene	Beschreibung
IJI <i>Interspersion and</i>	Mit Hilfe des Index wird der Grad der Verteilung von LE einer Klasse innerhalb der Landschaft quantifiziert.

<i>Juxtaposition index</i> (%) Klasse / Landschaft	Aussagewert: - hohe Werte resultieren von Landschaften, in der die <i>Patches</i> einer Klasse gleichmäßig verteilt sind (proportionale Verteilung) - geringe Werte charakterisieren Landschaften, in der die <i>Patches</i> einer Klasse ungleichmäßig verteilt sind (disproportionale Verteilung)
SHDI <i>Shannon's diversity Index</i> (dimensionslos) Landschaft	Stellt den wohl populärsten Diversitätsindex dar und basiert auf der Informationstheorie. Der Wert präsentiert den Gehalt an Information pro Individuum bzw. Landschaftselement. Der Index ist in bezug auf Reichtum empfindlicher als auf Gleichmäßigkeit. Der absolute Wert dieses Parameters ist nicht unbedingt von Bedeutung, vielmehr eignet er sich zum Vergleich zwischen verschiedenen Landschaften bzw. von Landschaften in ihrer Dynamik.
SHEI <i>Shannon's evenness index</i> (dimensionslos) Landschaft	Der Index quantifiziert den Aspekt der Gleichmäßigkeit (<i>evenness</i>) – Verteilung der verschiedenen Klassen innerhalb der Landschaft - und ist somit ein wichtiges Maß zur Analyse der Landschaftszusammensetzung. Die Gleichmäßigkeit ergibt sich aus der Höhe der Vielfalt geteilt durch die maximal mögliche Vielfalt der jeweiligen Landschaft. Erreicht der Index den Wert eins, so nähert sich die beobachtete Vielfalt der maximalen Gleichmäßigkeit an.

Die Diversitäts-Indizes quantifizieren die Komposition der untersuchten Landschaft. Sie werden von den beiden Komponenten Reichhaltigkeit (*richness*) und Gleichmäßigkeit (*evenness*) beeinflusst. Die Reichhaltigkeit bezieht sich auf die Anzahl der in einer Landschaft vorkommenden Klassen, während die Gleichmäßigkeit die Verteilung der verschiedenen Klassen beschreibt. Die Reichhaltigkeit an vorliegenden Klassen ist vom jeweils gewählten Maßstab abhängig. So sind größere Flächen häufig reichhaltiger, da sie ein höheres Maß an Heterogenität des Inventars als vergleichbare kleine Flächen besitzen. Für die Untersuchung der Diversität stehen eine Vielzahl von Indikatoren zur Verfügung, dessen Anwendbarkeit, Interpretierbarkeit sowie Aussagewert unterschiedlich diskutiert werden.

16.3 Analyse der Landschaftsstruktur für die Landschaftsbewertung und die Optimierungsszenarien im Testgebiet

Die digitalen Daten der Szenarien zur Landschaftsbewertung und -optimierung wurden hinsichtlich ihrer landschaftsstrukturellen Eigenschaften mit den in Tab. 16.4 beschriebenen Landschaftsstrukturmaßen analysiert. Der Einsatz eines Sets von Landschaftsstrukturmaßen in der quantitativen Analyse garantiert die Einbeziehung eines breiten Spektrums landschaftsbezogener Merkmale, die eine sachlich konkrete raumbezogene Einschätzung der Auswirkungen der Landschaftsbewertung und -optimierung auf die Landschaftsstruktur im Untersuchungsraum ermöglicht.

Zur Beurteilung der quantifizierten Landschaftsstrukturen wurden, ausgehend von der

Wertabnahme bzw. Wertzunahme für die Landschaftsstrukturmaße des Ist-Zustandes bis zum Szenario 30 %, Ränge (Rangvergabe für verbundene Ränge) von 1 bis 5 zugewiesen (Tab. 16.5).

Tab. 16.4) Werteinstufung der Landschaftsstrukturmaße (LSM)

Landschaftsstrukturmaß	Als „positiv“ eingestufte Wertentwicklung	Begründung im Hinblick der Erhöhung „Vielfältigkeit“ und „Diversität“ der Landschaftsstruktur
LPI (Largest patch index)	Abnahme des Indexwertes	Die Abnahme von dominierenden „Großflächen“ zugunsten kleinerer Flächen wirkt sich für die Erhöhung der Landschaftsvielfalt günstig aus.
MPS (Mean patch size)	Abnahme des Indexwertes	Mit der Abnahme der dominierenden „Großflächen“ ist eine Abnahme der mittleren Flächengrößen der Landschaftselemente des Raumes verbunden, die sich auf die Erhöhung der Landschaftsvielfalt günstig auswirkt
PSCV (Patch size coefficient of variation)	Zunahme des Indexwertes	Die Zunahme der Variabilität der Flächengrößen von Landschaftselementen hinsichtlich der mittleren Flächengröße wirkt der „Homogenität“ der Landschaftsstruktur entgegen.
PD (Patch density)	Zunahme des Indexwertes	Die Zunahme der Patch density zeigt eine verringerte Fragmentierung von Landschaften an, wodurch eine höhere Erreichbarkeit und Connectivity der Landschaftsstruktur gegeben ist.
MNN (Mean nearest neighbor distance)	Abnahme des Indexwertes	Die Abnahme der mittleren Entfernung von Landschaftselementen bedeutet eine Erhöhung von Connectivity und eine geringere Fragmentierung und Verinselung.
NNCV (Nearest-neighbor coefficient of variation)	Zunahme des Indexwertes	Die Zunahme von Variabilitäten der Entfernungen von Landschaftselementen zur mittleren Entfernung zeigt eine Erhöhung Landschaftsstrukturvielfalt an.
MPI (Mean proximity index)	Zunahme des Indexwertes	Die stärkere komplexe Anhäufung von Landschaftselementen bedeutet eine Abnahme der Isolation und Fragmentierung der korrespondierenden Landschaftselemente.
ED (Edge density)	Zunahme des Indexwertes	Die Zunahme der Grenzlinienlänge bedeutet die Verlängerung der Kantenlängen bzw. eine differenziertere Ökotonstruktur
MVECI (Mean vertical edge contrast index)	Zunahme des Indexwertes	Eine Zunahme der Höhenschichtung der Landschaftselemente entspricht der Erhöhung der horizontalen Diversität der Landschaftsstruktur.
SHDI (Shannon's diversity index)	Zunahme des Indexwertes	Die Zunahme bedeutet die Erhöhung der Vielfältigkeit von Landschaftsstrukturen.
SHEI (Shannon's evenness index)	Zunahme des Indexwertes	Die Zunahme verweist auf die Näherung der beobachteten Vielfalt zur maximalen Gleichmäßigkeit von Landschaftsstrukturen des Raumes.
IJI (Interspersion and juxtaposition index)	Zunahme des Indexwertes	Die Zunahme der proportionalen Verteilung von Landschaftselementen innerhalb der Landschaftsstruktur bedeutet die Annäherung an eine gleichmäßige Verteilung.

Tab. 16.5)

Landschaftsstrukturmaße und Ränge für die Szenarien der Landschaftsbewertung und -optimierung der Querfurter
Platte

							Rangvergabe ausgehend von der Annahme: Wertabnahme:  Wertzunahme:  x 1 Rang 5
	Strukturmaß	Ist-Zustand	Plan	Szenario 7,5 %	Szenario 15 %	Szenario 30 %	
Rang / Rang in % [ermittelter Wert - Strukturmaß]							
Flächenmaße	<i>LPI</i> Largest patch index [%]	xx /40 [5,54]	x /20 [5,72]	xxx /60 [5,53]	xxx /60 [5,53]	xxx /60 [5,53]	
	<i>MPS</i> Mean patch size [ha]	x /20 [2,41]	xx /40 [2,21]	xxx /60 [2,20]	xxxx /80 [2,04]	xxxxx /100 [1,83]	
	<i>PSCV</i> Patch size coefficient of variation [%]	x /20 [519,61]	xxxxx /100 [554,63]	xx /40 [527,91]	xxxx /80 [536,15]	xxx /60 [535,43]	
	<i>PD</i> Patch density [Patch/100ha]	x /20 [41,42]	xx /40 [45,24]	xxx /60 [45,45]	xxxx /80 [49,03]	xxxxx /100 [54,65]	
Maße Nächster/ Nachbar- schaft	<i>MNN</i> Mean nearest- neighbor distance[m]	xxxxx /100 [31,40]	x /20 [34,90]	xxxx /80 [33,20]	xxx /60 [34,10]	xx /40 [34,30]	
	<i>NNCV</i> Nearest-neighbor coefficient of variation [%]	xxxxx /100 [572,90]	xxx /60 [514,34]	xxxx /80 [536,25]	xx /40 [493,2]	x /20 [466,17]	
	<i>MPI</i> Mean proximity index [dimensionslos]	xxxxx /100 [47547,23]	xxxx /80 [45612,20]	xxx /60 [42876,37]	xx /40 [39477,44]	x /20 [34354,23]	
Kanten- und Kontrast- maße	<i>ED</i> Edge density [m/ha]	x /20 [132,03]	xx /40 [140,83]	xxx /60 [142,7]	xxxx /80 [150,47]	xxxxx /100 [167,17]	
	<i>MVECI</i> Mean vertical edge contrast index [%]	xx /40 [49,09]	x /20 [47,72]	xxx /60 [49,17]	xxxx /80 [50,16]	xxxxx /100 [53,45]	
Diversitäts- maße	<i>SHDI</i> Shannon's diversity index [dimensionslos]	x /20 [0,64]	xx /40 [0,88]	xxx /60 [0,9]	xxxx /80 [1,04]	xxxxx /100 [1,30]	
	<i>SHEI</i> Shannon's evenness index [dimensionslos]	x /20 [0,29]	xx /40 [0,38]	xxx /60 [0,39]	xxxx /80 [0,45]	xxxxx /100 [0,57]	
	<i>IJI</i> Interspersion and juxtaposition index [%]	x /20 [56,57]	xx /40 [61,36]	xxx /60 [62,3]	xxxx /80 [66,72]	xxxxx /100 [72,15]	

Das Verfahren der Rangvergabe für verbundene Ränge basiert auf der Methode von SIEGEL & CASTELLAN (1988). Die Skalierung von verbundenen Rängen ermöglicht den Vergleich der Landschaftsstrukturen der Bewertungs- und Optimierungsszenarien mit unterschiedlichen Landschaftsstrukturparametern.

Die Untersuchungen zur Wertentwicklung der raumstrukturellen Indikatoren stellen die Grundlage zur Bewertung der Veränderung der Landschaftsstruktur des Untersuchungsraumes Barnstädt von

Ist-Zustand bis zum Szenario 30% dar. Hierzu macht sich eine Einschätzung der Wertentwicklung der Landschaftsstrukturmaße im Hinblick auf die vorliegende Zielrichtung der Bewertungs- und Optimierungsszenarien, der Erhöhung der „Vielfalt“ und „Diversität“ der Landschaft in der agrarisch dominierten Region der Querfurter Platte erforderlich. Bei der Vergabe von Rängen für die quantifizierten Landschaftsstrukturen wird von folgenden Annahmen als Bewertungshintergrund ausgegangen (Tab. 16.5)

Die Ergebnisse der Rangvergabe (Abb. 16.4a) zeigen die Einschätzung der Veränderung jedes Landschaftsstrukturmaßes der untersuchten Bewertungs- und Optimierungsszenarien (Ist- Zustand bis Szenario 30 %). Durch Aufsummierung der Ränge aller untersuchten LSM (Abb. 16.4b) werden die Rangvergabe und somit die Bewertungen der Veränderung der Landschaftsstrukturen für die Bewertungs- und Optimierungsszenarien zusammengefaßt.

Die aufsummierten Ränge der Landschaftsstrukturmaße weisen in Abhängigkeit von der vorgenommenen Rangskalierung (Wertabnahme bzw. Wertzunahme) auf positive (günstige) Veränderungen der Landschaftsstrukturen in den Szenarien für den Untersuchungsraum Barnstädt hin. So werden für das Szenario 7,5 % die aufsummierten prozentualen Rangwerte von 700 % ermittelt, die für das Szenario 30 % auf 900 % (Min=0 , Max=1000 %, vgl. Abb. 16.4a) ansteigen. Die Ursache dieser (entsprechend den Annahmen aus Tab.) positiven raumstrukturellen Entwicklung, insbesondere der Szenarien 7,5 % bis 30 %, kann mit den raumstrukturell als günstig einzuschätzenden Veränderungen der Indikatoren MPS, PSCV, PD, ED, MVECI, SHDI, SHEI sowie IJI (vgl. Abb. 16.4b) gemessen werden. Die Landschaftsstrukturmaße zur Charakterisierung von Entfernungen und der Nächsten Nachbarschaft (MNN, NNCV, MPI) zeigen für den untersuchten Ist-Zustand sehr hohe Ränge, wobei in den Szenarien 7,5 % bis 30 % eine Zunahme der mittleren Entfernungen (MNN) der Landschaftselemente bzw. eine Abnahme der Variabilität der Entfernung der Landschaftselemente zur mittleren Entfernung gemessen wird. Dies kann raumstrukturell als negativ für die Szenarien 7,5 bis 30 % eingeschätzt werden. Die Ursache läßt sich in der im IST-Zustand eng um die Ortschaft Barnstädt konzentrierten differenzierteren Flächennutzungsstrukturen finden, wohingegen für die Szenarien 7,5 bis 30 % eine „weiträumigere“ Verteilung der Landschaftsstrukturen (Wald, Alleen, Gehölze, Grünland) zugrunde gelegt wird. Diese „Neuverteilung“ der Landschaftsstruktur ist mit einer Zunahme der Entfernung der Landschaftsstrukturelemente verbunden.

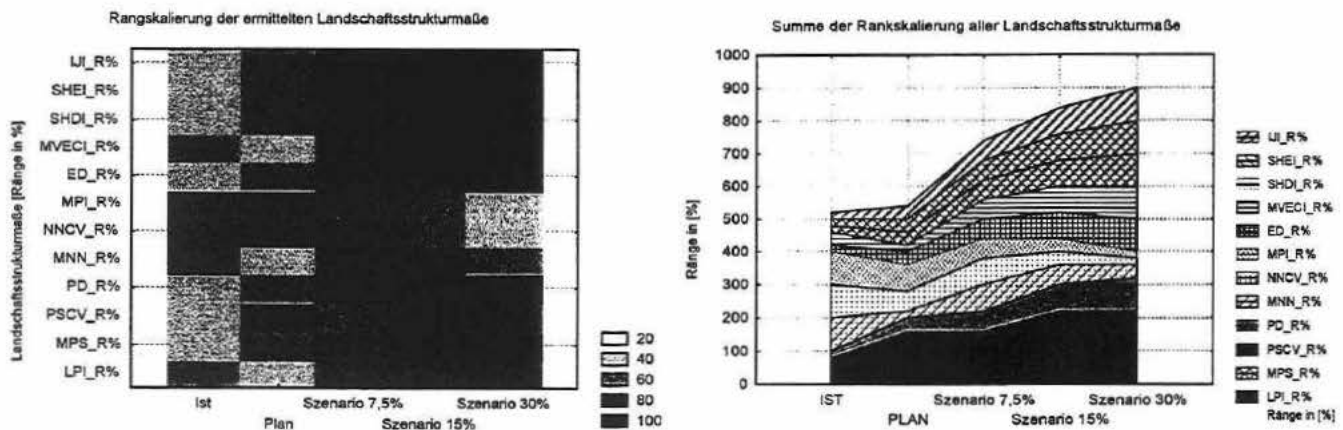


Abb. 16.4)

- a) Rangskalierung der einzelnen Landschaftsstrukturmaße,
b) Summe der Rangskalierung aller Landschaftsstrukturmaße für den Untersuchungsraum Barnstädt

16.3.1 Analyse der Szenarien mit Flächenmaßen

Flächenmaße quantifizieren die flächenhafte Zusammensetzung der Landschaft. Für den Untersuchungsraum Barnstädt wurden die Indikatoren der Flächenmaße *LPI*, *MPS*, *PD* sowie *PSCV* auf der Landschafts- und Klassenebene berechnet (vgl. Tab. 16.5).

Die Untersuchung der Landschaftselemente der Szenarien zur Landschaftsbewertung und -optimierung mit dem *Largest patch index (LPI)* zeigen einen nur geringfügigen Anstieg von $LPI_{Ist} = 5,54\%$ auf $LPI_{Plan} = 5,72\%$ für den landschaftsplanerischen Entwurf. Die Erhöhung ist mit der Verringerung des Ackerflächenanteils erklären. Es zeigt sich, daß die entwickelten Szenarien nicht zu einer Vergrößerung von Einzelflächen geführt haben. Neben dem *LPI* liefern die Indikatoren Mean patch size (*MPS*) sowie Patch density (*PD*) Aussagen zur mittleren Flächengröße sowie Dichte der Landschaftselemente des Untersuchungsraumes. Für den Ist-Zustand des Untersuchungsraumes wurden im Vergleich der Szenarien hohe Werte der mittleren Flächengröße ($MPS_{Ist} = 2,41\text{ ha}$) ermittelt. Die mittlere Flächengröße der Landschaftselemente reduziert sich auf eine nur noch mittlere Flächengröße von $MPS_{Szenario\ 30\%} = 1,83\text{ ha}$ (vgl. Tab. 16.5). Die Berechnung des *MPS* für die einzelnen Biotop- und Flächennutzungsklassen macht deutlich, daß die mittlere Flächengröße von Ackerland von ($MPS_{Ist_Ackerland}$) von 7 ha auf ($MPS_{Szenario\ 30\%_Ackerland}$) auf 4 ha reduziert wurde (vgl. Abb. 16.5). Somit kann eine Verringerung der mittleren Flächengrößen der großen Agrarflächen der Querfurter Platte quantitativ nachgewiesen werden. Für die Klassen Wald und Grünland wurde eine Zunahme der mittleren Flächengröße vom Ist-Zustand auf Szenario 30% ermittelt.

Die Abnahme der mittleren Flächengröße der Landschaftselemente wird von einer Zunahme der Einzelflächen pro Bezugseinheit von 100 Hektar von $PD_{Ist} = 41,42 \text{ patches}/100 \text{ ha}$ auf $PD_{Szenario30\%} = 54,65 \text{ patches}/100 \text{ ha}$ begleitet (vgl. Tab. 16.5).

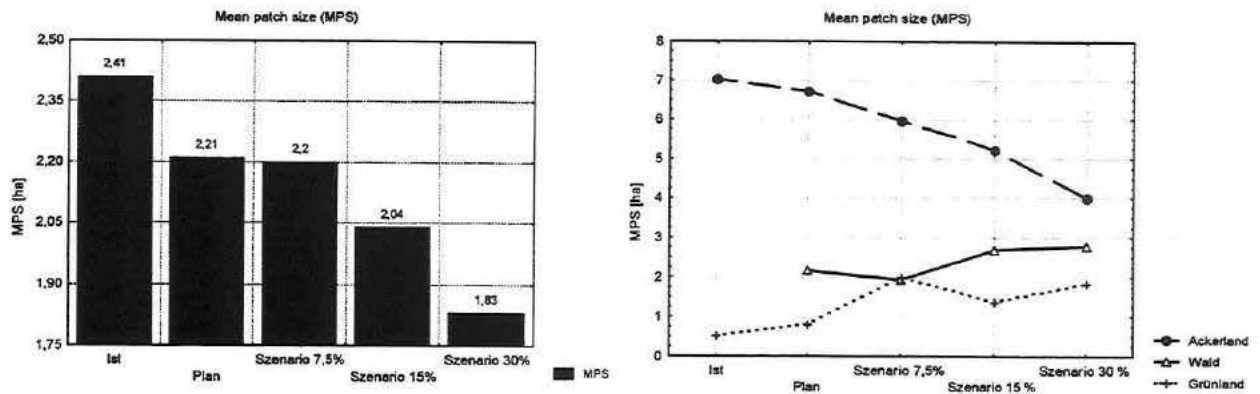


Abb. 16.5)

Berechnung des Mean Patch Size (MPS) für die Szenarien der Landschaftsbewertung und -optimierung des Untersuchungsraumes Barnstädt auf der Ebene Landschaft und Klassen

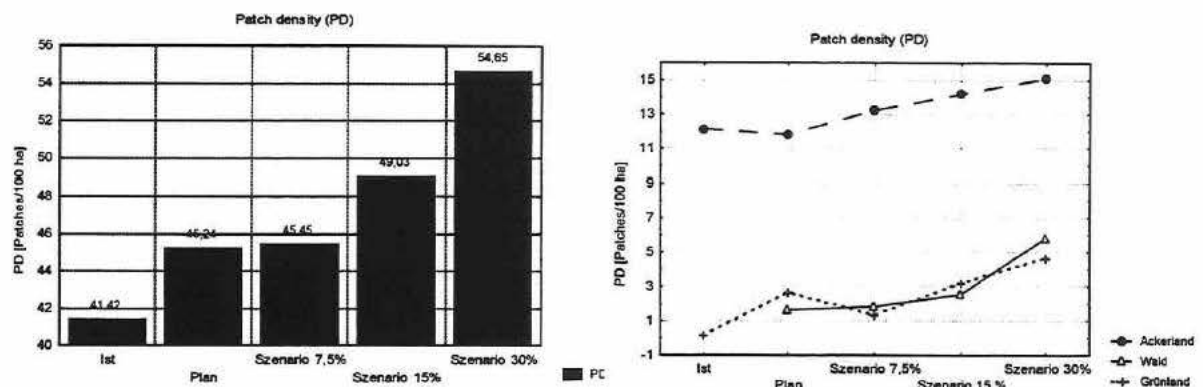


Abb. 16.6)

Berechnungen des Patch density (PD) für die Szenarien der Landschaftsbewertung und -optimierung des Untersuchungsraumes Barnstädt auf der Ebene Landschaft und Klassen

Die Ursache dieser Dichtezunahme ist die Erhöhung der Flächenanzahl pro Flächeneinheit der Klassen Ackerland, Wald sowie Grünland ab dem Ist-Zustand bis Szenario 30 % (vgl. Abb. 16.).

Die Abnahme der mittleren Flächengröße (MPS) sowie die Zunahme der Flächendichte ist mit einer Zunahme der Variabilität der Flächengröße, bezogen auf die mittlere Flächengröße (Patch size coefficient of variation – PSCV) der Landschaftselemente vom Ist-Zustand bis zu Szenario 30 % verbunden (vgl. Tab. 16.5). Somit steigt die Variabilität der Flächengrößen. Dies bedeutet eine Zunahme der „Diversität der Flächengrößen“ im Untersuchungsraum. Für das Szenario „Plan“ wurde ein hoher PSCV ermittelt. Klassenbezogen wurden für das Ackerland und den Wald eine Zunahme der Variabilität der Flächengrößen, bezogen auf die mittlere Flächengröße, ermittelt, wohingegen die Grünlandflächen einen vergleichsweise hohen Wert für $PSCV_{Plan}$ aufweisen, der auch den Gesamtanstieg des Index PSCV für die Elemente der Landschaftsebene hervorruft.

16.3.2 Analysen der Szenarien mit Maßen der Nächsten/Nachbarschaft (Nearest Neighbour)

Zur Quantifizierung der Anordnung von Elementen in der Landschaft werden Maße zur Erfassung von Abständen (Maße der Nächsten-Nachbarschaft) genutzt. Für die Szenarien Barnstädt wurden auf der Landschafts- und Klassenebene die Indikatoren Mean-nearest-neighbour distance (MNN), Nearest-neighbour coefficient of variation (NNCV) sowie Mean proximity index (MPI) berechnet.

Die Anordnungen der Landschaftselemente im Raum zeigen eine Trendentwicklung vom Ist-Zustand bis Szenario 30 % für den Index MNN_{Land} (Tab. 16.5). So erhöht sich die mittlere Entfernung der Landschaftselemente gleicher Klassen von 31,4 m (MNN_{Ist}) auf ca. 34,3 m ($MNN_{Szenario30\%}$). Dieser Trend der Zunahme von MNN resultiert aus der im Untersuchungsraum dominanten Klasse Ackerland, deren mittlere Entfernung ihrer Flächen von 5,8 m auf 19,3 m ansteigt. Die Abnahme der mittleren Entfernung der Flächen von Wald mit $MNN_{Plan} = 175,98$ m auf $MNN_{Szenario30\%} = 37,27$ m beeinflusst den Index (MNN) auf Landschaftsebene aufgrund der geringen Flächenanzahl pro Hektar PD_{Wald} gegenüber $PD_{Ackerland}$ nicht. Der $NNCV$ (*Nearest-neighbour coefficient of variation*) beschreibt die Höhe der Variabilität der Entfernung der Landschaftselemente von der mittleren Entfernung. Die für den Ist-Zustand errechneten hohen Werte des $NNCV_{Ist}$ weisen darauf hin, daß die Entfernungen der Landschaftselemente einer Klasse stark voneinander variieren, wohingegen die Abnahme des $NNCV$ für die weiteren Szenarien ein Hinweis für die Angleichung der Variabilitäten der Entfernungen der Landschaftselemente einer Klasse, bezogen auf die mittlere Entfernung ist (vgl. Tab. 16.5). Die klassenbezogene Analyse zeigt z.T. gegenläufige Entwicklungen des Index $NNCV$. So steigt die Variabilität der Entfernungen zur mittleren Entfernung der Klassen Ackerland, Wald sowie Grünland von Ist-Zustand auf Szenario 30 % an. Ausnahme hierzu ist jeweils das Szenario 7,5 %, wo für die untersuchten Klassen eine hohe Variabilität der Entfernung von der mittleren Entfernung ermittelt wurde.

Die Untersuchung des MPI für den Ist-Zustand zeigt eine kompakte Anordnung relativ großer Landschaftselemente für den Untersuchungsraum der Querfurter Platte an (vgl. Tab. 16.5). Diese Anordnung der Landschaftselemente wird vorrangig durch die Landschaftselemente der Klasse Ackerland, die für MPI_{Ist} einen hohen MPI gegenüber den Klassen Wald und Grünland hat, hervorgerufen (vgl. Abb. 16.7). In den Szenarien Plan, Szenario 7,5 %, Szenario 15 % und auch in Szenario 30 % kommt es zu einer Abnahme des MPI der Gesamtlandschaft. Die Reduzierung des $MPI_{Ist_Ackerland}$ bedeutet eine Verringerung der kompakten Anordnung. Der Grad der flächigen Verteilung unterschiedlicher Landschaftselemente nimmt somit von Szenario Ist-Zustand bis zum Szenario 30 % zu.

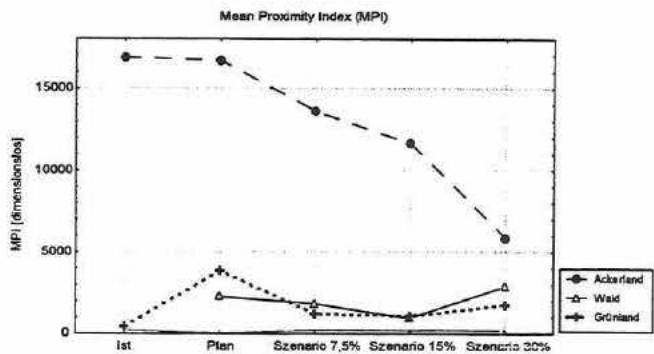
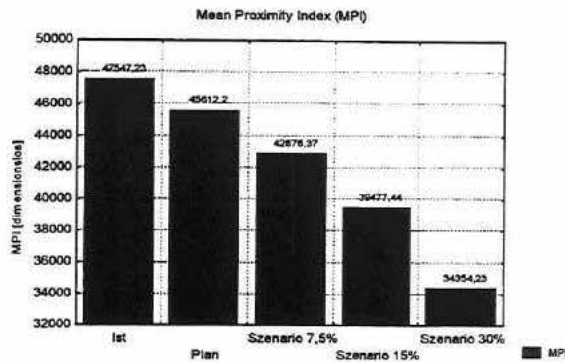


Abb. 16.7)

Berechnungen des Mean Proximity Index (MPI) für die Szenarien der Landschaftsbewertung und -optimierung des Untersuchungsraumes Barnstädt auf der Ebene Landschaft und Klassen

16.3.3 Analysen der Szenarien mit Kanten- und Kontrastmaßen

Die Kanten (engl.: *edges*) sind die Grenzen der Landschaftselemente. Mit ihrer Hilfe ist das Ausmaß sowie die Dynamik des menschlichen Einflusses auf die Landbedeckung quantitativ erfaßbar. Es wurden die Indikatoren *Edge density (ED)* sowie *Mean vertical edge contrast index (MVECI)* nach LAUSCH (2000) auf der Landschafts- und Klassenebene berechnet (vgl. Tab. 16.5).

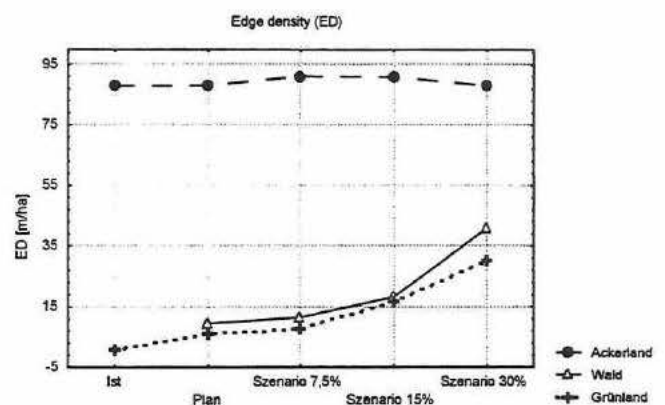
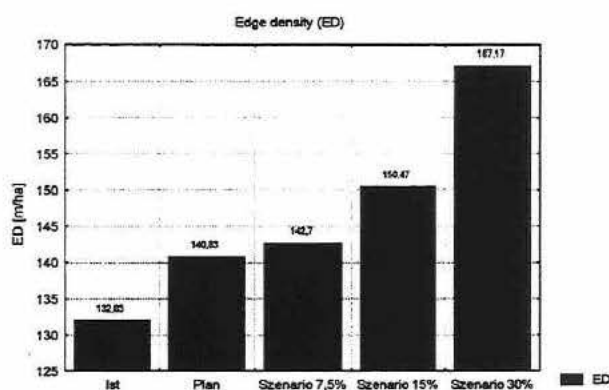


Abb. 16.8)

Berechnungen des Edge density (ED) für die Szenarien der Landschaftsbewertung und -optimierung des Untersuchungsraumes Barnstädt auf der Ebene Landschaft und Klassen

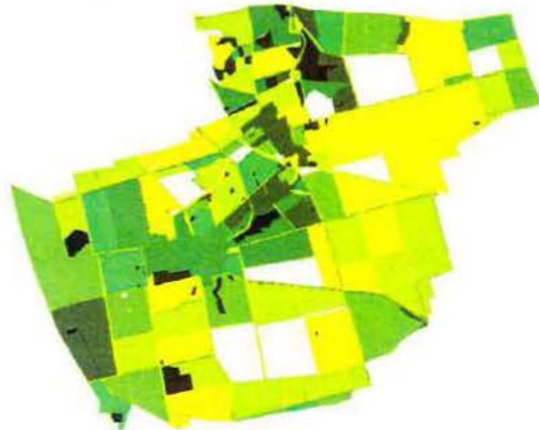
Für die Landschaftselemente des Ist-Zustandes wurde ein nur geringer ED_{Ist} von 132,03 m/ha ermittelt. Dieser steigt für die weiterhin untersuchten Szenarien $ED_{Szenario\ 30\%}$ auf 167,17 m/ha an. Die Berechnung der ED zeigen, daß es für die Klassen Wald und Grünland zu einer Zunahme des ED kommt (vgl. Abb. 16.). Die Ursachen der Erhöhung der Kantendichten dieser Klassen sind unterschiedlich. Sie können erst im Zusammenhang mit den Indikatoren PD und MPS über den Index ED interpretiert werden. Die Zunahme der ED der Wald- und Grünlandflächen ist mit einer Erhöhung der Anzahl von Wald- und Grünlandflächen pro Flächeneinheit (PD) sowie mit der Zunahme der mittleren Flächengröße (MPS) dieser Klassen verbunden. Für die Klasse Ackerland

Vertical edge contrast index (VEDCON)

Biotoptypenkartierung 1996 - Ist



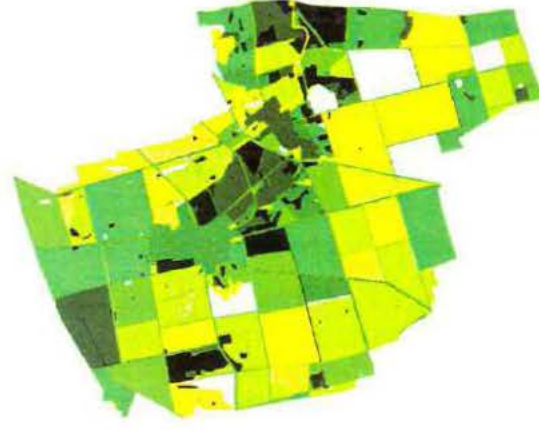
Landschaftsplanerischer Entwurf - Plan



Naturschutzszenario 7,5 %



Naturschutzszenario 15 %



Naturschutzszenario 30 %



Vertical edge contrast index (VEDCON)

	0 bis 10 %
	> 10 bis 20 %
	> 20 bis 30 %
	> 30 bis 40 %
	> 40 bis 50 %
	> 50 bis 60 %
	> 60 bis 70 %
	> 70 bis 80 %
	> 80 bis 90 %
	> 90 bis 100 %

Datengrundlagen:

Biotoptypenkartierung Sachsen-Anhalt 1992
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
Optimierungsergebnisse aus dem Verbundprojekt
"Einfluß der Landnutzung auf Landschaftshaushalt
und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen"
Bearbeiter: R. Grabaum, B.C. Meyer



Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie
Bildverarbeitung und Kartographie:
Dr. A. Lausch

0 5 Kilometer

Abb. 16.9: Berechnung des Landschaftsstrukturmaßes Vertical edge contrast index (VEDCON) - Untersuchungsgebiet Barnstädt - Ist, Plan, Naturschutzszenario 7,5%, 15 % und 30 %

wurde eine relativ gleichbleibende Kantendichte ermittelt, obwohl eine Abnahme der mittleren Flächengröße (*MPS*) und auch eine Zunahme der Einzelflächen pro Bezugsraum (*PD*) gegeben ist.

Für die Szenarien wurde als Maß zur Quantifizierung der vertikalen Schichtung der Biotop- und Flächennutzungsstrukturen der Höhenkontrast von Biotop- und Flächennutzungsstrukturen berechnet (LAUSCH 2000). Für den Höhenkontrastindex wurde eine Zuordnung von Höhendifferenzen für Biotop- und Flächennutzungsstrukturen vorgenommen. Die Berechnung erfolgte auf den Ebenen der *Landschaftselemente* mit *VEDCON* - *Vertical edge contrast index*, auf Ebene von *Klasse* und *Landschaft* mit *MVECI* - *Mean vertical edge contrast index*, wobei der Kontrast (hier Höhenkontrast) zwischen Landschaftselementen und den Landschaftselementen der unmittelbaren Nachbarschaft ermittelt wird (vgl. Abb. 16.9). Der prozentual angegebene Zahlenwert wird im Vergleich zum höchstmöglichen Gesamthöhenkontrast (in dieser Untersuchung = 25 m) der Landschaft wiedergegeben. Hiermit ist ein regionaler Vergleich des Indexes möglich. Die Analyse des *MVECI* zeigt einen starken Anstieg von dem Szenario Ist-Zustand bis zum Szenario 30 % (vgl. Tab. 16,5) von 49,1 % (*MVECI_Ist*) auf 53,45 % (*MVECI_Szenario30%*). Der Höhenkontrastindex erfaßt den strukturellen Wandel der Landschaftselemente von einer derzeit offenen Agrarlandschaft hin zu einer stark vertikal strukturierten Landschaft in Naturschutzszenario 30 %. Dieser wird durch einen erhöhten Anteil von Hecken, Baumreihen und Wäldern als hochwüchsige Vegetation, die den Höhenkontrast bedingt, charakterisiert.. Die Interpretation der Klassen zeigt, dass es besonders in der Umgebung von Ackerland und Grünland zu einer Zunahme des Höhenkontrastes kommt. Dies wird durch die Integration von kleinen Landschaftselementen wie Hecken und Gebüsch sowie durch die Zunahme des Anteils von Baumreihen und Alleen im Untersuchungsraum hervorgerufen. Die Veränderungen des Höhenkontrastes in der Landschaft lassen auch eine Veränderung der Fauna im Untersuchungsraum der Querfurter Platte erwarten.

16.3.4 Analysen der Szenarien mit Maßen der Diversität und Verteilung

Die Maße der Diversität quantifizieren die Vielfalt der Landschaftszusammensetzung und beinhalten die Komponenten Gleichmäßigkeit (*engl.: evenness*) und Reichhaltigkeit (*engl.: richness*). Die Reichhaltigkeit bezieht sich auf die Anzahl der in einer Landschaft vorkommenden Klassen, während die Gleichmäßigkeit die Verteilung der verschiedenen Klassen beschreibt. Die Reichhaltigkeit an vorliegenden Klassen ist vom gewählten Maßstab abhängig. Der absolute Wert des Parameters ist nicht unbedingt von Bedeutung, vielmehr eignet er sich zum Vergleich zwischen verschiedenen Landschaften bzw. von Landschaften in ihrer Dynamik.

Für den Untersuchungsraum der Querfurter Platte wurde ein Anstieg des *SHDI* von 0,64 (*SHDI_Ist*) auf 1,30 (*SHDI_Szenario30%*) ermittelt. Die Gleichmäßigkeit ergibt sich aus der Höhe der Vielfalt

geteilt durch die maximal mögliche Vielfalt der jeweiligen Landschaft. Wie auch der *SHDI* wurde für den *SHEI* ein Anstieg von 0,29 auf 0,57 (vgl. Tab. 16.5) errechnet.

Die Berechnung des *IJI* für die Szenarien ergibt eine disproportionale Verteilung der Landschaftselemente für den Ist-Zustand, wohingegen für die weiteren Szenarien bis hin zum Szenario 30 % ein hoher Index ($IJI_{Szenario30\%}=72,15\%$, $IJI_{Maximum}=100\%$) ermittelt wurde. Dies ist ein Hinweis auf eine gleichmäßige und proportionale Verteilung der Landschaftselemente.

16.4 Diskussion

In der Einleitung wurden 5 Probleme benannt, die mit der Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen und ihrer Monitoringfähigkeit zusammenhängen.

Die Beantwortung der ersten Frage aus der Einleitung ergab, daß die Veränderungen der Landschaftsstruktur für die Landschaftsbewertungs- und Optimierungsszenarien mit den im Beitrag beschriebenen Landschaftsstrukturmaßen (vgl. Tab. 16.5) gut erfassbar sind. Hierbei zeigte sich, daß für die Quantifizierung und Analyse der Veränderungen der Struktur eines Raumes Maße unterschiedlicher Aussagerichtung - also Flächenmaße, Maße der Nächsten Nachbarschaft, Kanten- und Kontrastmaße sowie Diversitätsmaße – verwendet werden können, die in ihrer Gesamtheit die Landschaftsstruktur beschreiben (LAUSCH 2000, LAUSCH & BIEDERMANN 2000, HERZOG et al. 2001, HERZOG & LAUSCH 2000).

Die vorliegende Analyse zeigt quantitativ folgende Entwicklungsrichtung für die Landschaftsstrukturen des Ist-Zustandes bis zum Optimierungsszenario 30 %, berechnet für die Landschaftsebene:

- ⇒ Keine Veränderungen dominanter Einzelflächen (*LPI*)
- ⇒ Abnahme der mittleren Flächengröße (*MPS*)
- ⇒ Zunahme der Variabilität der Flächengröße bezogen auf die mittlere Flächengröße (*PSCV*)
- ⇒ Zunahme der Dichte der Flächen (*PD*)
- ⇒ Zunahme der Kantendichte der Flächen (*ED*)
- ⇒ Zunahme des Höhenkontrastes zwischen den Flächen (*MVECON*)
- ⇒ Zunahme der mittleren Entfernung der Flächen (*MNN*)
- ⇒ Abnahme der Variabilität der Entfernung der Flächen bezogen auf die mittlere Entfernung der Flächen (*NNCV*)
- ⇒ Zunahme der proportionalen Verteilung der Flächen (*IJI*)
- ⇒ Zunahme der Diversität der Landschaft (*SHDI*, *SHEI*)

Das zweite Problem der Beschreibung der Landschaftsstrukturmaße als landschaftstypisch und die damit zusammenhängende Übertragbarkeit konnte noch nicht gelöst werden, da noch keine ausreichenden vergleichbaren Untersuchungen zu Landschaftsstrukturen in Kultur- und Naturlandschaften vorliegen. Es ist dringend notwendig, weitergehende Untersuchungen zu Landschaftsstrukturmaßen in weiteren Räumen gleichen Maßstabes durchzuführen. Die Vergleichbarkeit sollte auch zu anderen die Landschaftsstruktur bewertenden Verfahren hergestellt werden, für die bereits eine bessere Übertragbarkeit besteht. Zu nennen sind z.B. Bewertungen der Landschaftsdiversität, der Rainlängen in Agrarlandschaften, der Zerschneidung bzw. Straßendichten und des primären Landschaftsstrukturpotentials (MEYER 1997). Diese Indikatoren haben den Vorteil, daß sie bereits eindeutig als Umweltqualitätsziele beschrieben sind.

Der dritte Problemkreis der Beziehung zwischen Landschaftsstrukturmaßen und Habitatqualitäten konnte im Rahmen des Projektes noch nicht gelöst werden. Dies kann durch die unzureichende Datenlage für das Finden von Zusammenhängen zwischen dem Vorkommen strukturabhängiger Arten und der Habitatstruktur in der realen Landschaft begründet werden. Die vorliegenden Informationen für 4 Meßtischquadranten für die Beziehung zwischen Brutvögeln und Habitaten/Landschaftselementen (FACHGRUPPE ORNITHOLOGIE UND VOGELSCHUTZ MERSEBURG E.V. 1997/98) reichten für eine statistische Auswertung und Bewertung der Szenarien nicht aus. Auch für diesen Problemkreis gilt, dass Zusammenhänge zwischen Habitatenstrukturen und Artvorkommen im Raum der Querfurter Platte noch nachgewiesen werden muß. Dafür werden folgende Vorschläge gemacht:

- ⇒ Eine mögliche Herangehensweise zur Beschreibung wird in Detailuntersuchungen von Testflächen zur Lösung des Problems der statistischen Signifikanz und der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Flächen gesehen. Nur eine statistisch ausreichende Anzahl an Testflächen gewährleistet, daß die Höhe eines Maßes nicht zufällig ist.
- ⇒ Alternativ ist ein flächenbezogener Ansatz zu wählen. Dadurch kann der Zusammenhang zwischen Landschaftsstrukturen – Musterkombinationen – Maßen – Leitarten (z.B. Brutvögel oder Säugetiere) flächendeckend regional auf Basis von Meßtischquadranten oder auch flächenkonkret ausgewertet werden. Damit wäre ein Monitoringinstrument für Landschaftsprogramme, Landesentwicklungspläne, Regionalpläne gegeben, welches die Kontrolle der Wirksamkeit einzelner Planinhalte auf lokalem Niveau auf die Einstufungen der Muster ermöglichen würde.

Eine Kombination von flächenkonkreten Detailuntersuchungen und dem flächenhaften Ansatz der Bewertung großer Räume wird von den Autoren als zielführend angesehen.

Der vierte Problemkreis nach den inhaltlichen und datentechnischen Voraussetzungen für die Nutzung von Landschaftsstrukturmaßen muß in Zukunft noch sehr differenziert weiterentwickelt werden. Die Autoren unterscheiden zwischen datentechnischen und inhaltlichen Voraussetzungen für die Anwendung von Strukturmaßen.

Datentechnische Voraussetzungen: Es müssen Normierungen für die zur Quantifizierung verwendeten Datengrundlagen erarbeitet werden, um für Berechnungen mit Landschaftsstrukturmaßen eine Vergleichbarkeit erreichen zu können. Die Normierungen sollten Festlegungen zu mindestens folgenden Kriterien enthalten:

- ⇒ Datenmodell der Datenerfassung – Raster oder Vektor
- ⇒ Rasterzellgrößen
- ⇒ Eliminierung von Kleinstflächen bzw. Einzelpixeln durch die Definition von maßstabsabhängigen Mindestgrößen
- ⇒ Eine einheitliche Definition und Abgrenzung der kleinsten definierten Flächen (Patches, Landschaftselemente)
- ⇒ Maßstabsebene der Erfassung

Inhaltliche Voraussetzungen:

- ⇒ Definition von Biotop- oder/und Flächennutzungstypen, d.h. die Anzahl der Klassen und ihr Aggregationsniveau
- ⇒ Die Einordnung des Musters der untersuchten Landschaft in Mustertypen
- ⇒ Die Entwicklung von Vergleichsgrößenordnungen (z.B. Untersuchungen von Landschaftsstrukturmaßen in unterschiedlichen Landschaften), um Aussagen zur Wertskalierung nicht nur innerhalb eines untersuchten Landschaftsausschnittes durchführen zu können.
- ⇒ Durchführung von Untersuchungen aussagekräftiger Habitatstrukturen („ausgedrückt in der Sprache von landscape metrics“) für ausgewählte Leitarten

Die fünfte Frage wurde teilweise bereits in den vorhergehenden Abschnitten beantwortet. Außerdem sind folgende Probleme zu lösen:

- ⇒ Die statistische Signifikanz der Maße muß geklärt werden
- ⇒ Definierte Bezugsräume (Klassen (Biotoptypen), Patches (Biotope), Landschaften (Landschaftseinheiten, Naturräume, Planungsregionen) müssen klar festgelegt sein
- ⇒ Mustertypen sollten bestimmt werden.

- ⇒ Es ist zu klären, wie die Auflösung der Vektor-Raster-Konvertierung die Höhe des Indikators beeinflusst. Die Maßstabsabhängigkeit muß dabei beachtet werden. Ebenso muß untersucht werden, welche Grenzen (z.B. Straßen) in der Landschaft in die Berechnung einbezogen werden.
- ⇒ Zur Nutzung der Landschaftsstrukturmaße für die Landschaftsbewertung: Die Beziehung zwischen Raummustern und dem Bewertungsgegenstand muß klar sein. D.h. Wirkungsfunktionen müssen definiert werden. Die Höhe des Indexes muß Aussagen über das Raummuster zulassen. Genauso kann ein Set von Landschaftsstrukturmaßen zu einem Indikator sinnvoll aggregiert werden.
- ⇒ Für die Bewertung muß auch ein gesellschaftlich-relevanter Kontext der Wertzuweisung bewiesen werden. Es muß klar sein, in welche Richtung eine Landschaft sich langfristig entwickeln soll (Tab. 3 beinhaltet hier einen Vorschlag in Hinblick auf die Erhöhung der Vielfältigkeit und Diversität der Landschaftsstruktur). Der Zusammenhang Abiotik, Biotik und Landschaftsstrukturmaße sollte verstärkte Beachtung finden.
- ⇒ Analysen zu Beziehungen zwischen Landschaftsfunktionen und strukturellen Charakteristika der Landschaft sind durchzuführen. Diese raumstrukturelle Diagnose der Landschaft sind eine wichtige Voraussetzung für die Inwertsetzung bzw. Bewertung der Quantität der Landschaftsstruktur.

16.5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Zu diesem Zeitpunkt des Projektes wirft die Anwendung von Landschaftsstrukturmaßen noch eine Vielzahl offener Fragen auf. Landschaftsstrukturmaße sind für die Autoren aber ein bedeutender Ansatz für die Entwicklung quantitativer und vergleichbarer Charakterisierungen sowie für die indikative Erfassung komplexer Raummuster. Diese vorgestellten Strukturmaße sind zwischen unterschiedlichen Räumen vergleichbar, wenn sie nach einheitlichen Konventionen oder Normen auf Basis identischer Daten errechnet werden. Welche Daten und Maßstäbe am besten geeignet sind, muß in Zukunft durch vergleichende methodische Tests ermittelt werden. Die rasante Entwicklung der Bereitstellung digitaler Daten der Flächennutzung und ihre Weiterverarbeitung mit GIS eröffnet Anwendungsmöglichkeiten für eine vergleichende Landschaftsstatistik. Diese kann in Zukunft als Maß für Bewertungsfragen des Landschaftsverbrauchs, der Verinselung und der Entwicklung von Habitatverbundsystemen genutzt werden. Zur Ermittlung der typischer Landschaftsstrukturmaße in Bezug auf die Habitatqualität von Leitarten sollten neben Detailuntersuchungen in Testgebieten primär landesweite Untersuchungen durchgeführt werden. Erst auf dieser Basis ist ein Monitoring der Landschaftsstruktur mit Strukturmaßen (was die

Einstufung von Plänen und Planungen einschließt) möglich. Die dargestellten Entwicklungen zwischen den Szenarien zeigen, daß sich die Landschaftsstrukturmaße gut für die Raumcharakterisierung eignen. Eine wichtige Voraussetzung ist die Verwendung einer einheitlichen Datenbasis.

17 Zusammenfassung der Ergebnisse, Diskussion und Ausblick

H. Mühle

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume, Leipzig

In der Einleitung zu diesem Band wurden Fragen und Forschungsthemen formuliert, auf die Antworten gesucht wurden, und die in den einzelnen Kapiteln aus der Sicht der Bearbeiter beantwortet werden. Im vorliegenden Bericht über ein abgeschlossenes Verbundprojekt können die einzelnen Kapitel nur nacheinander abgehandelt werden, und die Autoren diskutieren die fachspezifischen Fragen. An dieser Stelle soll daher vor allem auf die verbindenden Aspekte des Verbundprojektes eingegangen werden.

Wie bereits in der Einleitung hervorgehoben wurde, stand im Vordergrund des Verbundprojektes die Erarbeitung verschiedener Landnutzungsszenarien, die den Landnutzern und den Behörden vorgelegt und mit ihnen diskutiert wurden. Den Ausgangspunkt bilden Veröffentlichungen von HEYDEMANN (1981, 1883, 1997), der für Gesamtdeutschland eine Umwidmung von ca. 15 % Ackerland in naturnähere Strukturen vorschlägt. Dabei wird der tatsächliche Anteil von den örtlichen Gegebenheiten der jeweiligen Region abhängen. Auf marginalen Standorten wird der Anteil vermutlich höher als auf fruchtbaren Standorten ausfallen. Das von den Landnutzern favorisierte Szenario für das Testgebiet auf der Querfurter Platte sieht denn auch die Umwandlung von ca. 7,5 % des Ackerlandes (die Hälfte der von HEYDEMANN vorgeschlagenen naturnäheren Strukturen) vor. Ein anschließender landschaftsplanerischer Entwurf bezog Linienelemente wie Hecken, Baumalleen, Ackerraine oder auch Sichtbeziehungen auf markante Landschaftsbesonderheiten mit ein.

Intensive Diskussionen mit den Landbewirtschaftern ergaben, dass man derartigen Vorschlägen gegenüber offen ist, denn die Landwirte beobachten mit Sorge die fortschreitende Erosion auf ihren Ackerflächen. Man könnte sich z.B. vorstellen, dem o.g. Szenario zu folgen und ca. 7,5 % des Ackerlandes umzuwandeln in Extensivgrünland oder Wäldchen, die ein natürliches Hindernis für Bodenerosion darstellen. Überzeugend für die Landwirte war auch, dass nicht nur der Schutz der biotischen und abiotischen Ressourcen, sondern der ökonomisch nutzbare Ertrag in die Bewertung und Optimierung der Landschaftsfunktionen einbezogen wurde. Auf der Testfläche würde die Kompromissbildung immerhin eine Umwidmung von ca. 300 ha besten Ackerlandes bedeuten. Die Empfehlungen sind in Kap. 2.3 ausführlich dargestellt.

Wenn sich die Gesellschaft an Ausgleichszahlungen beteiligen würde, dann wären die Landbewirtschafter zur Umwandlung dieser Fläche bereit. Will man über die Höhe etwaiger Minderungen des betrieblichen Ergebnisses informiert sein, dann muss nicht nur bekannt sein, welche Ressourcen in welchem Umfang geschützt werden können, es sind auch die Auswirkungen auf das ökonomische Ergebnis des Betriebes sichtbar zu machen. Dafür entwickelte v. BAILLOU (Kap. 3) ein Kalkulationsmodell, mit dessen Hilfe die Veränderungen in Arbeitswirtschaft, Produktionskosten und Erlösen berechnet werden können. Die Berechnungen fußen auf dem „Landschaftsplanerischen Entwurf“ (Kap. 2), ein Beispiel für die integrative Zusammenarbeit im Verbundprojekt.

Der Einkommensrückgang beträgt für das Agrarunternehmen ca. 11 %. Diese resultieren aus

- ⇒ dem Flächenentzug von 282 ha,
- ⇒ einer Erhöhung der Vorgewende und Seitenstreifen durch geänderte Schlaggestaltung,
- ⇒ einer Ertragsdepression von ca. 20 % auf den Vorgewenden,
- ⇒ einer Erhöhung der Arbeitserledigungskosten.

Es ist nicht zu erwarten, dass die Landwirte diesen Einkommensverlust allein tragen, vielmehr ist zu fragen, welche Leistungen die Gesellschaft aufbringen wird, um die eingangs anvisierten Ziele zu erreichen. Die Landbewirtschafter sind bereit, die umzuwidmenden Flächen zur Verfügung zu stellen. Auf der Suche nach Finanzierungsmöglichkeiten wurde von der Verwaltungsgemeinschaft Wein Weida-Land, zu der das Testgebiet gehört, ein Hallenser Planungsbüro beauftragt, einen Projektantrag für die „Landesinitiative Locale“ zu entwickeln. Mit diesem Programm will das Bundesland Sachsen-Anhalt Fördermittel aus der Europäischen Union einwerben, die integrierte Ansätze für Gemeinden oder Landkreise zur Entwicklung des Ländlichen Raumes unterstützt. In den Projektantrag gingen die Ergebnisse des Szenarios "Landschaftsplanerischer Entwurf" ein. Eine Entscheidung steht noch aus.

Von der THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (TLL, 1999) wurde im Auftrag des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle eine Umweltverträglichkeitsbewertung des Agrarunternehmens durchgeführt, um die eigenen Ergebnisse mit denen des KUL-Programmes zu vergleichen (KUL = Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft). Unter den vielen berechneten Kenngrößen für den Betrieb, die zum größten Teil im Toleranzbereich liegen, ermittelten die Bearbeiter drei Kriterien, die als bedenklich einzuordnen sind. Der Stickstoffsaldo (kg N/ha) übersteigt den Toleranzbereich (der zwischen -50...+30 kg N liegt) um 32 kg N/ha, d.h. es wird mehr Stickstoff zugeführt als verbraucht. Außerdem liegt die durchschnittliche Schlaggröße bei 69 ha und damit um 39 ha über dem empfohlenen Medianwert. Nach dem Kriterienschlüssel der TLL sollte der Anteil an ökologisch-landeskultureller Vorrangfläche in Betrieben auf einem

Standort wie der Querfurter Platte mehr als 5,6 % aufweisen. Dieser Anteil wird auch bei der Betrachtung der Gesamtbilanzfläche des Agrarunternehmens von 5.859 ha mit 3,1 % deutlich unterschritten. Keine Aussagen werden zur Erosionsdisposition getroffen, da Angaben zur Topographie (Hanglänge, Hangneigung) für diese Untersuchung nicht vorlagen. Auf die Erosionsdisposition wird jedoch ausführlich in Kap. 2 eingegangen.

Die Ergebnisse der TLL decken sich mit den eigenen Untersuchungen. Nach wie vor stellt eine überhöhte Stickstoffzufuhr im agrarisch dominierten Raum die potenziell größte Belastung für die Umwelt dar. Dazu werden in den Kapiteln 10 und 11 Ergebnisse vorgestellt. Die großen Schläge bieten Angriffsmöglichkeiten vor allem für Wind und Wasser, die Bodenerosionen verursachen. Damit einher geht der geringe Anteil an ökologisch-landeskultureller Vorrangfläche. Die Gefahren, die auch die Untersuchungen der TLL aufdecken, können durch die Verwirklichung des empfohlenen Szenarios „Landschaftsplanerischer Entwurf“ gemindert werden. Das Indikatorensystem „KUL“ der TLL ist praktikabel. Es beruht auf detaillierten Informationen aus dem jeweiligen Betrieb und wird bereits zur Überprüfung vieler Agrarunternehmen in Bezug auf Umweltbelastungen verwendet. Zur Verbesserung des Systemverständnisses (vgl. Kap. 11: CANDY) und zur weiteren Präzisierung dieses Indikatorensystems bedarf es weiterer Forschungsarbeiten. Später wird darauf noch einzugehen sein.

In der Einleitung wurde auch die Frage nach einem Leitbild für die Region aufgeworfen. Daher wurde zunächst untersucht, welches Leitbild für den Untersuchungsraum existiert, und ob sich dieser anhand des Leitbildes nachhaltig entwickeln wird. Das (vorläufige) Leitbild für die Querfurter Platte leitet sich ab aus dem Gesetz über den Landesentwicklungsplan des Landes SACHSEN-ANHALT (LEP-LSA, 1999), aus den regionalen Entwicklungsprogrammen für die Regierungsbezirke des Landes SACHSEN-ANHALT (1996) und aus dem Landschaftsprogramm des Landes SACHSEN-ANHALT (1994). Im LEP-LSA (1999) wird vom ländlichen Raum erwartet, dass er als eigenständiger Lebens- und Wirtschaftsraum zusammen mit den Verdichtungsräumen zu einer ausgewogenen Entwicklung des Landes beiträgt. Teile der Querfurter Platte zählen zu den Vorbehaltsgebieten für Landwirtschaft, aus denen seitens der Träger der Regionalplanung die Vorranggebiete für Landwirtschaft kleinräumig festzustellen sind. Diese werden wie folgt charakterisiert: „Vorranggebiete für Landwirtschaft sind aufgrund der Bodenfruchtbarkeit, der Standortcharakteristik oder Tradition und Erfahrungen auf dem Gebiet der Tierzucht und des Ackerbaus sowie wegen der Standortgunst für Sonderkulturen besonders für eine landwirtschaftliche Nutzung geeignet, so dass in ihnen die Landwirtschaft als Wirtschaftsfaktor, Nahrungsproduzent und Erhalter der Kulturlandschaft die prioritäre Raumfunktion und -nutzung darstellt.“

Im Landschaftsprogramm des Landes SACHSEN-ANHALT (1994) wird konkret auf verschiedene Regionen eingegangen. Die Querfurter Platte wird als eine Kulturlandschaft bezeichnet, die vorrangig der ökologisch orientierten intensiven Landwirtschaft dienen soll. Ihre Ackerlandschaften sind Offenlandschaften mit dominierendem Ackerbau. Die Lössböden sollen durch zweckmässige Schlaggestaltung und in die Nutzung integrierte Schutzmaßnahmen, wie möglichst lang andauernde Vegetationsbedeckung des Bodens durch die Kulturen, gegen die Wasser- und Winderosionsanfälligkeit geschützt werden. Es wird weiterhin empfohlen, den überhöhten Hackfruchtanteil einzuschränken. Im Landschaftsprogramm wird auch auf die Erhaltung bzw. Erweiterung von Grünlandstandorten und Gewässerschonstreifen in und an den Bachtälchen, von Flurgehölzen und Obstbaumreihen (letzte mit einer Dichte von 2,5 ha/100ha LN), von Streuobstwiesen und Restwäldern eingegangen. Auch auf eine unbelastete Grundwasserneubildung wird Wert gelegt. Es wird gefordert, dass wegen der geringen und nur sporadischen Grundwasserneubildung in den tiefgründigen Lössböden im Interesse der Trinkwasserversorgung jedweder Nährstoffaustrag aus den landwirtschaftlich genutzten Böden zu vermeiden ist. Im regionalen Entwicklungsprogramm, das im Januar 1996 veröffentlicht wurde (SACHSEN-ANHALT 1996), zählt die Querfurter Platte zu den Vorranggebieten für Landwirtschaft in Sachsen-Anhalt, wobei auf den Schutz und die Erhaltung des Bodens als dem bedeutendsten Produktionsfaktor vor allem in Gebieten mit landwirtschaftlich gut geeigneten Böden hingewiesen wird.

Die Landgesellschaft Sachsen-Anhalt mbH (OTTO et al. 1995) wurde mit der Agrarstrukturellen Vorplanung (AVP) für Teile der Querfurter Platte im Rahmen der Planungen für die neuen Infrastrukturprojekte (ICE, Autobahn) beauftragt. Sie legt diese im Jahre 1995 vor. Die Empfehlungen werden für manche Maßnahmen gemeindescharf erteilt. So wird z.B. der Neubau von Wegen in den Gemarkungen Bad Lauchstädt, Großgräfendorf und Schafstädt empfohlen. In Barnstädt soll eine stark befahrene Bundesstrasse vom landwirtschaftlichen Verkehr entlastet werden, und für Barnstädt und Göhrendorf wird ein Verbindungsweg zur Feldflur nach Langeneichstädt empfohlen. Für die Gemeinden Barnstädt und Nemsdorf/Göhrendorf werden flächenhafte Aufforstungen von ca. 62 ha und die Anlage linienförmiger Gehölzstreifen von insgesamt 37,1 ha vorgeschlagen. Es fehlt jedoch die auf einer Bewertung der potenziellen Gefährdung wichtiger Landschaftsfunktionen beruhende Begründung der empfohlenen Maßnahmen. Gleichwohl stellt die agrarstrukturelle Vorplanung ein wichtiges Instrumentarium für die Einschätzung des gesamten betrachteten Raumes und somit für die Landschaftsanalyse dar.

Diese eher allgemein gehaltenen Leitbilder für die Querfurter Platte bzw. die in der AVP nur unzureichende Begründung der Maßnahmen können auf Grund der in diesem Bericht vorgestellten Ergebnisse lokal spezifiziert werden. Im Szenario „Landschaftsplanerischer Entwurf“ (Tab. 2.7,

Kap. 2) werden dazu konkrete Angaben gemacht, die Ziele aus dem Landesentwicklungsplan des Landes SACHSEN-ANHALT (LEP-LSA, 1999), aus den regionalen Entwicklungsprogrammen für die Regierungsbezirke des Landes SACHSEN-ANHALT (1996), aus dem Landschaftsprogramm des Landes SACHSEN-ANHALT (1994) und der Agrarstrukturellen Vorplanung (OTTO et.al. 1995) werden somit präzisiert. Die Vorschläge für die anzulegenden neuen Flächennutzungen und Strukturen basieren auf einem wissenschaftlich unterlegten Entwurf für den Schutz der abiotischen Ressourcen sowie der Berücksichtigung des Ertrages. Das bedeutet, dass in dieser agrarisch geprägten Landschaft die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der sogenannten Mehrfachfunktion, d.h. die gleichzeitige Erhaltung wichtiger Landschaftsfunktionen in einem Landschaftsraum, und nicht die Nutzung nur einer Funktion auf Kosten anderer Funktionen erfolgen soll.

Die Mehrfach- oder multifunktionale Betrachtung einer Landschaft, in der die Lebensraum-, Nutz-, Kultur- und Regelungsfunktionen berücksichtigt werden, empfehlen auch KIRCHNER-HESSLER et al. (1999). Diese Autoren plädieren für Managementkonzepte, in denen die genannten Funktionen gegeneinander abgewogen werden, und die der Unterstützung der Entscheidungsträger in bezug auf Handlungsempfehlungen für eine umweltschonende Landnutzung dienen. Die Umsetzung vor Ort kann nur als ein immer wieder neuer Aushandlungsprozess zwischen allen Beteiligten stattfinden, daher ist die Formulierung von konkreten Zielen wichtig.

Auch der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung "Globale Umweltveränderungen" (WBGU, 2000) spricht sich für die multifunktionale Landnutzung aus, wobei er damit die Lösung internationaler Probleme unterstützen will. In seinem Jahresgutachten 1999 wird gesagt: „Zukünftige Formen der Landnutzung müssen die Vielfalt der abiotischen und biotischen Faktoren am Standort beachten und auf langfristige Nutzbarkeit ausgerichtet sein. Von der Nutzung selbst dürfen Nachbarsysteme nicht übermäßig belastet werden, d.h. sie müssen umweltschonend sein. Multifunktionalität bedeutet, dass die Naturfunktionen (Lebensraum und Regelung des Stoff- und Energiehaushaltes) und die Kulturfunktionen (Produktion und Sozialleistungen) gleichberechtigt behandelt werden.“ (WBGU 2000: 174).

Über allgemein gefasste Ziele besteht sowohl national als auch international oft Konsens. Schwieriger gestaltet sich die Operationalisierung dieser Ziele, die einer regionalisierten Betrachtung von bestimmten Regionen/Kulturlandschaften bedarf. Diese sind oft geprägt von einer typischen abiotischen und biotischen Ausstattung und von ökonomischen bzw. sozialen Besonderheiten, die sowohl bei der Einschätzung des Ist-Zustandes als auch bei der Ableitung von Maßnahmen berücksichtigt werden müssen. Das trifft auch für das vorgestellte Untersuchungsgebiet zu.

Die Ableitung eines Leitbildes allein reicht jedoch nicht aus, es müssen auch praktikable Instrumentarien entwickelt werden, welche die Umsetzung der Ziele ermöglichen. Hierfür sind Indikatorensysteme zu nutzen, die den regional unterschiedlichen Ursache-Wirkungsmechanismen Rechnung tragen und damit über die bisher verfolgten Ansätze hinausgehen. Erst damit eignen sie sich für die Bewertung einer multifunktionalen Landnutzung (WBGU 2000). In der ökologischen Studie: „Beiträge zur Entwicklung eines ökologischen Leitbildes für Flusslandschaften...“ (FREISTAAT SACHSEN, - STAATSMIN. F. UMWELT U. LANDWIRTSCH. 2000) werden konkrete Maßnahmekomplexe einschließlich des Zeitfaktors, dem Nutzen-Aufwand-Verhältnis sowie der Zusatzkosten dargestellt, eine Vorgehensweise, die in Zukunft parallel zu den eigenen Verfahrensschritten getestet werden könnte.

(Umwelt)-Indikatoren beschreiben ganz allgemein Systemzustände der Umwelt. Sie sollen

- ⇒ Ziele und Grenzen definieren,
- ⇒ Die Umweltbedingungen und ausgeübte Belastungen repräsentativ widerspiegeln und Lösungsansätze bieten,
- ⇒ Einfach und leicht zu interpretieren sein und Tendenzen aufzeigen.

Es gibt eine große Zahl an auch international gut etablierten Indikatorensystemen, genannt seien hier diejenigen der CSD (1998) und der OECD (1994), die „Driving forces / Pressure-State-Response“ (Antriebskraft/Druck-Zustand-Reaktion)-Indikatoren umfassen. Sie eignen sich gut zur Einschätzung einzelner Nachhaltigkeitsdimensionen, wobei die Zielbezüge und die systematischen Verknüpfungen noch verbessert werden müssten. Die räumliche Bezugsebene ist der Staat.

Interessant ist auch der Syndrom-Ansatz des WBGU/PIK (SCHELLNHUBER 1998; PETSCHHEL-HELD et al. 1999a, PETSCHHEL-HELD 1999b), der globale Umweltprobleme identifiziert und deren Ursachen und Folgen aufdeckt. Dieser Ansatz kann auf die nationale Ebene heruntergebrochen werden, wie es z.B. LÜDECKE & REUSSWIG (1999) in einer Machbarkeitsstudie demonstriert haben. Sie interpretierten für Deutschland das „Dust Bowl Syndrom“, das die Folgen einer industrialisierten Landwirtschaft verdeutlicht.

Die Triebkräfte in diesem Ansatz (auch Trends genannt) bewirken eine Veränderung der biotischen und abiotischen Ressourcen, den zunehmenden Verbrauch von Rohstoffen sowie ein wachsendes Verkehrsaufkommen, die den Treibhauseffekt zunehmen lassen, sie führen aber auch zur Konzentration in der Landwirtschaft und zur Arbeitslosigkeit. Ziel einer nachhaltigen Landbewirtschaftung muss es aber sein, die drei Dimensionen Ökonomie, Ökologie und soziale

Bedürfnisse gleichermaßen zu berücksichtigen, und keine Dimension auf Kosten der anderen zu präferieren.

Die industrialisierte Landwirtschaft ist verbunden mit der Monokultur leistungsfähiger Pflanzenarten, der Massentierhaltung, mit hohen Gaben von Pestiziden, Medikamenten und Düngemitteln. Der Syndrom-Ansatz beantwortet auch die Frage, wodurch diese umwelt- und gesundheitsschädigende Form der Landbewirtschaftung zustande kommt: der Auslöser ist eine produktionsorientierte Agrarpolitik, die

- ⇒ den gehobenen Bedarf der Bevölkerung an Fleisch und anderen Nahrungsmitteln deckt,
- ⇒ die Automatisierung/Mechanisierung und Chemisierung vorantreibt,
- ⇒ die Entwicklung der landwirtschaftlichen Einkommen fördert.

Das Einkommen ist eng mit dem Einfluss der Agrarlobby verknüpft, der zum Zeitpunkt der Machbarkeitsstudie auf eine produktionsorientierte Agrarpolitik zielte, was wiederum zu einer Intensivierung und Produktionssteigerung führte. Damit ist ein Kreislauf aufgedeckt, und man kann nun diejenigen Stellen ermitteln, an denen ein Einwirken besonders wirksam ist. Der Politik wird ein wirksames Instrumentarium zur Umsteuerung dieser Art von Landwirtschaft an die Hand gegeben.

Bereits aus der verbalen Beschreibung ist zu erkennen, was diesen Indikatorenansatz (denn als Indikatoren können die Trends betrachtet werden) von den anderen unterscheidet: Er umfasst alle Nachhaltigkeitsdimensionen und setzt sie zueinander in Beziehung, im konkreten Fall ausgerichtet auf die Landwirtschaft. Weitere Ansätze für Landwirtschaftsbetriebe wurden in einer Studie der EUROPÄISCHEN UNION (1999) vorgestellt. Dort werden mehrere Umweltbewertungsverfahren aus den Ländern Deutschland, Österreich und Frankreich gegenübergestellt und auf Machbarkeit sowie Zweckmäßigkeit untersucht. Alle Verfahren berücksichtigen sowohl die Produktion und den wirtschaftlichen Ertrag als auch den Schutz der Umwelt, wobei die Indikatoren nacheinander aufgeführt werden. Eine Beziehung untereinander ist nicht ohne weiteres zu erkennen. Die Verfahren, zu denen auch das KUL (Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung, ECKERT & BREITSCHUH 1998) der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft gehört, fördern jedoch eine neue Art der Optimierung von Produktionssystemen nicht nur im Hinblick auf die Umwelt, sondern auch auf die Produktionstechnik und das landwirtschaftliche Einkommen. Auf die Erarbeitung von Indikatoren für eine umweltverträgliche Landnutzung, welche die bestehenden Systeme ergänzen können, wird im weiteren eingegangen.

Zunächst steht jedoch die Entwicklungsmöglichkeit der biologischen Vielfalt in der Testregion zur Diskussion; dazu gibt es Aussagen von STADLER & KLOTZ (Kap. 4) sowie von BISCHOFF (Kap. 5).

Zum Bestand und zum Schutz der Vogelarten im Beispielgebiet legte die FG ORNITHOLOGIE in Merseburg einen Bericht vor (Kap. 6). Auch hier ist auf die Nutzung der im Szenario „Landschaftsplanerischer Entwurf“ erzielten Ergebnisse zu verweisen.

Ob das Brachfallen von Ackerflächen zu den gewünschten Ergebnissen führt, hinterfragen die Autoren STADLER & KLOTZ. Sie gehen davon aus, dass die mit dieser Maßnahme einhergehenden Veränderungen im Artengefüge und deren zugrundeliegenden Prozesse bekannt sein müssen, wenn man die Bedeutung der Brachen für den Erhalt bzw. die Erhöhung der biologischen Vielfalt richtig einschätzen will. Sie stellen fest, dass die anfänglich zu beobachtende biologische Vielfalt an Ackerwildkräutern während der Sukzession schnell verschwindet. Die Mehrzahl der nachgewiesenen Arten stellen Ubiquisten dar. Seltene Arten werden dagegen kaum nachgewiesen. Aus Sicht des Schutzes abiotischer Ressourcen muß zumindest eine Schwarzbrache als erosionsfördernd angesehen werden, sie entspricht daher kaum den Zielen einer multifunktionellen Flächennutzung.

BISCHOFF untersuchte die Regeneration von Ackerwildkrautgesellschaften und den Einfluss der Artenausbreitung auf Äckern, die auf Extensivierung umgestellt worden waren. Typische Arten wie Feldrittersporn (*Consolida regalis*), Kleine Wolfsmilch (*Euphorbia exigua*), und Acker-Steinsame (*Lithospermum arvense*) treten auch fünf Jahre nach der Umstellung noch nicht auf; BISCHOFF wies nach, dass die Ausbreitungsgeschwindigkeit von Wildkräutern offenbar die Regeneration artenreicher Wildkrautgesellschaften entscheidend beeinflusst. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass in einem Ausbreitungsversuch mit Acker-Steinsame (*Lithospermum arvense*), Klatschmohn (*Papaver rhoeas*) und Nacht-Lichtnelke (*Silene noctiflora*) ca. 50–90 % aller Keimlinge in einer Entfernung von < 150 cm um die Mutterpflanze herum aufliefen. Das bedeutet, dass nur eine sehr geringe Distanz zu artenreichen Beständen eine große Artenvielfalt sichert. Über die (noch vorhandene) Diasporenbank des Bodens ist ein ausreichendes Regenerationsvermögen anscheinend nicht zu sichern. Das trifft offensichtlich sowohl für Brachen als auch für extensiv genutzte Flächen zu. Die Aussagen dieses Kapitels sind wichtig in Bezug auf eine geänderte Landnutzung. Es ist irrig zu glauben, dass die Stilllegung von Flächen oder deren Extensivierung sofort eine reiche Flora nach sich zieht, hierfür bedarf es längerer, über 5 Jahre hinausgehender Zeiträume.

Die Ergebnisse der FG ORNITHOLOGIE Merseburg betreffen die Avifauna im Testgebiet. Vögel tragen mit ihrer Nahrungsaufnahme zur Minderung tierischer Schädlinge bei. Außerdem haben sie einen ästhetischen Wert für die Landschaft. Zur Erhaltung bzw. Erhöhung des Vogelbestandes ist eine Vielfalt einerseits in den Schlaggrößen, andererseits bei den angebauten Ackerkulturen anzustreben. Die Autoren empfehlen außerdem die Anlage gestufter Hecken an ehemaligen

Feldwegen, um den Vogelarten Brutmöglichkeiten zu geben. Hier besteht eine Verbindung zu Kap. 2. Der dort vorgestellte landschaftsplanerische Entwurf sieht auch die Unterteilung der Feldflur vor, um naturnähere Strukturen, darunter Hecken, anzulegen. Der Vorschlag der FG ORNITHOLOGIE sollte in diesem Fall aufgegriffen werden, um sowohl die Bodenerosion bei gleichzeitiger Erhaltung des Ertrages zu mindern, und den typischen Vogelbestand in der Region zu erhöhen. Speziell für den Erhalt der Avifauna spielen auch die Dörfer eine große Rolle. Leider gehen für etliche Vogelarten (z.B. für Rauchschwalbe - *Hirundo rustica* - und Mehlschwalbe - *Delichon urbica* -) aufgrund der Renovierung von Häusern die Nistmöglichkeiten zurück. Die Hausbewohner befürchten die Verschmutzung der Hausfassaden, z.T. werden auch Einfluglöcher in Ställe zugemauert; hier würde das Anbringen von Nisthilfen Abhilfe schaffen.

Die Beiträge der Sektion Bodenforschung (Kap. 7 bis 9 und Kap. 11) fußen zum großen Teil auf den in Bad Lauchstädt befindlichen, fast 100-jährigen Dauerfeldversuchen. Es wird darauf verwiesen, dass diese zur Lösung vieler Aufgaben unumgänglich sind. So bildeten ca. 20 Dauerfeldversuche, in die auch Bad Lauchstädt einbezogen war, die Basis für die Humusbilanzmethode und für die Richtwerte für den Gehalt an organischer Substanz im Boden (vgl. Kap. 7). Letztlich erwiesen sich der heißwasserlösliche Kohlenstoff und Stickstoff als geeignete Kriterien für die Bestimmung der umsetzbaren organischen Bodensubstanz, aus denen die optimalen Aufwandmengen an organischem Dünger in Verbindung von mineralischer Düngung (bzw. ohne mineralische Düngung) abgeleitet werden können. Die Ergebnisse sind in Tab. 7.3, Kap. 7 zu sehen; sie stellen die Erarbeitung eines wichtigen Indikators mit gleichzeitiger Definition eines Umweltqualitätsstandards als Grenz- bzw. Richtwert für typische Ackerstandstandorte dar und zeigen, wie aufwendig die Erarbeitung vor allem von Richt- bzw. Grenzwerten ist, anhand derer die konkreten Werte von Indikatoren auf Umweltrelevanz eingeschätzt werden können. Im vorliegenden Fall kommt KÖRSCHENS zu dem Schluss, dass die optimale Spanne für die Verabreichung von Stalldung zwischen 5 und 15 t/ha*a beträgt. Mit diesen Werten für die verschiedensten Ackerböden werden Hinweise für das Erreichen hoher Erträge bei gleichzeitiger Vermeidung von Umweltbelastungen gegeben, ein ganz wesentlicher Beitrag für die Erreichung des Zieles der Nachhaltigkeit.

Kap. 8 lehnt sich eng an die Arbeiten von 7 an. Darin weist KLIMANEK nach, dass auch mikrobielle Zustandsgrößen des Bodens nur langfristig zu beeinflussen sind. Aus den Ergebnissen geht deutlich die positive Wirkung der organischen Bodensubstanz auf die mikrobiellen Aktivitäten hervor, die sich bei einer zusätzlichen mineralischen Düngung (im Rahmen der in Kap. 7 diskutierten Werte) indirekt über die Steigerung von Ernte- und Wurzelrückständen noch erhöhen.

Ebenfalls auf dem Dauerfeldversuch von Bad Lauchstädt sowie am Standort Etzdorf wurden die Stickstoffeinträge ermittelt (Kap. 9). Für den Zeitraum von 1994–1999 wurden jährliche Gesamteinträge von Stickstoff von ca. 60 kg/ha*a nachgewiesen. Die Werte konnten durch N-Bilanzen, gemessen auf dem Statischen Dauerfeldversuch in Bad Lauchstädt (Kap. 7), bestätigt werden. Diese relativ hohen zusätzlichen N-Mengen aus der Atmosphäre müssen bei der jährlichen Düngungsbemessung unbedingt berücksichtigt werden. Die Autoren des Kapitels diskutieren über mögliche Auswirkungen derartig hoher atmosphärischer Stickstoffgaben auf Kultur- und Wildpflanzen. Während Kulturpflanzen hohe zusätzliche N- Gaben in der Regel vertragen, sind Wildpflanzen durch eine derartige „Gratisdüngung“ stark gefährdet, da sie im Verlauf der Evolution eine hohe Stickstoffökonomie bei sehr geringen, zur Verfügung stehenden N-Mengen entwickelten. Möglicherweise liegen in dieser Gratisdüngung die Ursachen für das zögerliche Aufkommen von Wildkräutern auf Brachen und extensivierten Flächen, wie in Kap. 4 und 5 beschrieben. Die Folgen dieser Gratisdüngung sowohl auf die Entwicklung der Flora auf Trockenrasen als auch auf mögliche Landnutzungsänderungen werden in einem Folgeprojekt untersucht. Interessant sind auch die Befunde zur N-Emission auf der Querfurter Platte. Hier stellten die Autoren eine höhere N₂O-Emission fest, wenn hohe organische Düngergaben im Vergleich zu hoher mineralischer Düngung verabreicht wurden. Sowohl für die N-Immission als auch für die –Emission sind weiterführende Messreihen erforderlich, wenn man den Stickstoffein- und -austrag modellieren will.

Die hohen Stickstoffimmissionen müssen bei der Abschätzung des N- Austrages aus dem System unbedingt berücksichtigt werden. Das trifft sowohl für die Tracerversuche von SEEGER & MEISSNER (Kap. 10) als auch für FRANKO & SCHENK (Kap. 11) zu. SEEGER & MEISSNER gehen auf die Stoffdynamik in der ungesättigten Bodenzone ein. Sie verwendeten Tracer wie Chlorid und Bromid zur Bestimmung der Wanderungsgeschwindigkeit von Nitrat und zur Bestimmung des Stickstoffaustrages aus der ungesättigten Bodenzone. Wichtig ist vor allem der Befund, dass auch unter den relativ trockenen Wetterbedingungen der Querfurter Platte ein N-Austrag aus der ungesättigten Zone möglich ist, wenn die Böden nicht ordnungsgemäß bewirtschaftet werden. Diese Ermittlungen sind für die Modellierung des Stickstoff- und Wasserhaushaltes des Bodens von Interesse, können sie doch der Validierung derartiger Modelle dienen. Um das zu prüfen, sind jedoch Paralleluntersuchungen einerseits mit Hilfe von Tracertests, andererseits eines geeigneten Bodenmodells, wie es z.B. CANDY darstellt, zu empfehlen. An dieser Stelle soll nur auf die prinzipielle Möglichkeit derartiger Untersuchungen hingewiesen werden.

Mit dem Modell des Bodenhaushaltes CANDY wurde im Rahmen von Szenariosimulationen die Dynamik der Stickstoff- und Kohlenstoffversorgung im Testgebiet geprüft (Kap. 11). Wenn, wie

mit Hilfe des Modells simuliert, die Kohlenstoffvorräte im Boden bei einem künftig wahrscheinlichen Szenario ansteigen, dann steigen auch die Stickstoffausträge in die Umwelt an. Das kann einerseits den Austrag aus der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser, andererseits auch den Austrag in die Atmosphäre bedeuten; beide Möglichkeiten sind gleichermaßen als bedenklich einzustufen. Einen höheren N-Austrag in die Atmosphäre bei hoher organischer Düngung hatten bereits RUSSOW et al. (Kap. 9) experimentell festgestellt. FRANKO & SCHENK plädieren für eine geringere Zufuhr an organischer Substanz in den Boden, wobei sie einen geringeren Viehbesatz je ha Ackerfläche bzw. die Abfuhr von Ernterückständen vom Feld vorschlagen.

Für die Modellierung der Stickstoff- und Kohlenstoffflüsse im Testgebiet erweisen sich Fernerkundungsdaten, mit deren Hilfe die aktuelle Landnutzung klassifiziert wird, als hilfreich, sie könnten bei genügend großer Genauigkeit die Erfassung des Fruchtartenspektrums durch Geländebegehungen ersetzen. Diese Möglichkeit eines Landnutzungsmonitoring der Querfurter Platte mit Fernerkundungsdaten wurde anhand von Satellitendaten (Landsat 5 TM und IRS-1C LISS) aus den Jahren 1992, 1994 und 1997 für das intensiv landwirtschaftlich genutzte Gebiet der Querfurter Platte untersucht. In Kap. 12 wird ein innovativer Ansatz zur multitemporalen Klassifikation ohne Referenzdaten unter Einbeziehung abgeleiteter Spektralmerkmale (NDVI) diskutiert. Anwendungsmöglichkeiten und -grenzen dieses Verfahrens werden im Detail diskutiert. Im Ergebnis werden schlaggenaue Informationen zu Ackerkulturen für die drei genannten Jahre bereitgestellt. Die für die Anwendung des Modells „CANDY“ erhobenen Landnutzungsdaten bildeten die Grundlage für eine Klassifikation der Satellitenszenen. Darauf aufbauend können die Fernerkundungsszenarien nicht nur für das Kerngebiet, sondern für die Modellierung des Stoffhaushaltes der gesamten Querfurter Platte genutzt werden.

Die Klassifikationsgenauigkeit ist in manchen Fällen (Kap. 12) zufriedenstellend; in anderen, von STEINHARDT bereits genannten Fällen wie bei der Klassifikation von Grünland, oder auch bei den Getreidekulturen, sind weiterführende Arbeiten auf dem Gebiet der Interpretation von Fernerkundungsdaten zur Objektivierung und verbesserten Güte der Klassifikation erforderlich. STEINHARDT verweist auf kontext- oder objektorientierte Verfahren, die Nachbarschaften und Umgebungsparameter einbeziehen, als eine Möglichkeit der Integration in die Analyse der raumzeitlichen Dynamik der Landschaftsstruktur (vgl. Kap 16). Bisher liegt der Schwerpunkt der Auswertung von Fernerkundungsdaten bei strukturellen Parametern. In Zukunft werden möglicherweise auch Aussagen zu Prozessgrößen und zum Prozessgeschehen in der Landschaft abgeleitet. Die zukünftige Nutzung solcher Daten wird von BACKHAUS & WEIERS (2000) in der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren gesehen. Diese Autoren vermissen bei den zur Zeit

diskutierten und angewendeten Indikatorensystemen die Einbeziehung räumlicher und zeitlicher Landnutzungs- und Landschaftsmuster. Da mit hochaggregierten Indikatoren keine räumliche Optimierung möglich ist, plädieren sie für die Entwicklung regional disaggregierter, räumlich expliziter Indikatoren. Eine nationale „top down“-Strategie sollte komplementiert werden durch themenorientierte „bottom up“-Aktivitäten auf regionaler und lokaler Ebene; die räumlich explizite Landschaftsbewertung und die Verfügbarkeit von Fernerkundungsdaten und Geographischen Informationssystemen sind eine geeignete Voraussetzung für die Entwicklung derartiger Indikatoren, die dann gemeinsam mit medienorientierten Indikatoren (vgl. Kap. 7) zu neuen, auf Nachhaltigkeit ausgerichteten Indikatorensystemen führen könnten.

Mit der Nutzung von Fernerkundungsdaten und den dazugehörigen Landnutzungsinformationen im Testgebiet befassen sich auch LAUSCH & MEYER (Kap. 16). Die Autoren stellen eine ganze Reihe von möglichen Strukturmaßen vor, die in Zukunft in Indikatorensysteme eingehen können. Um die wichtigsten Strukturmaße zu ermitteln und anwendbar zu machen, ist die Fortsetzung der Arbeiten notwendig. So muss z.B. der Zusammenhang zwischen Habitatstrukturen und Artvorkommen noch nachgewiesen werden. Von den Autoren wird eine Kombination von flächenkonkreten Detailuntersuchungen und dem flächenhaften Ansatz der Bewertung großer Räume empfohlen. Auch die inhaltlichen und datentechnischen Voraussetzungen für die Nutzung von Landschaftsstrukturmaßen müssen in Zukunft noch sehr differenziert weiterentwickelt werden. So sollten Normierungen für die zur Quantifizierung verwendeten Datengrundlagen erarbeitet werden, um für Berechnungen mit Landschaftsstrukturmaßen eine Vergleichbarkeit erreichen zu können. Da das Gebiet noch neu ist und neben diesen Empfehlungen von den Autoren in Kap. 16 viele weitere Vorschläge zur Anwendbarkeit der Strukturmaße gemacht werden, wurde das Kapitel unter die Teilprojekte mit Grundlagencharakter aufgenommen, obwohl es sich auf die Szenarien aus Kap. 2 bezieht. Eine Fortführung der Arbeit wird als aussichtsreich angesehen.

Die Kapitel 13 bis 16 des Berichtes umfassen die Teilprojekte mit Grundlagencharakter, die entweder Ergebnisse aus Gefäßversuchen erzielten (Kap. 15), die zwar Informationen aus dem Testgebiet einbeziehen, deren Ergebnisse zur Zeit jedoch noch nicht abschließend diskutiert sind (Kap. 16), oder die Informationen aus anderen Regionen liefern, die jedoch für die in der Einleitung genannten Zielsetzungen relevant sind (Kap. 13 und 14). Auf Kap. 16 wurde im vorhergehenden Absatz bereits eingegangen. Die anderen Kapitel werden im folgenden diskutiert.

Auch an Kap. 13 von KLAUER et al. erweist sich die Unzulänglichkeit der Ergebnisdarstellung in einem Bericht, denn dieses Kapitel zeigt die Möglichkeiten der Verknüpfung zweier Ansätze auf und steht daher mit Kap. 2 in engem Zusammenhang. Allerdings werden unterschiedliche Regionen

betrachtet, daher werden die Ergebnisse aus Kap. 13 als theoretische Möglichkeit unter den grundlagenorientierten Arbeiten behandelt, die in weiteren Arbeiten an konkreten Regionen zu testen sind. Das in Kap. 2 vorgestellte Verfahren ist geeignet, die flächenkonkrete Ausgestaltung von planerischen Rahmenvorgaben im Hinblick auf mehrere Kriterien zu optimieren. Das wurde gezeigt, und die praktischen Konsequenzen werden diskutiert. Das in Kap. 13 vorgestellte Verfahren ist hingegen dafür konzipiert, die Auswahl zwischen politischen Handlungsalternativen zu erleichtern; die Konsequenzen der Alternativen werden im Hinblick auf verschiedene Kriterien gegeneinander abgewogen und übersichtlich dargestellt. Der Beitrag zeigt auch die mögliche Kombination beider Verfahren. Damit können die politische Handlungsebene und die flächenkonkrete Ausgestaltung von Maßnahmen sinnvoll miteinander verknüpft werden.

Die Arbeiten von H. SCHULZ (Kap. 14) wurden ebenfalls nicht im Testgebiet durchgeführt, sie sind jedoch für weiterführende Projekte äußerst interessant. Durch Bestimmung der natürlichen Isotopenverhältnisse (δ -Werte) von NH_3 , NH_4^+ , NO_2 , und NO_3^- kann die N-Quelle identifiziert werden. Zu diesem Zweck der Quellenidentifizierung und für Fragestellungen zur N-Aufnahme in Pflanzen wurden daher die δ -Werte der o.g. N-Formen in den Matrices Umgebungsluft, Unterkrone Niederschlag und Baumborken von Kiefernforstökosystemen bestimmt. Das bedeutet sowohl die Quantifizierung von N-Immissionen als auch die Bestimmung von deren Herkunft in naturnahen Ökosystemen.

Die organische Bodensubstanz, von der in den Kap. 7 bis 9 und 11 bereits die Rede war, spielt auch bei der Gefährdung des Systems Boden und Pflanze aus Bodenkontaminationen eine Rolle. Die in Kap 15 beschriebenen Ergebnisse stellen zumeist Modellversuche (Gefäßversuche) dar, die allerdings Hinweise auf die Wirkung von Pestiziden im genannten System geben. In Gefäßen mit Mais, denen die Organochlorpestizide Lindan und Methoxychlor verabreicht worden waren, wurde zwischen dem Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden und dem Pestizidgehalt im Mais eine negative Korrelation ($r=-0,91$, $r^2=0,82$) ermittelt. Auch die Bioverfügbarkeit organischer Fremdstoffe für die pflanzliche Aufnahme hängt von der leicht umsetzbaren Fraktion der organischen Bodensubstanz (C_{hwe}) ab. Mit steigendem Kohlenstoffgehalt des Bodens verringerte sich der Pestizidgehalt in C_{hwe} und damit auch die Verfügbarkeit für eine Pflanzenaufnahme. Für die Beziehung zwischen Pestizidaufnahme durch Mais und dem Pestizidanteil in C_{hwe} betrug der Regressionskoeffizient $r^2=0,99$. Das bedeutet eine umso stärkere Pestizidaufnahme durch die Pflanzen, je höher der Pestizidanteil in der heißwasserlöslichen Bodenfraktion ist.

Die Autoren gehen weiterhin auf den Einfluss von Pestiziden auf Rückstände in Boden und Pflanzen sowie auf den Stoffhaushalt von Pflanzen ein. Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, dass

auch grundlagenorientierte Arbeiten wesentlich zur Erläuterung von Nachhaltigkeit dienen können, wenn sie geeignet geplant wurden. Es ist notwendig, die potentielle Gefährdung von biotischen und abiotischen Medien durch Rückstände von Pestiziden im Rahmen von Modellversuchen zu verdeutlichen, um rechtzeitig Maßnahmen für eine Verhinderung von Schäden zu sorgen.

Für ein Fazit aus dem Verbundprojekt wird an die in der Einleitung gestellten Fragen erinnert, die ausführlich in den Kapiteln behandelt und die hier zusammengefaßt beantwortet werden:

- ⇒ Es werden Vorschläge zu einer nachhaltigen Gestaltung der Landschaft unterbreitet, wobei die ökonomischen Auswirkungen und die möglichen (monetären) Folgen für die Gesellschaft dargestellt werden.
- ⇒ Es existieren Leitbilder für die untersuchte Region, die in den Szenarien berücksichtigt wurden, und die mit Hilfe der vorgestellten Ergebnisse präzisiert werden können.
- ⇒ Das Neue an den Vorschlägen zur Nutzungsänderung und multifunktionalen Gestaltung der Region liegt darin begründet, daß die Schaffung neuer struktureller Landschaftselemente eine höhere biologische Diversität hervorruft, gleichzeitig die abiotischen Medien geschützt werden und der Einkommensverlust der Landwirte gering ist. Sowohl das Brachfallen als auch die Extensivierung von Ackerland sind Methoden zur Erhöhung der Biodiversität, die einen längeren als den hier betrachteten Untersuchungszeitraum benötigen, um eine größere biologische Vielfalt in der Landschaft zu etablieren.
- ⇒ Zur Schaffung von Indikatoren werden ebenfalls Vorschläge gemacht, indem Optimalwerte für den umsetzbaren C und N abgeleitet werden. Der heißwasserlösliche Kohlenstoff wird als Kriterium für die Berechnung des umsetzbaren C und damit für die N-Freisetzung verwendet. Gleichzeitig werden Umweltqualitätsstandards formuliert, die eine Einschätzung des Indikators ermöglichen. Ein derartiger Indikator ist zur Vervollständigung bereits bestehender Indikatorensysteme, wie z.B. die „Kriterien der umweltverträglichen Landwirtschaft“ der TLL (1999) geeignet. Es wird außerdem ein Ausblick auf die Möglichkeiten der Erarbeitung neuer raumbezogener Indikatoren mit Hilfe der Fernerkundung und des GIS gegeben, mit denen eine Erfassung des Untersuchungsraumes möglich ist.
- ⇒ Als nach wie vor wichtige Faktoren für den Landschaftshaushalt werden der Stickstoff und der Kohlenstoff und deren Verhältnis im Boden angesehen. Ein wesentliches Ergebnis der auf dem Modell CANDY beruhenden Untersuchungen ist der Befund, dass mit dem Anstieg der Kohlenstoffversorgung auch die Stickstoffausträge in die Umwelt anwachsen. Diesem

Befund zugrunde liegt die begründete Annahme, dass auch in Zukunft wie in den Jahren von 1992-1996 gewirtschaftet wird.

Summary of the findings, discussion and outlook

H. Mühle, UFZ Leipzig-Halle GmbH, Department of Conservation Biology and Natural Resources; Leipzig

In the introduction to this book, questions and topics of research were formulated to which answers were sought, and which were then tackled in the individual chapters from the viewpoint of the various scientists involved. Since the chapters could only be dealt with one after the other in this report on the completed integrated project, not to mention the fact that the researchers discussed highly specialist issues, here an attempt will be made to examine the aspects they have in common. As emphasized in the introduction, the primary aim of the integrated project was to develop various land-use scenarios which could then be presented to land-users and local authorities for discussion. The starting-point for our work was publications by HEYDEMANN (1981, 1883, 1997), who proposed converting about 15% of farmland throughout Germany into natural structures. This figure should not be regarded as hard and fast throughout the country, but should be varied from region to region, with less land being switched from farming to natural structures in fertile areas than in marginal ones. For example, the scenarios preferred by land-users for the Querfurter Platte test district provide for 7.5% of its farming land to be converted, a figure which is only half of HEYDEMANN's recommendation. Subsequent landscape planning included linear elements such as hedgerows, rows of trees, field margins and even lines of sight.

Intensive discussion with local farmers revealed them to be receptive to such proposals in view of the increasing erosion they witness on their farmland. They could for instance imagine adopting the above-mentioned scenario and turning about 7.5% of their farming land into green areas, extensive meadows or even copses and small woodlands, which would then act as natural barriers to soil erosion. Another factor which proved convincing to the farmers was that the assessment and optimization of landscape planning took account of not only protecting biotic and abiotic resources but also ensuring economic yields. Nevertheless, conversion on the test area would result in about 300 hectares of the best arable land being withdrawn from farming. The recommendations are fully described in Chapter 2.3.

Local farmers would be willing to participate in the conversion of their farmland as long as they receive financial compensation. Calculating the level of compensation naturally entails assessing not only the extent of protection afforded to certain resources, but also what this affect will have on a farm's economic performance. For this purpose, BAILLOU calculated a model in Chapter 3 to work out the exact changes to the annual work programme, the production costs and revenues. These calculations are based on the "Draft Landscape Plan" (Chapter 2), which is an example of integrative cooperation in the integrated project.

The drop in income for the farms would amount to some 11%.

This decrease of income arises from

- *changing 282 ha arable land into grassland, copses and woods,*
- *increasing the headland and field edges,*
- *nearly 20 % depression of yields on the headlands,*
- *increasing the costs of work completion.*

Since farmers cannot be expected to bear this reduced income alone, we must ask what society as a whole needs to do if the goals envisaged are to be reached. As the farmers are willing to give up

part of their farmland, a planning firm based in the city of Halle was commissioned by Wein Weida administrative district council (part of *Querfurter Platte*) to develop a project application for the "Local Land Initiative". The state of Saxony-Anhalt (to which *Querfurter Platte* in turn belongs) intends to use this programme to apply for economic aid from the European Union which will then be used to support integrated schemes for local authorities to help develop rural areas. The applications included the results of the scenario in the Draft Landscape Plan. A decision has yet to be taken.

The Thuringian Department of Agriculture (TLL/THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT; 1999) carried out an environmental impact assessment of farming on behalf of the UFZ Centre for Environmental Research Leipzig-Halle in order to compare our own findings with those of the KUL Programme (KUL = criteria for environmentally sustainable agriculture). Of the many parameters calculated for farming, most of which are within the range of tolerance, three proved to be alarming. The nitrogen balance ($\text{kg N} \times \text{ha}^{-1}$) was found to exceed the range of tolerance (between -50 and $+30 \text{ kg N}$) by about $32 \text{ kg N} \times \text{ha}^{-1}$, i.e. more nitrogen is added than is consumed. Moreover, the average cultivated plot size is around 69 ha, about 39 ha larger than the recommended average. And according to the scale applied by the TLL, the share of ecological cultural priority areas in farms in an area like *Querfurter Platte* ought to be at least 5.6% – much more than the current figure of 3.1% (even when taking the overall total size of the farms of 5,859 ha into account). No information about susceptibility to erosion was given as no information was available on the topography (slope lengths, slope gradient). Nevertheless, susceptibility to erosion is thoroughly examined in Chapter 2.

The TLL's findings coincide with our own. Excessive nitrogen input remains the most serious potential threat to the environment in agriculturally dominated areas (see the findings contained in Chapters 5.4 and 6). The largest cultivated plots are especially exposed to soil erosion caused by wind and water, partly accounting for the low proportion of ecological cultural priority land. The hazards also exposed by the TLL's investigations could be ameliorated by implementing the recommended Draft Landscape Plan.

To improve the understanding of the whole system (chapter 6: CANDY) and to make the systems of indicators more precisely further research is necessary. However because of the practicability of KUL a lot of farms are tested with this method in relation to environmental strains.

The introduction also raised the question of developing a target concept for the region. Work began by examining what target concepts already exist for the area concerned, and whether they would permit its sustainable development. The (provisional) target concept for *Querfurter Platte* is derived from the development plan of the state of SAXONY-ANHALT (LEP-LSA, 1999), the regional development programmes for the various administrative districts in SAXONY-ANHALT (1996), and SAXONY-ANHALT's landscape programme (1994). LEP-LSA (1999) expects rural areas to function as independent residential and economic areas which along with conurbations contribute to the balanced development of the state of Saxony-Anhalt. Parts of *Querfurter Platte* are among the areas reserved for agriculture, from which the exact local priority areas are to be decided by those responsible for regional planning. They are characterized as follows: "Priority areas for agriculture are especially suitable for agricultural usage owing to their soil fertility, location characteristics or tradition and experience of livestock breeding and arable farming, as well as owing to their suitability for special cultures such that agriculture there represents the priority function and usage as an economic factor, food producer and preserver of the cultural landscape."

SAXONY-ANHALT's landscape programme (1994) examines various specific regions. *Querfurter Platte* is defined as a cultural landscape which should primarily serve ecologically orientated intensive agriculture. Its farmland often comprises open landscapes dominated by arable farming. The loessy soils are to be protected from susceptibility to wind and water erosion by means of appropriate cultivated plot formation and protection measures integrated into usage, such as

covering the soil with cultivated vegetation for as long as possible. It is also recommended that the excessive proportion of root crops cultivated be limited. The landscape programme also tackled the preservation and expansion of meadows and water protection areas in and around streams, as well as of spinneys and rows of fruit trees (the latter with a density of 2.5 ha/100 ha LN), orchards and residual woodlands. Importance is also attached to the formation of new, unpolluted groundwater. Owing to the low, sporadic groundwater recharge in the deep loessy soils, the programme calls for nutrient discharge from agricultural soils to be eliminated in order to safeguard the supply of drinking water. In the regional development programme published in January 1996 (SACHSEN-ANHALT 1996), *Querfurter Platte* is defined as one of the priority areas for agriculture in Saxony-Anhalt. Attention is drawn to the protection and preservation of the soil as the most important production factor, especially in areas with soils suitable for agriculture.

The regional development company LANDGESELLSCHAFT SACHSEN-ANHALT mbH was commissioned to carry out preliminary agricultural planning (AVP) for parts of *Querfurter Platte* as part of the planning for the new infrastructure projects (InterCity railway line, motorway), and submitted its findings in 1995 (OTTO et al. 1995). The recommendations are geographically very specific. For example, new routes were recommended in the areas of Bad Lauchstädt, Großgräfendorf and Schafstädt. Other recommendations included relieving the busy main road of agricultural transport, and building a link road in Barnstädt and Göhrendorf to farmland in Langeneichstädt. Moreover, the reafforestation of 62 ha and linear copses over an area of 37.1 ha are proposed. However, the recommended measures are not underpinned by an assessment of the potential threat to important landscape functions. Nevertheless, the preliminary agricultural structure planning represents an important instrument for assessing the whole area concerned and hence for landscape analysis.

These rather general target concepts for *Querfurter Platte* and the insufficient reasons put forward in preliminary planning can be locally specified on the basis of the findings contained in this report. The Draft Landscape Plan (Table 7, Chapter 2) contains concrete details of how the aims in SAXONY-ANHALT's landscape development programme (LEP-LSA, 1999), the regional development programmes for the administrative districts in the state of SAXONY-ANHALT (1996), the landscape programme in the state of SAXONY-ANHALT (1994) and the preliminary agricultural planning (AVP; 1995) can be specified. Furthermore, the proposals for the areas with altered land use and structures to be laid out are based on a scientifically underpinned concept for the protection of abiotic resources taking yield into account. This means that in this agricultural landscape priority should be devoted to preserving and re-establishing the 'multiple' functions, i.e. the simultaneous preservation of important landscape functions in a landscape area, rather than exploiting just one function at the cost of others.

The multiple or multifunctional consideration of a landscape with attention being paid to the habitat, usage, cultural and regulatory functions is also recommended by KIRCHNER-HESSLER et al. (1999). They argue for management concepts in which these functions are weighed up and which help decision-makers by recommending ways of ecofriendly land-use. A local implementation can only ever take place following negotiation among all those involved in each case, formulating concrete aims is important.

WBGU (2000) also calls for multifunctional land use as a way to help solve international problems. Its 1999 annual report states: "Future forms of land use must take account of the variety of abiotic and biotic factors at each location and be geared towards long-term usability. Adjacent systems must not be detrimentally affected by this usage, i.e. these forms of use must be ecofriendly. Multifunctionality means that equal attention must be paid to the natural functions (habitat and regulation of the matter and energy balance) and the cultural functions (production and social benefits)." (WBGU 2000, p. 174).

Both national and even international consensus surrounds generally formulated goals; the operationalization of these aims, which requires the regionalized consideration of certain regions/cultural landscapes, is more problematic. They are often dominated by typical abiotic and biotic features as well as economic and social peculiarities, which must be considered not only when assessing the current state but also when concluding what action needs to be taken. This also goes for the study area.

However, merely concluding a target concept is not enough by itself; in addition, practicable instruments need to be developed in order to enable its implementation. This entails employing indicator systems which take account of the regionally different cause–effect mechanisms and hence extend beyond previous approaches. Only then can they be suitable for evaluation a multifunctional land usage (WBGU 2000). The ecological study entitled “Contributions to the development of an ecological target concept for river landscapes ...” (Free State of Saxony, State Ministry of the Environment and Agriculture) describes specific complexes of measures, including the time factors, the cost–benefit ratio, and the additional costs – an approach which could be tested parallel to the various steps of our own method.

Generally speaking, (environmental) indicators describe the states of systems in the environment. They are designed to:

- Define aims and limits;*
- Representatively reflect environmental conditions and pollution, and offer possible solutions;*
- Be simple to interpret and highlight tendencies.*

There are many (internationally) well established systems of indicators such as those of CSD (1998) and the OECD (1994), which include “Driving forces/Pressure-State-Response” indicators. They are suitable for assessing individual sustainability dimensions, although the goals and systematic links need further improvement. The spatial reference level is the state.

Another such system is the syndrome approach by the WBGU/PIK (SCHELLNHUBER, H.-J. 1998; PETSCHER-HELD et al. 1999), which identifies global problems and reveals their causes and consequences. This approach can be broken down to a national level, as demonstrated for example in a feasibility study by LÜDECKE & REUSSWIG (1999). They interpreted for Germany the “dust bowl syndrome”, which explains the consequences of an industrialized landscape.

The driving forces (also known as trends) affect the biotic and abiotic resources, and prompt the increased consumption of raw materials and greater volumes of transport, hence exacerbating the greenhouse effect. Moreover, they lead to concentration in agriculture and to unemployment.

The aim of a sustainable agriculture must be however taking into account the three dimensions “ecology”, “economy” and “social aspects” without the preference of one of them at the expense of the other.

The industrial agriculture (like in the dust bowl syndrom) doesn't consider aspects of sustainability. It is related to short rotations, mass livestock farming, to high usage of pesticides, medicaments and fertilizers. This intensification results from a production- oriented agricultural policy, which satisfies

- the high requirements of people for meat and other foodstuffs*
- and causes*
- the growing availability of automation/mechanization and the increased use of chemicals,*
 - the growth of agricultural incomes.*

Income is closed related to the influence of the agricultural lobby, which at the time of the feasibility study was geared towards a production-based policy, which in turn leads to intensification and increased production. This reveals a cyclic process, and all that can be done is to identify those points at which intervention is especially effective.

It can be seen from this verbal description how this indicator approach (for the trends can be considered indicators) differs from the others: it encompasses all dimensions of sustainability and places them in relation to each other – in this particular case with respect to agriculture. Other approaches for farms were presented in a study by the EUROPÄISCHE UNION; GENERALDIREKTION FÜR UMWELT (1999). The study compares a number of environmental appraisal techniques from Germany, Austria and France in terms of their feasibility and suitability. All these methods take into account not only production and annual yield but also environmental protection, with the indicators being listed one after the other. Establishing an interrelationship is not easy. However, the methods, which also include the KUL Programme (KUL = criteria for environmentally sustainable agriculture; ECKERT & BREITSCHUH 1998) by the Thuringian Department of Agriculture, promote a new way of optimizing production systems with respect to not merely the environment but also production equipment and agricultural income. Attention is paid later on to the development of indicators for environmentally sustainable land use which could augment existing systems.

First of all, however, the development possibility of biodiversity in the test region is discussed, with views put forward by STADLER and KLOTZ (Chapter 4.1) as well as BISCHOFF (Chapter 4.2). A report is included by the Merseburg Study Group for Ornithology and the Protection of Birds in the test area (Chapter 4.3). Here, too, mention should be made of usage in the Draft Landscape Plan scenario.

STADLER and KLOTZ query whether setting aside farmland really does lead to the intended results. They assume that the changes to the structure of species accompanying this measure and their underlying processes must be known if the significance of set-aside areas for preserving and boosting biodiversity are to be accurately assessed. They conclude that the diversity of weed communities initially observed quickly declines again during succession. The majority of the species observed are ubiquitous; hardly any rare species were noted.

From the angle of protecting abiotic resources, set-aside must at least be regarded as encouraging erosion – and can therefore hardly correspond to the aims of multifunctional land usage.

*BISCHOFF studied the regeneration of weed communities and influence of species dispersal on fields converted to extensification. Typical species such as *Consolida regalis*, *Euphorbia exigua* and *Lithospermum arvense* did not even occur or occur only sporadically (*Papaver rhoeas* and *Silene noctiflora*) five years after conversion. BISCHOFF showed that the limited dispersal speed of weeds decisively hinders the regeneration of species-rich weed communities. In dispersal experiments most of the seedlings were found within 1.5 m around the mother. Residual populations often have a distance of several km from each other, therefore the probability of an entry of seeds is very small. It is erroneous to think that setting land aside or extensification will immediately result in a wealth of flora; instead, this process requires a longer period of time exceeding 5 years.*

*The findings of the Merseburg Study Group for Ornithology and the Protection of Birds concern the avifauna in the test district. Birds' food intake helps reduce animal pests. Moreover, they are of aesthetic value for the landscape. To maintain and increase the stock of birds, diversity must be increased in terms of both plot size and crops. Furthermore, the authors recommend planting hedgerows on former lanes, which would offer hatcheries and the protection of many birds. There are links with Chapter 2, in which the Draft Landscape Plan also makes provision for the subdivision of land (for example by planting hedgerows) to create more natural structures. The proposal by the Merseburg Study Group for Ornithology and the Protection of Birds should be applied in order to reduce soil erosion while maintaining yields in order to increase the stock of characteristic birds. Villages also play an important role in the preservation of avifauna. Sadly, nesting possibilities for swallow species such as *Delichon urbica* and *Hirundo rustica* are declining as building facades are renovated. Since building-owners are keen to keep their facades clean, they*

often brick up the entrance holes in animal housing. The resulting problems could be ameliorated by installing other nesting opportunities.

The articles from the Department of Soil Research (Chapters 5.1–5.3 and 6) are largely based on the long-term field trials in Bad Lauchstädt, which have been continued now for nearly a century. It is underlined that field trials are indispensable for solving many tasks. For example, about 20 field trials (including Bad Lauchstädt) formed the basis for the humus balance method and for the recommended values for the levels of organic substance in the soil (see Chapter 5.1). Nitrogen and carbon soluble in hot water proved to be suitable criteria for determining the degradable organic soil substance from which the optimum amounts of organic fertilizer, possibly to be used in connection with mineral fertilizer, can be concluded. The findings are listed in Table 3 of Chapter 5.1; they represent the construction of an important indicator with the simultaneous definition of an environmental quality standard as a limit or recommended value for typical agricultural locations. They also illustrate how complicated it is to develop above all limits and recommended values which can be used to estimate the specific values of indicators and environmental relevance. In the case in point, KÖRSCHENS concludes that the optimum range for the application of animal manure is $5\text{--}15 \text{ t x ha}^{-1} \text{ x a}^{-1}$. These values for diverse types of agricultural soil highlight ways of boosting yields while avoiding environmental pollution – a major contribution to achieving the aim of sustainability.

Chapter 5.2 follows on closely from Chapter 5.1. In it, KLIMANEK demonstrates that even microbial parameters can only be influenced in the long term. The findings underline the positive impact of the organic soil substance on microbial activities, which can be indirectly raised even farther by additional mineral fertilization (based on the values in Chapter 5.1) leading to an increase in harvest and root remnants.

Nitrogen inputs were measured at the long-term trials in Bad Lauchstädt and in Eitzdorf (RUSSOW et al., Chapter 5.3). Annual total inputs of about $60 \text{ kg x ha}^{-1} \text{ x a}^{-1}$ were calculated over the period 1994–99. These figures were confirmed by N balances measured at the Bad Lauchstädt Static Fertilization Experiment (Chapter 5.1). These relatively high additional N amounts from the atmosphere must at all costs be taken into account when deciding annual fertilization rates. The authors of this chapter discuss the possible effects of such high atmospheric nitrogen inputs on crops and weeds. Whereas crops can generally tolerate high addition N inputs, wild plants suffer greatly from this ‘free fertilization’ since during their evolution they developed a high nitrogen economy in the face of the low amounts of N available. This additional ‘free fertilization’ may be the reason for the slow development of wild plants on set-aside and extensified land described in Chapters 4.1 and 4.2. The consequences of this free fertilization on both the development of flora on dry grass and on possible land use changes are to be studied in a follow-up project.

The findings concerning N emissions at Querfurter Platte are also interesting. The authors detected higher N_2O emissions following high organic fertilization compared to higher mineralization. Continuing measuring series are required for N emissions and immissions if nitrogen input and output are to be modelled.

The high nitrogen immissions must definitely be taken into account when estimating the discharge of N from the system. This goes for both the tracer experiments by SEEGER and MEISSNER (Chapter 5.4) and also for the model “CANDY” (FRANKO and SCHENK Chapter 6). SEEGER and MEISSNER investigate the substance dynamics in the unsaturated soil zone. They used tracers such as chloride and bromide to calculate the migration speed of nitrate and to determine the nitrogen discharge from the unsaturated soil zone. Especially important is the finding that even in the relatively dry weather conditions in Querfurter Platte, N discharge from the soil is possible if the soil is not properly cultivated. These findings are of interest for modelling the nitrogen and water balance in the soil, since they can be used to validate such models. In order to test this, however,

parallel studies are recommended, using tracer tests as well as suitable soil models (e.g. CANDY). At this point, attention is merely drawn to the possibility of such investigations.

The CANDY soil balance model was used during scenario simulations to examine the dynamics of the nitrogen and carbon supply (Chapter 6). If, as simulated using the model, the carbon stocks in the soil will increase in a future probable scenario, the nitrogen discharge into the environment will also rise. This could mean both discharge from the unsaturated soil zone into the groundwater, and discharge into the atmosphere – both alarming prospects. Higher N discharge into the atmosphere following high organic fertilization has already been determined in experiments by RUSSOW et al. (Chapter 5.3). FRANKO and SCHENK call for the reduced introduction of organic substance into the soil, one way being to reduce the number of animals kept per hectare of land or the removal of harvest remnants from the field.

Although remote-sensing data used to classify current land use proved to be useful for modelling nitrogen and carbon flux data, if sufficiently accurate they could be used to record the crop spectrum and hence avoid the need to carry out manual field inspections. The possibility of land use monitoring at Querfurter Platte using remote-data sensing was examined using satellite data (Landsat 5 TM and IRS-1C LISS) from 1992, 1994 and 1997 for Querfurter Platte, currently used for intensive agriculture. Chapter 7 discusses an innovative approach to multitemporal classification, which does without terrestrial data but integrates secondary spectral features (NDVI). The possibilities and limitations of this technique are discussed in detail. As a result, information on crops was obtained down to the level of cultivated plot size for the three years specified. The land-use data, determined for using the model "CANDY" served as a basis to classify the satellite data. These data could be used not only for the test region but also for modelling the metabolic processes of the whole area "Querfurter Platte". The classification accuracy is sometimes satisfactory (Table 4, Chapter 7); in other cases already mentioned by STEINHARDT as well as regarding the classification of pasture or even grain cultures more work is required on the interpretation of remote-sensing data for objectification and the improved quality of classification. STEINHARDT mentions context- and object-orientated techniques including neighbourhoods and parameters of the surroundings as one way of integrating the spatiotemporal dynamics of the landscape structure into analysis (see also Chapter 8.4). Whereas the assessment of remote-sensing data previously focused on structural parameters, in future it may also be possible to draw conclusions on process parameters and the processes themselves taking place in the landscape. According to BACKHAUS & WEIERS (2000), such data will be especially useful for developing sustainability indicators. These authors feel that the indicator systems currently discussed and used lack spatial and temporal land-use and landscape patterns. As aggregated data do not allow any spatial optimization, they call for the development of regionally disaggregated, spatially explicit indicators. A national 'top down' strategy needs to be complemented by topic-based 'bottom up' activities at a regional and local level; spatially explicit landscape assessment and the availability of remote-sensing data and geographic information systems are a suitable condition for the development of such indicators, which can then be combined with media-orientated indicators (see Chapter 5.1) to produce new indicator systems geared toward sustainability.

LAUSCH & MEYER (Chapter 8.4) also deal with the usage of remote-sensing data and the related land use information in the test area. The authors present a whole range of possible metrics which could in the future be used in indicator systems. In order to determine the most important metrics and to make them usable, work must be continued. For example, the link between habitat structures and numbers of species still needs to be established. The authors recommend a combination of detailed investigations for specific areas and the extensive assessment of large areas. Moreover, the requirements in terms of content and data for using landscape metrics must in future be carefully developed. For example, standardizations should be developed for data bases used for quantification in order to achieve comparability for calculations with landscape metrics. As this

field is still new and many other proposals for the usability of landscape metrics will be made in addition to these recommendations by the authors in Chapter 8.4, this chapter was included along with other subprojects still at the basic stage even though it refers to scenarios in Chapter 2. The continuation of this work appears promising.

Chapter 8 of the report deals with the subprojects with a basic character which achieved findings in pot experiments (Chapter 8.3), which include information from the test area without conclusively discussing the findings (Chapter 8.4), or which deliver information from other regions which is however relevant to the aims listed in the introduction (Chapters 8.1 and 8.2). Chapter 8.4 was mentioned above; the other chapters are dealt with below.

Chapter 8.1 by KLAUER et al. also reveals the shortcomings of presenting the findings in a single report, since it highlights ways of combining two approaches and is therefore closely related to Chapter 2. However, different regions are considered, and so the findings in Chapter 8.1 are dealt with as a theoretical possibility among the articles devoted to basic research and which needs to be tested in specific regions. The method described in Chapter 2 is suitable for optimizing the area-specific formulation of planning goals with respect to a number of different criteria. This was shown and the practical consequences are discussed. By contrast, the method presented in Chapter 8.1 is designed to simplify the selection of alternative political actions; the consequences of the various alternatives are weighed up with regard to different criteria and a clear overview is provided. This article also shows a way of combining the two methods, so that the concrete formulation of measures can be directly linked to the level of political action.

Even though the work by H. SCHULZ (Chapter 8.2) was not carried out in the test area either, it is still extremely interesting for further projects. Determining the natural isotope ratios (δ -values) of NH_3 , NH_4^+ , NO_2 , and NO_3^- enables the N-source to be identified. For this purpose, as well as to answer questions about N-uptake in plants, the δ -values of the above-mentioned N-forms were determined in the following matrices: ambient air, lower crown precipitation and tree bark of pine-forest ecosystems. This means both quantifying N-immissions and also determining their origin in natural ecosystems.

The organic soil substance mentioned in Chapters 5.1–5.3 and 6 is also involved in the hazard to the soil–plant system stemming from soil contamination. The findings described in Chapter 8.3 are mostly taken from pot experiments, which also provide indications about the effects of pesticides in this systems. Pots containing maize to which lindane and methoxychlor had been added revealed a strong negative correlation between the organic carbon content (TOC) and the level of pesticide the maize ($r = -0.91$, $r^2 = 0.82$). The bioavailability of organic xenobiotics for plant uptake depends on the fraction of organic soil substance extractable in hot water $C_{(hwe)}$. The higher the carbon level in the soil, the lower the pesticide content in the $C_{(hwe)}$ and hence also the lower the availability for plant uptake. A regression coefficient of $r^2 = 0.99$ was determined for the relationship between pesticide uptake by maize and the fraction of pesticide in $C_{(hwe)}$. This means the higher the fraction of pesticide in $C_{(hwe)}$, the higher the pesticide uptake by plants.

The authors also discuss the influence of pesticides on remnants in soils and plants as well as plants' metabolic processes. It emerges from these results that even work geared towards basic research can be very helpful for understanding sustainability if planned appropriately. The potential hazard to biotic and abiotic remnants by pesticides needs to be explained in model experiments so that measures can be taken to prevent damage in good time.

Finally, to sum up the integrated project, attention is drawn to the questions raised in the introduction, which are discussed in detail in the individual chapters and answered as outlined below:

- Proposals are put forward for the sustainable arrangement of the landscape, with both the economic effects and the possible (monetary) consequences for society being presented.

- *There are target concepts for the region studied which have been taken into account in the scenarios, and which can be formulated more precisely using the findings presented.*
- *What is new about the proposals for usage change and the multifunctional restructuring of the region is that they are underpinned by the findings that creating new structural landscape elements will prompt an increase in biodiversity, protect the abiotic media, and minimize farmers' economic losses. Both setting aside and extensifying farmland are ways of boosting biodiversity which require a longer period of investigation than previously thought in order to establish greater biological diversity in the landscape.*
- *Proposals are also made for creating indicators by concluding optimum values for degradable C and N. $C_{(hwe)}$ is used as a criterion for calculating the degradable C and hence for N liberation. In addition, environmental quality standards are formulated which enable the indicator to be assessed. Such an indicator is suitable for completing other indicator systems already in existence, such as the TLL's criteria for environmentally sustainable agriculture (1999). Moreover, the prospect is raised of developing new, spatially related indicators with the help of remote-sensing data and geographic information systems, which could then be used to scan the investigation area.*
- *Nitrogen and carbon and the ratio between them continue to be regarded as important factors for the landscape balance. One important result of the studies based on the CANDY model is that nitrogen discharge into the environment rises as the carbon supply increases. This finding is based on the assumption that cultivation in the future will remain the same as in 1992–96.*

Literatur

- ALBERT, E. (1999): Wirkung einer langjährig differenzierten mineralisch-organischen Düngung auf Ertragsleistung, Humusgehalte und N-Bilanz, UFZ-Bericht Nr. 24/1999 Internationales Symposium „Dauerdüngungsversuche als Grundlage für nachhaltige Landnutzung und Quantifizierung von Stoffkreisläufen“ vom 03.06. – 05.06.99 in Halle, S. 59-62.
- ALBRECHT, H. (1995): Changes in the arable weed flora of Germany during the last five decades. - Proc. EWRS Sympos. "Challenges for Weed Science in a Changing Europe" (Budapest) , 41-48.
- ALTERMANN, M. & D. KÜHN (1995a): Mitteldeutsches Trockengebiet. In: Exkursionsführer zur Jahrestagung 1995 in Halle. Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Oldenburg, 77, 229-278 .
- ALTERMANN, M. & D. KÜHN (1995b): Bodenformen der landwirtschaftlich genutzten Flächen des Kreises Querfurt im Maßstab 1:50000 in Auswertung und karto-graphischer Umsetzung von Feldaufnahmen und Bodenanalysen des Kreises Querfurt. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Außenstelle Berlin.
- ALTERMANN, M. (1995): Exkursionsführer zur Jahrestagung 1995 in Halle.- In: Mitteilungen der Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft 77, 230-277
- ANDERSON, J.P.E. & K.H. DOMSCH (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biol. Biochem., Oxford 10, 215-221 (1978).
- ANDERSON, H.V. & M.F. HOVMAND (1999): Review of dry deposition measurements of ammonia and nitric acid to forest. Forest Ecology and Management. 114, 5-18.
- ANDERSON, J.P.E. & K.H. DOMSCH (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biol. Biochem., Oxford 10, 215-221.
- ANSORGE, H. (1966): Untersuchungen über die Wirkung des Stallmistes im "Statischen Düngungsversuch Lauchstädt". 4. Mitt. Thaer-Arch., Berlin 10, 6, 575-583.
- ASMAN, W.A.H. & H.A. VAN JAARVELD (1990): Regionale und europaweite Emission und Verfrachtung von NH₃-Verbindungen. In: Ammoniak in der Umwelt. Kreisläufe, Wirkungen, Minderung. Gemeinsames Symposium, 10. bis 12. Oktober 1990, FAL, Braunschweig-Vökenrode, Ed. KTBL/VDI, Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, S. 1-144.
- ASMAN, W.A.H. (1993): Emission and Deposition of ammonia and ammonium. In: The Terrestrial Nitrogen Cycle as influenced by Man. Nova Acta Leopoldina, No.288, Bd.70.
- ASMUS, F. (1990a): Versuch M 4 Groß Kreutz - Wirkung organischer und mineralischer Düngung und ihrer Kombination auf Pflanzenertrag und Bodeneigenschaften. In: Akademie der Landwirtschaftswissenschaften (ed.): Dauerfeldversuche. Terra-Druck GmbH Olbernhau, 245-250.
- ASMUS, F. (1995): Ergebnisse aus einem langjährigen Dauerfeldversuch zur organisch-mineralischen Düngung auf Tieflehm-Fahlderde. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 39, 359-367.

- AUER, M. & K.H. ERDMANN (1997): Schutz und Nutzung der natürlichen Ressourcen. Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt. In: Erdmann K. H. (Hrsg.): Internationaler Naturschutz. Springer-Verlag Berlin Heidelberg NewYork 97-116.
- AUTORENKOLLEKTIV (1977): Empfehlungen zur effektiven Versorgung der Böden mit organischer Substanz. Hrsg.: Akad. d. Landw.-Wissensch. der DDR, agrabuch, Leipzig, 6.
- BACH, M., FREDE, H.-G. & G. LANG (1997): Entwicklung der Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Bilanzen der landwirtschaft in der BR Deutschland. gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V.
- BACKHAUS, R. & S. WEIERS (2000): Der Raumbezug von Nachhaltigkeitsindikatoren. TA-Datenbanknachrichten, 2 (9), 53-56.
- BAHN, E., EICH, D., KÖRSCHENS, M. & A. PFEFFERKORN (1995): 100 Jahre Agrar- und Umweltforschung Bad Lauchstädt. Teubner-Verlag Stuttgart.Leipzig, 107 S.
- BÄHR, H.-P. & T. VÖGTLE (Hrsg., 1991): Digitale Bildverarbeitung, Karlsruhe.
- BALLARÉ, C.L., SCOPEL, A.L., GHERSA, C.M. & R.A. SANCHEZ (1987): The demography of *Datura ferox* (L.) in soybean crops. - Weed Research 27, 91-102.
- BANA E COSTA, C.A. (Hrsg., 1990): Readings in Multiple Criteria Decision Aid. Springer-Verlag, Berlin et al.
- BANZHAF, E. & H.D. KASPARIDUS (Hrsg., 1998): Erfassung und Auswertung der Landnutzung und ihrer Veränderungen mit Methoden der Fernerkundung und geographischen Informationssystemen im Raum Leipzig-Halle-Bitterfeld. UFZ Bericht 2/1998, Leipzig, 174 S.
- BARSCHE, H. & R. SÖLLNER (1987): Erfassung von Komponenten der Ertragsbildung in agrotechnischen Geosystemen auf der Grundlage spektraler Signaturen. In: Petermanns Geogr. Mitteilungen 131: 41-50.
- BARSCHE, H., STEINHARDT, U. & R. SÖLLNER (1994): The development of forest damage – Control and prognosis on the basis of remote sensing data. In: GeoJournal 132: 39-46.
- BASTIAN, O. (1999): Landschaftsfunktionen als Grundlage von Leitbildern für Naturräume. Natur und Landschaft H.9, S. 361-373.
- BAZZAZ, F.A. (1996): Plants in changing environments: linking physiological, population and community ecology. Camdrige University Press, Cambridge.
- BEHLE-SCHALK, L. & B. HONERMEIER (2000): Ertragsreaktionen von Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste im Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Rauischholzhausen – Deutschland. UFZ-Bericht Nr. 15/2000, S.47 – 52, ISSN 0948 - 9452.
- BEHM, R. (1988): Untersuchungen zur Bestimmung der leicht umsetzbaren N-C-Anteile im Heißwasserextrakt des Bodens. Arch. Acker- Pfl. Boden., Berlin 32 (5), 333-335.
- BEINAT, E. & P. NIJKAMP (Hrsg., 1998): Multicriteria Analysis for Land-use Management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht et al.
- BENKERT, D., FUKAREK, F. & H. KORSCH (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. Gustav Fischer, Jena.

- BISCHOFF, A. & E.-G. MAHN (2000): The effects of nitrogen and diaspore availability on the regeneration of weed communities following extensification. – *Agric. Ecosyst. Environ.* 77, 237-246
- BISCHOFF, A., (1996): Vegetations- und Populationsdynamik in N-belasteten Agrarökosystemen nach dem Übergang zu einer extensivierten Nutzung. – Diss. Bot. 268, 184 S.
- BISCHOFF, A., (1999): Zeitliche und räumliche Dynamik segetaler Populationen von *Lithospermum arvense* L. und ihre Beeinflussung durch Bewirtschaftungsfaktoren. – *Flora* 194, 127-136.
- BISCHOFF, R. (2000): Der Internationale Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Speyer – Deutschland. UFZ-Bericht Nr. 15/2000, S. 53 – 63, ISSN 0948 – 9452.
- BLASCHKE, T. (2001): Multiskalare Bildanalyse zur Umsetzung des patch-matrix Konzepts in der Landschaftsplanung. „Realistische“ Landschaftsobjekte aus Fernerkundungsdaten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* (im Druck) .
- BML (2000): Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) Agenda 2000. Pflanzlicher Bereich. Agrarumweltmaßnahmen. Bonn.
- BML (1999): Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland. Münster-Hiltrup.
- BÖCKMANN, O.C. & H.-W. OLFS (1998): fertilizer, agronomy and N₂O. *Nutrient Cycl. Agroecosystems* 52, 165-170.
- BÖHME, F. (2000): Einfluß von Pestiziden auf den Stoffhaushalt von Mais und Sommergerste in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften.
- BOLLMANN A. & R. CONRAD (1997): Recovery of nitrification and production of NO and N₂O after exposure of soil to acetylene. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1057-1066.
- BOUWMAN, A.F. (1990): Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In A.F. Bouwman: *Soils and the greenhouse effect*. John Wiley, Chichester. Pp. 61-127.
- BOUWMAN, A.F. (1996): Direct Emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycl. Agroecosystems* 46, 53-70.
- BOUWMAN, A.F., FUNG, I., MATTHEWS, E. & J. JOHN (1991): Global analysis of the potential for N₂O production in natural soils. *Beiträge für die Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre"*, Januar 1991.
- BRÄNDLE et al. (1999): unveröffentlicht
- BRANS, J.P. & PH. VINCKE (1985): A preference ranking organization method. *Management Science* 31(6), S. 647-656.
- BRAUN, W. (1991): Auswirkungen abgestufter Intensitäten im Pflanzenbau auf die Ausprägung von Acker-Wildpflanzengesellschaften. *Landwirtschaftliches Jahrbuch* 68 (3), 312-335.
- BRONNER, H. (1976): Kenndaten des pflanzenverfügbaren Bodenstickstoffs in Beziehung zum Wachstum der Zuckerrübe. *Bodenkultur* 27, 18 – 59, u. 120 – 161.
- BRUNDTLAND, G.H. (1987): World Commission on Environment and Development. *Our Common Future*. Oxford: Oxford University Press

- BURGMAYER, K. (1993): Flurneueordnung und Landentwicklung in der Gemeinde Trochtelfingen. Untersuchungen zur Agrarstrukturentwicklung und zur arbeits- und betriebswirtschaftlichen Wirkung eines Flurneueordnungsverfahrens. Landesamt für Flurneueordnung und Landentwicklung Baden-Württemberg (Hrsg.). Kornwestheim.
- CHABROL, M., POWLSON, D.S. & D. HORNBY (1988): Uptake by Maize (*Zea mays*) of Nitrogen from ¹⁵N-Labelled Dazomet, ¹⁵N-Labelled Fertilizer and from the Soil Microbial Biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 20 (4), 517-523.
- CHRISTENSEN, P.T. (1989): Askov 1894 – 1989 Research on Animal Manure and Mineral Fertilizers. Proceedings of the Sanborn Field Centennial, Papers presented June 27, 1989 at Jesse Wrench Auditorium University of Missouri-Columbia SR- 415, S. 28-48.
- CONNELL, J.H. & R.O. SLATYER (1977): Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119-1144.
- CONRAD, R. (1995): Soil microbial processes involved in production and consumption of atmospheric trace gases. *Advance in Microbial Ecology* 14, 207-250.
- CONRAD, R. (1996): Metabolism of nitric oxide in soil and soil microorganisms and regulation of flux into the atmosphere. In: Murrell, J.C., Kelly, D.P., (Eds.). *Microbiology of Atmospheric Trace Gases: Sources, Sinks and Global Change Processes*. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 167-203.
- CORRIE, M.D., VAN KESSEL, C. & D.J. PENNOCK (1996): Landscape and seasonal patterns of nitrous oxide emissions in a semiarid region'. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1806 - 1815.
- CRAWLEY, M.J. (1997): *Plant ecology*. Blackwell Science, Oxford.
- CSD-Commission on Sustainable Development (1997): *United Nations Work Programme on Indicators of Sustainable Development*. New York
- DABBERT, S., Hrsg. (1999): *Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung*. 246 S. Berlin Heidelberg.
- DÄMMGEN, U., GRÜNHAGE, L. & H.-J. JÄGER (1985): System zur flächendeckenden Erfassung von luftgetragenen Schadstoffen und ihren Wirkungen auf Pflanzen. *Landschaftsökologisches Messen und Auswerten*. 1, 95-106.
- DAVIDSON, E.A. & W. KINGERLEE (1997): A global inventory of nitric oxide emissions from soils. *Nutrient Cycling Agroecosystems* 48, 37-50.
- DE GROOT, R. (1992): Functions of nature. Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters-Noordhoff, 315 S.
- DIETZEL, H. & R. DIEMANN (1996): Grundsatzuntersuchungen zum ländlichen Wegebau in Sachsen-Anhalt. Studie im Auftrag des Ministeriums für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt. Landgesellschaft Sachsen-Anhalt mbH (Hrsg.). Magdeburg.
- DIETZEL, H. et al. (2000): Schlaggröße und Schlagform in Ackerbaugebieten der neuen Bundesländer. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 41, S. 68 - 73. Berlin.
- DOLLINGER, F. (1989): *Landschaftsanalyse und Landschaftsbewertung.. Mitteilungen des Arbeitskreises für Regionalforschung Sonderband 2*, Wien 105 S.

- DORNBUSCH, M. (1992): Rote Liste Der Vögel des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft 1.
- DRECHSLER, M. (1999): Verfahren zur multikriteriellen Analyse bei Unsicherheit. In Horsch, H., Ring, I. (Hrsg.): Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet. UFZ-Bericht 16/1999, UFZ, Leipzig, S. 187-214.
- DRECHSLER, M. (2001): ... In: Horsch et al. (Hrsg.) Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. (in Vorbereitung) .
- DUDEN (1990): Das Fremdwörterbuch. Duden Verlag Mannheim, Leipzig, Wien, Zürich.
- DUTTMANN, R. & T. MOSIMANN (1994): Die ökologische Bewertung und dynamische Modellierung von Teilfunktionen und -prozessen des Landschaftshaushaltes – Anwendung und Perspektiven eines geoökologischen Informationssystems in der Praxis. Petermanns Geographische Mitteilungen 138, S. 3-17.
- DUYZER, J.H., VERHAGEN, H.L.M. & J.H. WESTERSTRATE (1992): Measurement of the dry deposition flux of NH₃ on to coniferous forest. Environ. Pollut. 75, 3-13.
- EBING, W., FROST, M., KREUZIG, R. & I. SCHUPHAN (1995): Untersuchungen zum Abbau- und Verlagerungsverhalten von Fenpropimorph in einem Lysimeterexperiment. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzdienst, 41 (1), 5-9.
- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH (1995): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL). Anlage 3 zum Protokoll der gemeinsamen Fachsitzungen I/II/X des VDLUFA am 16.03.95 in Leipzig-Möckern, 15 S.
- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH (1998): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL) – ein Verfahren zur Beratung landwirtschaftlicher Betriebe. VDLUFA-Schriftenreihe.
- EICHHORN, J. (1995): Stickstoffsättigung und ihre Auswirkung auf Buchenwaldökosysteme der Fallstudie Zierenberg. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, Bd. 124, S. 175.
- EICHNER, M.J. (1990): Nitrous Oxide Emissions from Fertilized Soils: Summary of Available Data. J. of Environ. Quality 19, 272-280.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- EL-SYAIFY, S.A. & D.S. YAKOWITZ (Hrsg., 1998): Multiple Objective Decision Making for Land, Water, and Environmental Management. Lewis Publishers, Boca Raton et al.
- ESSERS, A.J.A., ALINK, G.M., SPEJERS, G.J.A., ALEXANDER, J., BOUWMEISTER, P.-J., V.D.BRANDT, P.A., CIERE, S., GRY, J., HERRMAN, J., KUIPER, H.A., MORTBY, E., RENWICK, A.G., SHRIMPTON, D.H., VAINIO, H., VITTOZZI, L. & J.H. KOEMAN (1998): Food plant toxicants and safety risk assessment and regulation of inherent toxicants in plant foods. Environmental Toxicology and Pharmacology, 5, 155-177.
- EULENSTEIN, F. & H. DRECHSLER (1992): Ursachen, Differenzierung und Steuerung der Nitratkonzentration im Grundwasser überwiegend agrarisch genutzter Wassereinzugsgebiete. Dissertationen am Fachbereich Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen (Sammelband), 269 S.

- EUROPÄISCHE UNION, GENERALDIREKTION FÜR UMWELT (GD XI, 1999):
Umweltbewertungsverfahren für die Landwirtschaft. Imprimerie
34/Toulouse/Frankreich, 189 S.
- FAUST, H. (1965): Untersuchungen über Verteilung und Umsatz spät gedüngten Stickstoffes bei *Triticum aestivum* L. und *Hordeum vulgare* L. Habilitationsschrift, Friedrich-Schiller-Universität Jena, 107 Seiten.
- FIRESTONE, M.K. & E.A. DAVIDSON (1989): Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae, M.O., Schimel, D.S., (Eds.). Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, John Wiley and Sons, Chichester, pp. 7-21.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Eching.
- FLESSA, H., DÖRSCH, P. & F. BEESE (1995): Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. J. Geophys. Res. 100, 23115-23124.
- FORMAN, R. (1995): Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- FORMAN, R.T.T. & M. GODRON (1986): Landscape Ecology.- 1. Aufl., Wiley and Sons, New York, 619 p.
- FORMAN, R.T.T. (1995): Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge, University Press, p. 631.
- FRANKO, U., OELSCHLÄGEL, B. & S. SCHENK (1995): Simulation of Temperature-, Water- and Nitrogen dynamics using the Model CANDY. Ecol. Model., 81: 213-222.
- FRANKO, U., OELSCHLÄGEL, B. & S. SCHENK (1995a): Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen. Abschlußbericht zum BMFT-Projekt 01LK9106/2. UFZ-Bericht 3/1995, Leipzig
- FRANKO, U., SCHMIDT, T. & M. VOLK (2001): ... In: HORSCH et al. (Hrsg.) Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. (in Vorbereitung) .
- FREISTAAT SACHSEN, STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT U LANDWIRTSCHAFT (2000):
Ökologische Studie. Beiträge zur Entwicklung eines ökologischen Leitbildes für Flußlandschaften am Beispiel der Jahna, einem Nebenfluß der Elbe in Sachsen
- FÜHR, F., SCHEELE, B. & G. KLOSTER (1986): Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landbewirtschaftung (organische Stoffe). VDLUFA-Schriftenr. 16, 73-84 .
- FUNK, R., MAIDL, F.X., WAGNER, B. & G. FISCHBECK (1995): Vertikaler Wasser- und Nitrattransport in tiefere Bodenschichten süddeutscher Ackerstandorte. Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde 158, S. 399-406.
- GARDNER, R.H., O'NEILL, R.V. & M.G. TURNER (1993): Ecological implications of landscape fragmentation.- In: S.T.A. Pickett & M.J. McDonnell (eds.): Humans as components of ecosystems: Subtle human effects and the ecology of populated areas. New York, pp. 208-226.
- GARZ, J., HERBST, F. & L. BOESE (1982): Die Abwärtsverlagerung von Nitrat im Boden während des Winterhalbjahres in ihrer Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge und der Feldkapazität. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde, Berlin 26 (1982)2, S. 71-76.

- GEHRE, M., HOFMANN, D. & P. WEIGEL (1994): Methodische Untersuchungen zum ¹⁵N-ConFlo-IRMS-System. *Isotopenpraxis Environ. Health Stud.* 30, 239-245.
- GEORGE, K. (1995): Neue Bedingungen für die Vogelwelt der Agrarlandschaft in Ostdeutschland nach der Wiedervereinigung. *Orn.Ber. Mus. Heineanum* 13, 1 – 25.
- GERICKE, S. (1948): Probleme der Humuswirtschaft.- In: Probleme der Wissenschaft in Vergangenheit und Gegenwart. Wiss. Editions-gesellschaft Berlin, Berlin, 51-168.
- GEYLER, S. & F. MESSNER (2001): ... In: HORSCH et al. (Hrsg.) Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. (in Vorbereitung).
- GHERSA, C.M., M.A. MARTINEZ-
GHERSA, E.H. SATORRE, M.L. VAN ESSO & G. CHICHOTKY (1993): Seed dispersal, distribution and recruitment of seedlings of *Sorghum halepense* (L.) Pers.; *Weed Resarch* 33, 79-88
- GNIELKA, R. (1990): Anleitung zur Brutvogelkartierung. *Apus* 7, 145-239.
- GOUGH, M.W. & R.H. MARRS (1990): Trends in soil biochemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex, England. *Biological Conservation* 52, 135-146
- GOULDING, K.W.T. (1990) Nitrogen Deposition to land from the atmosphere. *Soil Use Manag.* 6, 61-63.
- GRABAUM, R. (1996): Verfahren der polyfunktionalen Bewertung von Landschaftselementen einer Landschaftseinheit mit anschließender „Multicriteria Optimization“, zur Generierung vielfältiger Landnutzungsoptionen. Diss. Leipzig, 83 S.
- GRABAUM, R., MEYER, B.C. & H. MÜHLE (1999): Landschaftsbewertung und -optimierung. Ein integratives Konzept zur Landschaftsentwicklung. *UFZ-Bericht* 32/1999, 109 S.
- GRABAUM, R. & B.C. MEYER (1997): Landschaftsökologische Bewertungen und multikriterielle Optimierung mit Geographischen Informationssystemen (GIS). In: *Photogrammetrie, Fernerkundung, GIS*, 2/97, S. 121 - 134.
- GRABAUM, R. & B.C. MEYER (1998): Multicriteria optimization of landscapes using GIS-based functional assessments. *Landscape and Urban Planning* 554 (1998) 1-14 .
- GRABAUM, R. & B.C. MEYER (1999): The application of GIS for landscape ecological assessments and multicriteria optimization for a test site near Leipzig. In: DICKAU et al. (Hrsg.) (1999): *GIS for Earth Surface Systems. Analysis and Modelling the Natural Environment*. Berlin Stuttgart, S 91-108.
- GRABAUM, R., MEYER, B.C., MEYER, R., MÜHLE, H. & H. SAUERBIER (2000): The Agricultural Landscape in the Central Region of Germany - Concepts and plans – In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): *Country Reports and Miscellaneous Contributions to rural21. International Conference on the Future and Development of Rural Areas*. Bonn, S. 29-36.
- GRABAUM, R., MEYER, B.C. & H. MÜHLE (1999): Landschaftsbewertung und -optimierung. Ein integratives Konzept zur Landschaftsentwicklung. *UFZ-Bericht* 32/1999, 109 S.
- GRABAUM, R., MEYER, C., MÜHLE, H. (1999): Landschaftsbewertung und -optimierung. Ein integratives Konzept zur Landschaftsentwicklung. *UFZ-Bericht* Nr. 32/1999. Leipzig.

- GREENLAND, D.J. (1965a): Interactions between clay and organic compounds in soils. 1. Mechanisms of interaction between clays and defined organic compounds. *Soils Fert.* 28, 415-425.
- GREENLAND, D.J. (1965b): Interactions between clay and organic compounds in soils. 2. Adsorption of oil organic compounds and its effects on soil properties. *Soils Fert.* 28, 521-532.
- GRIMMER, G., JAKOB, J. & A. HILDEBRANDT (1972): Kohlenwasserstoffe in der Umgebung des Menschen. Mitteilung: Der Gehalt polycyclischer Kohlenwasserstoffe in isländischen Bodenproben. *Z. Krebsforsch.* 78, 65-72.
- GRÜNHAGE, L., DÄMMGEN, U. & H.-J. JÄGER (1988): Auswirkungen luftgetragener Stoffe auf Vegetation und Boden von Grünlandökosystemen. II. Die Konzentrationen ausgewählter Luftinhaltsstoffe in Südostniedersachsen in den vergangenen zwei Jahrzehnten. *Landbauforschung Voelkenrode.* 38, 196-210.
- GRÜNHAGE, L., DÄMMGEN, U., HAENEL, H.-D. & H.-J. JÄGER (1992): Vertikale Flüsse von Spurengasen in der bodennahen Atmosphäre. In: Auswirkungen luftgetragener Stoffe auf ein Grünlandsystem – Ergebnisse siebenjähriger Ökosystemforschung – Teil I. Grünhage, L. & H.-J. Jäger. *Landbauforschung Voelkenrode.* 128, 201-245.
- HADWIGER-FANGMEIER, A., FANGMEIER, A. & H.-J. JÄGER (1992): Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre - Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme. *Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden"*, Nr. 28.
- HAEFNER, H. (1999): Fernerkundung als Instrument der Landschaftsökologie. In: Schneider-Sliwa, R., Schaub, D., Gerold, G. (Hrsg.): *Angewandte Landschaftsökologie. Grundlagen und Methoden.* Springer, Berlin, 201-215.
- HAGEDORN, K. (1994): Agrarlandschaften aus der Sicht der Ressourcenökonomie. In: 1. Wissenschaftliche Jahrestagung des Schwerpunktes Ökologie der Agrarlandschaften 23. und 24. Juni 1994. *Tagungsbericht. Ökologische Hefte der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät Berlin.* Heft 1. Berlin.
- HAMAZAKI, T. (1996): Effects of Patch shape on the number of organisms. - *Landscape Ecology* 11(5), pp. 299 - 306.
- HANLEY, N. & C.L. SPASH (1993): *Cost-Benefit Analysis and the Environment.* Edward Elgar, Cheltenham.
- HAWROT, R. & G.J. NIEMI (1996): Effects of edge type and Patch shape on avian communities in a mixed conifer-Hardwood forest. - *The Auk*, Vol. 113 (3), pp. 586-598.
- HEINEMEYER, O., INSAM, H., KAISER, E.-A. & G. WALENZIK (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infrared gasanalysis. *Plant and Soil*, 116 (1), 191-195 (1989).
- HEINRICH, K. (1998): Untersuchungen zum Boden/Pflanze-Transfer ausgewählter organischer Umweltschadstoffe in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. Diss. TU Dresden, UFZ Bericht 11/1998, ISSN 0948-9452.
- HEINRICH, K. & E. SCHULZ (1996): Einfluß des Belastungsgrades unterschiedlicher Böden an ausgewählten pestizid wirkenden Chlorkohlenwasserstoffen auf deren Aufnahme durch Möhre im Gefäßversuch. *Z. Pflanzenern Bodenkd.* 159, 615-619.

- HEIßENHUBER, A. (1998): Landbewirtschaftung unter veränderten Rahmenbedingungen - Konsequenzen veränderter Verzehrsgewohnheiten und des technischen Fortschritts - In: Berichte über Landwirtschaft, Heft 76. S. 1-22. Münster-Hiltrup.
- HEIßENHUBER, A., & G. BREITSCHUCH (2000): Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Wirtschaftsweisen. In: Kongressband 2000 Stuttgart-Hohenheim. Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft". Teil 1. Vorträge zur Plenartagung. 112. VDLUFA-Kongress vom 18. Bis 22. September 2000. VDLUFA-Schriftenreihe 55/2000. Darmstadt.
- HENNING, C. & H. KÄCHELE (2000): Ökonomie schlaginterner Stilllegung. Rationalisierungskuratorium für Landwirtschaft (RKL) (Hrsg.). Rendsburg-Osterröndfeld.
- HENNINGS, V., Koord. (1994): Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit der Böden. Geologisches Jahrbuch, Reihe F Bodenkunde, Heft 31. Hannover.
- HERRMANN, A. (1999): Modellierung verfahrenstechnischer Bewertungskriterien bei unterschiedlicher Verknüpfung von Ernte- und Transportarbeitsgängen. Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreises Forschung und Lehre der Max-Eyth-Gesellschaft Agrartechnik im VDI (VDI-MEG), Bd. 335. Habilitation. Halle (Saale).
- HERZOG, F., LAUSCH, A., MÜLLER, E., THULKE, H.-H., STEINHARDT, U. & S. LEHMANN (2001): Landscape metrics for the assessment of landscape destruction and restoration.- Environmental Management Vol.7 No.1:91-107pp.
- HERZOG, F. & A. LAUSCH (2000): Supplementing land-use statistics with landscape metrics: Some methodological considerations. - Environmental Monitoring & Assessment, (in press).
- HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. Jb. Natursch. Landschaftspfl. 31, 21-51.
- HEYDEMANN, B. (1983): Die Beurteilung von Zielkonflikten zwischen Landwirtschaft, Landschaftspflege und Naturschutz aus der Sicht der Landespfl. und des Naturschutzes. Schr.-R. f. ländliche Sozialfragen 88, 51-78.
- HEYDEMANN, B. (1997): Natur erhalten, natürliches Systemverhalten nachahmen, Angebote der Natur nutzen. Ökologie. Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Tagungsband zum Fachgespräch 29./30. April 1997 Wiss.-zentrum Bonn-Bad Godesberg. Bonn Umweltministerium, 125-133.
- HILBIG, W. & G. BACHTHALER (1992): Wirtschaftsbedingte Veränderungen der Segetalvegetation in Deutschland im Zeitraum von 1950 bis 1990. Angewandte Botanik 66: 192-209.
- HILDEBRANDT, G. (1996): Fernerkundung und Luftbildmessung für Forstwirtschaft, Vegetationskartierung und Landschaftsökologie. Heidelberg, 676 S.
- HOCHSCHILD, V. (2000): Hydrologische Fernerkundung. <http://www.geogr.uni-jena.de/neueHomepage/frame/script.html> (20.12.2000).
- HOFFMANN, D. & M. DEDEKEN (1965): Eine Methode zur colorimetrischen Bestimmung der β -Glucosidase-Aktivität im Boden. Z. Pflanzenern. Düngung Bodenk., 193-198.

- HOFFMANN, S., KISMANYOKY, T. & J. BALAZS (1997): Der Internationale Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Keszthely nach 12 Versuchsjahren. Arch. Acker-Pfl. Boden, 1997, Vol. 41 pp 123 - 132.
- HORSCH, H. & I. RING, Hrsg. (1999): Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung – Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet. UFZ-Bericht 16/1999, UFZ, Leipzig.
- HORSCH, H., RING, I. & F. HERZOG, Hrsg. (2001): Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung: Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und – umsetzung. Metropolis-Verlag, Marburg (in Vorbereitung).
- HOWARD, C.L., MORTIMER, A.M., GOULD, P., PUTWAIN, P.D., COUSENS, R. & G.W. CUSSANS (1991): The dispersal of weeds: seed movement. - Brighton Crop Protection Conference - Weeds, 821-828.
- HUANG, P.M. & M. SCHNITZER, eds. (1986): Interactions of soil minerals with natural organics and Microbes. SSSA Publ. Inc., Madison.
- HUTCHINSON, G.L., GUENZI, W.D. & G.P. LIVINGSTON (1993): Soil water controls on aerobic soil emission of gaseous nitrogen oxides. Soil Biol. Biochem. 25, 1-9.
- IPCC (1995): Radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios. In Houghton, J. T.: Climate change (1994). Published for the IPCC. Cambridge, pp 572.
- ISERMANN, K. & R. ISERMANN (1995): Tolerierbare Emissionen des Stickstoffes einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 76, 547-550.
- ISERMANN, K. & R. ISERMANN (1998): Food production and consumption in Germany: N-flows and N-emissions. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 52, 289-301.
- ISERMANN, K. & R. ISERMANN (1995): Die Landwirtschaft als einer der Hauptverursacher der neuartigen Waldschäden. Allgemeine Forst Zeitschrift. 5, 1-6.
- ISERMANN, K. & R. ISERMANN (1998): Auswirkungen der aktuellen Agrar-, Energie- und Umwelt-Gesetzgebung und -Politik auf Emissionen und Immissionen von Ammoniak und Stickoxiden der Verursacherbereiche Landwirtschaft bzw. Energiewirtschaft in Deutschland bis 2005. In: Proceedings Tagung der Sektion Waldernährung im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Göttingen, 21. bis 23. September.
- JEDICKE, E. (1995): Ressourcenschutz und Prozeßschutz. Diskussion notwendiger Ansätze zu einem ganzheitlichen Naturschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 27,4, 125-133.
- JOHN, A., SCHMIDT, G. & R. RUSSOW (2000): ¹⁵N-Feldversuche zur NO- und N₂O-Bildung in Löss-Schwarzerde. Vortrag 22. Jahrestagung der AG Stabile Isotope, Leipzig, 04.-06.10.2000.
- JONES, P.W. (1980): Measurement of PAH emissions from stationary sources - an overview. VDI Berichte Nr. 358, 23-38, VDI Verlag, Düsseldorf .
- JUNG, G., SCHÄDLER, M., AUGÉ, H. & R. BRANDL (2000): Effects of herbivorous insects on secondary plant succession. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 12: 169-173.

- KAARSTAD, O. (1997): Fertilizer's significance for cereal production and cereal yield from 1950 to 1995. In: Mortvedt J.J. (Ed.) Proc. Dahlia Greidinger Int. Symp. Fertilization and the Environment, March 24-27, Technion Haifa, Israel.
- KAISER, E.-A. & O. HEINEMEYER (1996): Temporal changes in N₂O-losses from two arable soils. *Plant and Soil* 181, 57-63.
- KAISER, E.-A. & R. RUSER (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany-A evaluation of six long-term field experiments. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 249-260.
- KAISER, E.-A., KOHRS, K., KÜCKE, M., SCHUNG, E., HEINEMEYER, O. & J.C. MUNCH (1998): Nitrous oxide release from arable soil: Importance of N-fertilization, crops and season. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1553-1563.
- KALBITZ, K. (1996): Untersuchungen zur Freisetzung der gelösten organischen Substanz des Bodens (DOM) und zum Einfluß der DOM auf die Mobilisierung ausgewählter Schadstoffe in Abhängigkeit von Boden- und Standorteigenschaften. Dissertation, Martin Luther Universität Halle – Wittenberg, UFZ Bericht 23/1996, ISSN 0948-9452.
- KAMP, T., STEINDL, H. & J.C. MUNCH (1997): N₂O – Freisetzung während Frost-Tau Zyklen an ungestörten Bodensäulen. *Mitteilung Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 85: 123-126.
- KIRCHNER-HESSLER, R., KONOLD, W., LENZ, R. & A. THOMAS (1999): Ökologische Konzeptionen für Agrarlandschaften. Modellprojekt Hohenlohe – ein Forschungskonzept.- In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* Jg31, 9, 275-282.
- KLASINK, A. & G. STEFFENS (1995): Der Internationale Organische Stickstoff-dauerdüngungsversuch (IOSDV) Oldenburg nach neun Versuchsjahren. *Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin* 39, 449-460.
- KLAUER, B. (1999): Nachhaltigkeit und Naturbewertung. Physika-Verlag, Heidelberg.
- KLAUER, B. (2001): Modellierung von Wertschöpfungs- und Beschäftigungseffekten mittels Input-Output-Analyse. In: HORSCH et al. (Hrsg.) Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. (in Vorbereitung) .
- KLAUER, B., MESSNER, F. & F. HERZOG (1999): Szenarien für Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum. In HORSCH, H.; RING, I. (Hrsg.): *Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet*. UFZ-Bericht 16/1999, UFZ, Leipzig, S. 77-87.
- KLAUER, B., MESSNER, F., DRECHSLER, M. & H. HORSCH (2001): ... In: HORSCH et al. (Hrsg.) Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. (in Vorbereitung) .
- KLIMANEK, E.-M. (1972): Untersuchungen zur Physiologie und Ökologie des in Löß-Schwarzerde Vorkommenden *Bac. cereus* var. *mycoides* und seine Beziehung zur Bodenfruchtbarkeit. *Akad. der Landwirtsch.-Wiss. DDR, Berlin, Diss.* (1972) .
- KLIMANEK, E.-M. (1980): Mineralisierungsleistung unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von der Düngung. *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk., Berlin* 24, 225-232 (1980).
- KLIMANEK, E.-M. (1982): Einfluß von Düngungsmaßnahmen auf die biologische Aktivität des Bodens. *Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss. DDR, Berlin* 205, 259-263 (1982).

- KLIMANEK, E.-M. (1994): Messung der CO₂-Freisetzung aus Bodenproben von Laborinkubationsversuchen im Gaskreislaufverfahren. *Agrobiological Research*. Frankfurt/Main 47 (3-4), 280-283 (1994).
- KLIR, J., KUBAT, J. & D. POVA (1995): Stickstoffbilanzen der Dauerfeldversuche in Prag. *Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 67, S. 831-834 .
- KLIR, J., KUBAT, J. & D. POVA (1995): Stickstoffbilanzen der Dauerfeldversuche in Prag. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 67, S. 831-834.
- KLOTZ S., KRUMBIEGEL, A. & J. STADLER (1997): Floren- und Vegetationsentwicklung auf Brachen. In: FELDMANN R., HENLE K., AUGÉ H., FLACHOWSKY J., KLOTZ S. & R. KRÖNERT (Hrsg.): *Regeneration und nachhaltige Landnutzung. Konzepte für belastete Regionen*. Springer Verlag, Heidelberg.
- KOCH, R., GRAF, D., HARTUNG, A., NIEMANN, E. & E. RYTZ (1989): Polyfunktionale Bewertung von Flächennutzungsgefügen. *Wissenschaftliche Mitteilungen*, 32, IGG Leipzig.
- KOEPKE, E. (1967): Der Einfluss unterschiedlicher Düngungsmaßnahmen auf die biologische Aktivität einiger Parzellen des "Statischen Düngungsversuches" Lauchstädt. Berlin, Humboldt-Univ., Diss. 1967.
- KÖHN, W., ELLMER, F., PESCHKE, H., CHMIELEWSKI, F.-M. & E. EREKUL (2000): Dauerdüngungsversuch (IOSDV) Berlin-Dahlem-Deutschland. *UFZ-Bericht Nr. 15/2000*, S. 23 – 35, ISSN 0948-9452.
- KÖRSCHENS, M. & A. PFEFFERKORN (1998): Der statische Düngungsversuch und andere Feldversuche. *UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH 1998*.
- KÖRSCHENS, M. & A. PFEFFERKORN (1998): Der Statische Düngungsversuch und andere Feldversuche. *UFZ Leipzig-Halle GmbH, Leipzig*, 56 S.
- KÖRSCHENS, M. & E. SCHULZ (1999): Die organische Bodensubstanz. *Dynamik-Reproduktion-ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte*. *UFZ-Bericht Nr. 13/99*, ISSN 0948-9452.
- KÖRSCHENS, M. & E. SCHULZ (1999): Die organische Bodensubstanz. *Dynamik-Reproduktion - ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte*. *UFZ-Bericht 13/1999*, Leipzig, 61 S.
- KÖRSCHENS, M. & E.G. MAHN (1995): Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. - B.G. Teubner, Stuttgart-Leipzig, 568S.
- KÖRSCHENS, M. (1997): Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluss auf Ertrag und Bodeneigenschaften. *Archiv Acker- Pflanzenbau Bodenkunde* 41(1997)435-463.
- KÖRSCHENS, M. (1980): DIE Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz von Standortfaktoren und acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, ihre Beziehungen zu Bodeneigenschaften und Ertrag sowie Ableitung von ersten Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz.-Diss. B, Akad. d. Landw.-Wiss, Berlin.
- KÖRSCHENS, M. (1990): Dauerfeldversuche - Übersicht, Entwicklung und Ergebnisse von Feldversuchen mit mehr als 20 Jahren Versuchsdauer. Berlin Akademie der Landwirtschaftsw. 1990 .

- KÖRSCHENS, M. (1993) N-fertilization under consideration of ecological aspects. Contaminated Soil, 93, 1503-1510.
- KÖRSCHENS, M. (1994): Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren. Teubner-Verlag Stuttgart.Leipzig, 179 S.
- KÖRSCHENS, M. (1997): Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluß auf Ertrag und Bodeneigenschaften. Arch. Acker-Pfl. Boden.,Berlin 41, 435-463.
- KÖRSCHENS, M. (1998): Sustainable land use – long-term RSOM behaviour as observed in long-term field experiments. Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch. 87, 83-105.
- KÖRSCHENS, M., Hrsg. (1984): Dauerfeldversuche der DDR – Übersicht, Entwicklung und Ergebnisse von Feldversuchen mit überwiegend mehr als 20 Jahren Versuchsdauer sowie Übersicht über wichtige Dauerversuche der Welt. Berlin, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, 230 S.
- KÖRSCHENS, M., FRIELINGHAUS, M., KLIMANEK, E.-M., SIEMENS, H. & O. ENCKE (1986): Einsatz organischer Dünger zur Agromelioration. Feldwirtschaft 1 (27), 21-22.
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E., & R. BEHM (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. Zentralbl. Mikrobiol. 145, 305-311 (1990).
- KÖRSCHENS, M., STEGEMANN, K., PFEFFERKORN, A., WEISE, V. & A MÜLLER (1994): Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren.- B.G. Teubner Verlagsgesellschaft; Stuttgart, Leipzig
- KÖRSCHENS, M., STEGEMANN, K., PFEFFERKORN, A., WEISE, V. & A. MÜLLER (1994): Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig, 179 S.
- KÖRSCHENS, M., STEGEMANN, K., PFEFFERKORN, A., WEISE, V. & A. MÜLLER (1994): Der Statische Düngungsversuch nach 90 Jahren. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart – Leipzig, 150 S.
- KÖRSCHENS, M., WEIGEL, A. & E. SCHULZ (1998): Turnover of Soil Organic Matter (SOM) and Long-Term Balances – tools for evaluating Productivity and Sustainability. Z. Pflanzen-ernähr. Bodenk. 161, 409-424.
- KÖRSCHENS, M., WEIGEL, A. & E. SCHULZ (1998): Turnover of Soil Organic Matter (SOM) and Long-Term Balances – Tools for Evaluating Sustainable Productivity of Soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 161, 409-424.
- KRUSE-GRAUMANN, L. (1997): Nachhaltige Entwicklung: Eine humanökologische Aufgabe aus psychologischer Sicht. Ökologie. Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Tagungsband zum Fachgespräch 29. und 30. April 1997 Wissenschaftszentrum Bonn-Bad Godesberg. Bonn Bundesumweltministerium, 119-123.
- KTBL, Hrsg. (1998): Taschenbuch Landwirtschaft 1998/99. Daten für die Betriebskalkulation in der Landwirtschaft. Darmstadt.
- KTBL- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft; Hrsg. (1997): Betriebsplanung 1997/98: Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. Datensammlung. Darmstadt.

- LADD J.N. & J.H.A. BUTLER (1972): Short-term assay of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem.*, 4, 19-30.
- LADONIN, V.F., CHESALIN, G.A., SAMOILOV, L.N., SPESIVTEV, L.G. & V.I. TAOVA (1980): The application of ^{15}N to investigating the influence of herbicides on crop and weed plants. Report 2. The action characteristics of herbicides on the nitrogenous metabolism of resistant and susceptible plants. *Agrokimiya*, 17 (9), 116-122.
- LANDGESELLSCHAFT SACHSEN-ANHALT (1995): Agrarstrukturelle Vorplanung Querfurter Platte“, Magdeburg/Bernburg
- LANDGESELLSCHAFT SACHSEN-ANHALT MBH u.a. (1995): Agrarstrukturelle Vorplanung „Querfurter Platte“- Studie im Auftrag des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt vertreten durch das Regierungspräsidium Halle, Halle/Saale
- LANG, H., DRESSEL, J. & H. BLEIHOLDER (1995): Langzeitwirkung der Stickstoff-düngung IOSDV-Standort Limburgerhof (Deutschland) in der Reihe „Internationale organische Stickstoffdauerdüngungsversuche“- Arch. Acker- Pfl. Boden., Berlin 39, 429-448.
- LAUER, E. (1953): Über die Keimtemperaturen von Ackerunkräutern und deren Einfluß auf die Zusammensetzung von Unkrautgesellschaften. *Flora* 140: 551-595.
- LAUSCH, A. & H.-H. THULKE (2001): The analysis of spatio-temporal dynamics of landscape structures. In: Krönert, R.; Steinhardt, U. & M. Volk (eds.): *Landscape balance and landscape assessment*. Springer, Heidelberg, pp. 113-136.
- LAUSCH, A. (2000): Raum-zeitliches Monitoring von Landschaftsstrukturen in der Tagebauregion Südraum Leipzig mit Methoden der Fernerkundung und Geoinformation. – Dissertation, Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, UFZ-Bericht 12/2000, 185 S.
- LAUSCH, A. & F. BIEDERMANN (2000): Analysis of Temporal Changes in the Lignite Mining Region South of Leipzig Using GIS and Landscape Metrics. -In: Clare, T.; Howard, D. (eds.) *Quantitative Approaches to Landscape Ecology*. 06th-10th September 2000, Bangor, IALE(UK), p. 71-83.
- LEITHOLD, G., HÜLSBERGEN, K.J., MICHEL, D. & H. SCHÖNMEIER (1996): Humusbilanzierung. Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. Initiativen zum Umweltschutz. Osnabrück, Deutsche Bundesstiftung Umwelt 3.
- LESER (1991): *Landschaftsökologie*, 3. A., Stuttgart, 647 S.
- LESER, H., HAAS, H.-D., MOSIMANN, T. & R. PAESLER (1984): *Diercke Wörterbuch der allgemeinen Geographie*. Diercke, Braunschweig et al.
- LESER, H. & H.-J. KLINK (1988): *Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25.000*. Forschungen zur Deutschen Landeskunde Bd. 228, Trier.
- LETTAU, T. & F. ELLMER (1997): Kohlenstoffgehalte und -bilanzen nach langjährig differenzierter Düngung eines Sandbodens - Ergebnisse aus einem Dauerfeldversuch. 109. VDLUFA-Kongress 15. Bis 19. September 1997 in Leipzig, VDLUFA-Verlag Darmstadt, S. 99.
- LILLESAND, T.M. & R.W. KIEFER (1999): *Remote Sensing and Image Interpretation*. J. Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.

- MARKS, R., MÜLLER, M.J., LESER, H. & H.J. KLINK (Hrsg., 1989): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Forschungen zur dt. Landeskunde 229, Trier, 222 S.
- MARSHALL, E.J.P. & P. BRAIN (1999): The horizontal movement of seeds in arable soil by different soil cultivation methods. – *Journal of Applied Ecology* 36, 443-454.
- MATZNER, E. (1984): Annual rates of deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in different forest ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 21, 425-434.
- MAYER, F., ALBRECHT, H. & J. PFADENHAUER (1998): The transport of soil by soil-working implements. – *Aspects of Applied Biology* 51, 83-89.
- MCGARIGAL, K & B. MARKS (1994) Fragstats - Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, OR 97331, 67 p.
- MEHLERT, S. (1996): Untersuchungen zur atmogenen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung. Dissertation, UFZ-Bericht, 154 S., Hamburg.
- MEHLERT, S. (1996): Untersuchungen zur atmogenen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung. Dissertation Universität Hamburg, 1996, UFZ-Bericht, 22/1996.
- MEHLERT, S., RUSSOW, R., SCHMIDT, G. & H. FAUST (1995): Measuring of the integral airborne nitrogen-input into a soil-plant system by the ¹⁵N isotope dilution method. *Isotopes Environ. Health Stud.*, 31, 377 - 383.
- MEHLERT, S. (1996): Untersuchungen zur atmogenen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung. UFZ-Bericht Nr. 22. ISSN 0948-9452. 154 Seiten.
- MEISSNER, R., RUPP, H., SEEGER, J. & P. SCHONERT (1995): Influence of mineral fertilizers and different soil types on nutrient leaching: results of lysimeter studies in east Germany. In: *Land Degradation & Rehabilitation*, 6, S. 163 - 170.
- MEISSNER, R., SEEGER, J. & H. RUPP (2000): Effects of agricultural land use changes on diffuse pollution of water resources. In: *Proceedings of an international workshop held during the 51st International Executive Council (IEC) of the International Commission on Irrigation and Drainage (ICID) at Cape Town, 25 – 26 October 2000.*
- MEISSNER, R., SEEGER, J., RUPP, H. & H. BALLA (1999): Assessing the impact of agricultural land use changes on water quality. In: *Wat. Sci. Tech.*, 40, No. 2, pp. 1 - 10.
- MESSNER, F., GEYLER, S. & M. DRECHSLER (2001): ... In: HORSCH et al. (Hrsg.) *Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung* (in Vorbereitung).
- MESSNER, F. (2000): Ansätze zur Bewertung von Naturqualitäten im regionalen Entwicklungsprozess.
- MESSNER, F., KLAUER, B., GEYLER, S., VOLK, M. & F. HERZOG (2001a): Szenarienableitung. In: HORSCH et al. (Hrsg.) *Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung*. (in Vorbereitung).
- MESSNER, F., KLAUER, B., GEYLER, S., VOLK, M. & F. HERZOG (2001b): Kriterienableitung. In: HORSCH et al. (Hrsg.) *Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung*. (in Vorbereitung).
- MEYER, B.C. & R. GRABAUM (1997): Multifunktionale Bewertung und multikriterielle Optimierung von Landschaftsausschnitten. In: *Feldmann et al. (Hrsg.):*

Regeneration und nachhaltige Landnutzung - Konzepte für belastete Regionen. Springer, Heidelberg, S. 236-243.

- MEYER, B.C. (1997): Landschaftsstrukturen und Regulationsfunktionen in Intensivagrarlandschaften im Raum Leipzig-Halle. Regionalisierte Umweltqualitätsziele - Funktionsbewertungen - Multikriterielle Landschaftsoptimierung unter Verwendung von GIS. Dissertation Köln und UFZ-Bericht Nr 24/97, Leipzig.
- MEYER, B.C. & R. GRABAUM (1996): Szenarien zur Einschätzung der Bodenerosionsgefährdung durch Wasser mit GIS (ARC-INFO) - Dargestellt am Beispiel des Untersuchungsgebietes Jesewitz/Sachsen. GEOÖKODYNAMIK 17, S. 45-67.
- MEYER, B.C., MÜHLE H. & R. GRABAUM (2001): Landschaftsbewertung und -optimierung sowie Entwicklung von Szenarien nach der Methode der multikriteriellen Landschaftsoptimierung. (in diesem Band).
- MILLER, J.N., BROOK, R.P. & M.J. CROONQUIST (1997): Effects of landscape patterns on biotic communities. - Landscape Ecology 12, pp.137-153.
- MOGGE, B., KAISER, E.-A., & J.C. MUNCH (1999): Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhöved Lake region (northern Germany): influenced of organic fertilizers and land-use. Soil Biol. Biochem. 31, 1245-1252.
- MÖLLER, M. (2000): Anwendung von Methoden der Satellitenbilddauswertung und digitalen reliefanalyse für die bodenkundliche Kartierung am Beispiel des Raumes Könnern für den Zielmaßstab 1:50.000. Diplomarbeit, Martin Luther-Universität Halle, 85 S.
- MOORE, H. (1977): The isotopic composition of ammonia, nitrogen dioxide and nitrate in the atmosphere. Atmospheric Environment. 11, 1239-1243.
- MOSIER, A., KROEZE, C., NEVISON, C., OENEMA, O., SEITZINGER, S. O. VAN CLEEMPUT (1998): Closing the N₂O budget: nitrous emission through the agricultural nitrogen cycle. Nutrient Cycling Agroecosystems 52, 225-248.
- MOSIER, A.R. (1989): Chamber and isotope techniques. In Andreae, M.O. and D.S. Schimel: Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere, John Wiley and Sons Ltd. Chichester, pp. 175-187.
- MOSIER, A.R., DUXBURY, J.M., FRENEY, J.R., HEINEMEYER, O. & K. MINAMI (1996): Nitrous oxide emissions from agricultural fields: Assessments. Measurements and mitigation. Plant and Soil 181, 95-108.
- MRLU-Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt (2000): Bericht zur Lage der Land-, Ernährungs- und Forstwirtschaft des Landes Sachsen-Anhalt 2000. Magdeburg.
- MTL. LSA Nr.31/1992: Richtlinie zur Förderung von Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen i. S. von Naturschutz und Landschaftspflege
- MTL. LSA Nr.79/1993: Richtlinie für die Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen im Land Sachsen-Anhalt.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & H. ELLENBERG (1974): Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons, New York.
- MÜHLE, H., GRABAUM, R. & B.C. MEYER (1999): Sustainable Agricultural Development in the Central Region of Germany – Ideas, Methods and Results – Int. Soil Conserv. Organization Conf. May 23-28, Purdue University, Indianapolis, USA (in press).

- MÜHLE, H., GRABAUM, R. & B.C. MEYER (2000): Dauerhaft umweltgerechte Landbewirtschaftung in Mitteldeutschland – Ideen, Methoden, Ergebnisse. In: agrarspectrum Bd. 31: Entwicklung nachhaltiger Landnutzungssysteme in Agrarlandschaften, S. 74-80.
- MÜHLE, H. (1998): Sustainable Development in Agricultural Landscapes. In: SCHELLHUBER, H.-J. & V. WENZEL (Editors): Earth System Analysis. Integrating Science for Sustainability. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 277-287.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1995): Numerische Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten.- In: Berichte des Deutschen Wetterdienstes 193
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1995): Numerisches Verfahren zur Erstellung klima-tologischer Karten. Berichte des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach, 193
- MUNDA, G. (1995): Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment. Physika-Verlag, Heidelberg.
- NEHRING, K. & W. WIESEMÜLLER (1966): Mineraldüngung und Humusgehalt in Ackerböden. Mitt.: Untersuchungen von Krumenproben aus einem Dauerdüngungsversuch auf Schwarzerde. Thaer-Arch., Berlin 10, 11, 955-970 (1966).
- NENTWIG, W. (1992): Die nützlingsfördernde Wirkung von Unkräutern in angesäten Unkrautstreifen. - Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderheft XIII, 33-40.
- NIEMANN, E. (1977): Eine Methode zur Erarbeitung der Funktionsleistungsgrade von Landschaftselementen. In: Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 17. S. 119-157.
- NIEMANN, E. (1982): Methodik zur Bestimmung der Eignung, Leistung und Belastbarkeit von Landschaftselementen und Landschaftseinheiten. Wiss. Mitt. IGG Leipzig, Sonderheft 2. 84 S.
- O'CONNOR, G.A., KIEHL, D., EICEMAN, G.A. & J.A. RYAN (1990a): Plant uptake of sludge borne PCB's. J. Environ. Qual. 19, 113-118.
- O'CONNOR, G.A., LUJAN, J.R. & Y. JIN (1990b): Adsorption, degradation and plant availability of 2,4-dinitrophenol in sludge-amended calcareous soils. J. Environ. Qual. 19, 587-593.
- O'CONNOR, G.A., CHANEY, R.L. & J.A. RYAN (1991): Bioavailability to plants of sludgeborne toxic organics. Rev. Environ. Contamin. Toxicol. 121, 129-155.
- OECD (1998): Environmental Indicators: Towards Sustainable Development. OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development), Paris OECD Publ. 129 S.
- OESAU, A. (1991): Auswirkungen intensiver Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Zusammensetzung der Getreidewildkrautflora im Rheinhessischen Tafel- und Hügelland. - Fauna Flora Rheinland-Pfalz 6(2), 299-334.
- OTTE, A. (1990): Die Entwicklung von Ackerwildkrautgesellschaften auf Böden mit guter Ertragsfähigkeit nach dem Aussetzen von Regulierungsmaßnahmen. - Phytocoenologia 19(1), 43-92.
- OTTO, R. et al. (1999): Evaluierung und Weiterentwicklung von flankierenden Maßnahmen nach VO (EWG) 2078/92 zur Umweltförderung in der Landwirtschaft Sachsen-Anhalts. Abschlußbericht der Landgesellschaft Sachsen-Anhalt GmbH. Halle.

- OTTO, R., SCHNEIDER, R., MÜHLBERG, J., DIEMANN, R., HUNDT, R., ARNDT, O. & S. RITTER (1995): Agrarstrukturelle Vorplanung „Querfurter Platte“.- Studie im Auftrag d. Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt vertreten durch das Regierungspräsidium Halle, Halle/Saale
- PATENT DE 198 52 859 vom 19.06.00: Vorrichtung zur Spurengasprobenahme.
- PEARSON, J. & G.R. STEWART (1993): Tansley Review No. 56: The deposition of atmospheric ammonium and its effects on plants. *New Phytol.* 125, 283-305.
- PETERSEN, T. (1996): Individuelle Freiheit und allgemeiner Wille. J.C.B. Mohr (Paul Siebeck), Tübingen.
- PETSCHELHELD, G., BLOCK, A., CASSEL-GINTZ, M., KROPP, J., LÜDECKE, M.K.B., MOLDENHAUER, O. & F. REUSSWIG (1999a): Syndroms of global change, a qualitative approach to assist global environmental management. *Environmental Modelling and Assessment*, 4, 315-326.
- PETSCHELHELD, G., LÜDECKE, M.K.B. & F. REUSSWIG (1999b): Actors, structures and environment. A comparative and transdisciplinary view on case studies of global environmental change. In: LOHNERT, B., GEIST, H. (eds.), *Coping with changing environments*. London, Ashgate, Aldershot (UK), 255-291.
- PFEFFERKORN, A. & M. KÖRSCHENS (2000): Der Internationale Organische Stickstoffdauer-Düngungsversuch Bad Lauchstädt - Deutschland. *UFZ-Bericht Nr. 15/2000*, S. 13-22, ISSN 0948- 9452.
- PFEFFERKORN, A. (2000): mündliche Mitteilung
- PLACHTER, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. In: *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3, S. 87-106.
- PLACHTER, H. (1997): Fazit des Themenblockes I „Prinzipien der Selbstregulation und Funktion des Naturhaushaltes“. *Ökologie. Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Tagungsband zum Fachgespräch 29. und 30. April 1997*, Wissenschaftszentrum Bonn-Bad Godesberg. Bonn Bundesumweltministerium, 33-35.
- POSCHLOD, P. & S. BONN (1998): Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? - *Act. Bot. Neerl.* 47, 27-44.
- POULTON, P.R. (1996): The Rothamsted long-term experiments: Are they still relevant? *Can. J. Plant Sci.*, 76, 559-571 .
- QUARTA, A. (2000): Untersuchungen zur Aufnahme von ausgewählten Pestiziden durch Pflanzen sowie ihre Rückstände im Boden. Dissertation, Martin Luther Universität Halle – Wittenberg, *UFZ Bericht 7/2000*, ISSN 0948-9452.
- REESE, K.P. & J.T. RATTI (1988): Edge effect: A concept under scrutiny. – *North America Wildlife and Natural Resources - Conference Transactions*, Bd. 53, pp. 127-136.
- REW, L.J. & G.W. CUSSANS (1997): Horizontal movement of seeds following tine and plough cultivation: implications for spatial dynamics of weed infestations. - *Weed Research* 37, 247-256.
- REW, L.J., FROUD-WILLIAMS, R.J. & N.D. BOATMAN (1996): Dispersal of *Bromus sterilis* and *Anthriscus sylvestris* seed within arable field margins. – *Agric. Ecosyst. Environ.* 59, 107-114

- ROGASIK, J. (1998): unveröffentlicht.
- ROST, D. et al. (1999): Statistische Auswertungen des Testbetriebsnetzes der neuen Bundesländer. Studie des Institutes für Agrarökonomie und Agrarraumgestaltung der MLU Halle-Wittenberg (unveröffentlicht). Halle.
- ROTH, D. (1994): Zum Konflikt zwischen Landwirtschaft und Naturschutz sowie Lösungen für seine Überwindung. *Natur und Landschaft* 69, S. 407-41.
- RÖVER, M., HEINEMEYER, O., MUNCH, J., CH. & E.-A. KAISER (1999): Spatial heterogeneity within the plough layer: high variability of N₂O emission rates. *Soil Biol. Biochem.* 31, 167-173.
- ROY, B. (1996): *Multicriteria Methodology for Decision Aiding*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht et al. .
- RUSSOW, R. & A. WEIGEL (2000): Atmosphärischer N-Eintrag in Boden und Pflanze am Standort Bad Lauchstädt: Ergebnisse aus ¹⁵N-gestützten Direktmessungen (ITNI-System) im Vergleich zur indirekten Quantifizierung aus N-Bilanzen des Statischen Dauerdüngungsversuches. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 45, 399-416.
- RUSSOW, R. & A. WEIGEL (2000): Atmosphärischer N-Eintrag in Boden und Pflanze am Standort Bad Lauchstädt: Ergebnisse aus ¹⁵N-gestützten Direktmessungen (ITNI-System) im Vergleich zur indirekten Quantifizierung aus N-Bilanzen des Statischen Dauerdüngungsversuches. *Arch. Acker-Pfl. Boden.*, Vol 45, 399-416
- RUSSOW, R. & I. SICH (1997): Zum Mechanismus der Bildung von NO und N₂O in Schwarzerdeböden: Neue Ergebnisse aus kinetischen ¹⁵N-Traceruntersuchungen. *Mitt. Deutschen Bodenkundl. Ges.* 85, 1005-1008.
- RUSSOW, R., FAUST, H., MEHLERT, S., DITTRICH, P. & I. SICH (1995): Untersuchungen zur N-Transformation und zum N-Transfer in ausgewählten Agrarökosystemen mittels der Stabilisotopen-Technik. In: *Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes*. Teubner Verlagsgesellschaft (Hrsg). Körschens, M. & E.-G. Mahn, E.-G., S. 131-166.
- RUSSOW, R., FAUST, H., MEHLERT, S. & I. SICH (1995b): Untersuchungen zur N-Transformation und zum N-Transfer in ausgewählten Agrarökosystemen mittels der Stabilisotopentechnik. In: KÖRSCHENS, M., & E.-G. MAHN (Hrsg.): *Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes*. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig, S. 131-166.
- RUSSOW, R., KNAPPE, S., FÖRSTEL, H. & R. MEISSNER (1995a): Doppeltracer-Studie zur Wasser- und Nitratbewegung in tiefengestaffelten Lysimetern. 5. Lysimetertagung „Stofftransport und Stoffbilanz in der ungesättigten Zone“ am 25. und 26. April 1995 in Gumpenstein (Österreich), S. 13-19.
- RUSSOW, R., SICH, I. & H.-U. NEUE (2000): The formation of the trace gases NO and N₂O in soils by the coupled processes of nitrification and denitrification: results of kinetic ¹⁵N tracer investigations. *Chemosphere: Global Change Sci.* 38, in press.
- SACHSEN-ANHALT (1994): *Landschaftsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt*. Ministerium für Umwelt und Naturschutz des Landes Sachsen-Anhalt, 134 S.
- SACHSEN-ANHALT (1996): *Regionale Entwicklungsprogramme für die Regierungsbezirke des Landes Sachsen-Anhalt*. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Sachsen-Anhalt. Beschl. der LReg. vom 30.1.1996 Ministerialblatt für das Land Sachsen-Anhalt, S. 560.

- SACHSEN-ANHALT (1999): Gesetz über den Landesentwicklungsplan des Landes Sachsen-Anhalt (LEP-LSA).
- SAMERSOV, V.F. & I.A. PRISHCHEPA (1991): Yield Capacity and Quality of Barley Grain Influenced by Insecticides Ambush and Volaton. *Sel'skokhozyaistvennaya Biologiya*, 5, 147-151.
- SAMIETZ, J. (1998): Populationsgefährdungsanalyse an einer Heuschreckenart – Methoden, empirische Grundlagen und Modellbildung bei *Stenobothrus lineatus* (Panzer). – Cuvillier Verlag, Göttingen, 146 S.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE, K.-H. & U. SCHWERTMANN (1992): in SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage, Stuttgart.
- SCHÄDLER et al. (1999): unveröffentlicht
- SCHÄFER, K. (1997): Untersuchungen zum Eintrag von Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) über den Luftpfad in ländlichen Gebieten des Raumes Halle/Saale. Dissertation, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, UFZ Bericht 14/1997, ISSN 0948-9452.
- SHELLNHUBER, H.-J. (1998): Syndromes of global change: An integrated analysis of environment and development issues. In: KOCHENDÖRFER-LUCIUS, G., PLESKOVIC, B. (eds.): Development issues in the 21 century, Villa Borsig Workshop Series 1998, Berlin: Deutsche Stiftung für internationale Entwicklung, 66-73.
- SCHENK, S. & U. FRANKO (2000): Einfluß der Bewirtschaftung auf den C-N-Kreislauf im Boden und den N-Austrag in die Umwelt. UFZ-Bericht 28/2000
- SCHEUNERT, I., ZHANG, Q. & F. KORTE (1986): Comparative studies of the fate of atrazine-¹⁴C and pentachlorophenol-¹⁴C in various laboratory and outdoor soil-plant systems. *J. Environ. Sci. Health*, B 21, 457-485.
- SCHILLING, G. (1982): Pflanzenproduktion - Pflanzenernährung und Düngung, Teil 1 Pflanzenernährung, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin.
- SCHJOERRING, J.K. (1991): Ammonia emission from the foliage of growing plants. In: Sharkey, T. D., Mooney, H. A., Holland, E.A. (eds.), Trace Gas Emission by plants, Academic Press, New York..
- SCHNIEDER, E. (1990): Die Dauerversuche in Thyrow.- In: Akademie der Landwirtschaftswissenschaften (ed.) Dauerfeldversuche. Terra-Druck Olbernhau, S. 205-229.
- SCHOLZ, S. (1978): Beziehung zwischen OBS-Gehalt und Ertrag, abgeleitet aus Dauerversuchen. Synthetische Information, Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Bereich Bad Lauchstädt.
- SCHROLL, R., LANGENBACH, T., CAO, G., DÖRFLER, U., SCHNEIDER, P. & I. SCHEUNERT (1992): Fate of [¹⁴C]terbutylazine in soil-plant systems. *The science of the total environment*, 123/124, 377-389.
- SCHUBERT, R., HILBIG, W. & S. KLOTZ (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. – Fischer, Jena-Stuttgart, 403 S.
- SCHULZ, E. (1990): Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS). Tag.- Ber. Akad. Landwirtsch-Wiss., Berlin 295, 269-275 (1990).

- SCHULZ, E. (2000): Heisswasserlöslicher Kohlenstoff – Verbandsmethode den VDLUFA – Entwurf, Vorlage zur 1. Lesung.
- SCHULZ, E. (1990): Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS). Tag. Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss., Berlin 295, 269-275.
- SCHULZ, E. (1997): Charakterisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. Arch. Acker-Pfl. Boden., Vol. 41, 465-484.
- SCHULZ, E. (1999): Verteilung von organischen Fremdstoffen in ausgewählten Fraktionen der organischen Bodensubstanz unterschiedlicher Stabilität. Mitteilungen d. Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, 91 (1), 498-501.
- SCHULZ, E., KLIMANEK, E.-M., KALBITZ, K. & K. HEINRICH (1997): Investigations on beta-HCH decomposition in heavy polluted soils in the riverine area of the river Mulde in the region of Dessau. Proceedings of the 4th Forum HCH asn Unwanted Pesticides, 15 - 16 January 1996, Poznan, Poland, Eds.: S. Pruszyński and S. Stobiecki, 51-58, ISBN - 83-901356-7-1.
- SCHULZ, H., HUH, G., SCHÜRMANN, G., NIEHUS, B. & G. LIEBERGELD (1997): Determination of throughfall rates on the basis of pine tree barks: Results of a field study. J. Air & Waste Manage. Assoc., 47, 510-516.
- SCHULZ, H., POPP, P., HUH, G., STÄRK, H.-J. & G. SCHÜRMANN (1999): Biomonitoring of airborne inorganic and organic pollutants by means of pine tree barks. I. Temporal and spatial variations. The Science of the Total Environment. 232, 49-58.
- SCHULZ, H., GEHRE, M., HOFMANN, D. & K. JUNG (2001 in press): Nitrogen isotope ratios in pine barks as an indicator of N emissions from anthropogenic sources. Environmental Monitoring and Assessment.
- SCHUMANN, A. & J. MÜLLER (1995): Klimatologische Kennzeichnung des Mitteldeutschen Trockengebietes.- In: ALTERMANN, M. (1995): Exkursionsführer zur Jahrestagung 1995 in Halle; Mitteilungen der Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft 77, 43-48
- SCHWAAR, J. (1981): Wiedereinbürgerung: Florenverfälschung oder Raritäten-Kabinett? - Umschau 81(4): 114-115.
- SCHWABE, M., ROTH, D. & W. BERGER (2000): Leitlinie zur Anlage und Pflege von Hecken, Baumreihen, Feld- und Ufergehözen im Agrarraum. TLL (Hrsg.). Jena.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. Stuttgart.
- SEEGER, J., MEISSNER, R., RUPP, H., MÜLLER, L. & F. EULENSTEIN (1998): Erfahrungen beim Einsatz von konservativen Tracern als Hilfsmittel zur Übertragung von Lysimeterergebnissen auf Freilandflächen. In: D. Klotz und K.-P. Seiler (Hrsg.) Bestimmung der Sickerwassergeschwindigkeit in Lysimetern. GSF-Bericht 01/99, S. 37-42.
- SEGSCHNEIDER, H.J., SICH, I. & R. RUSSOW (1996): Use of specially configured gas chromatography system for the simultaneous determination of methane, nitrous oxide and carbon dioxide in ambient air and soil atmosphere. Int. Workshop on Gaseous Emission from Grassland, Institute of Grassland & Environmental Research (IGER), Okehampton, UK, pp. 211-218.

- SHAYMUKHMETOV, M.S., TITOVA, N.A., TRAVNIKOVA, L.S. & Y.M. LABENETS (1984): Use of physical fractionation methods to characterize soil organic matter, *Pochvovedeniye* No. 8, 131-141.
- SICH, I. (1997), ¹⁵N-Traceruntersuchungen zur Nitrifikation/Denitrifikation, insbesondere zur Bildung von Stickstoffoxiden in Böden und wäßrigen Medien, Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, UFZ-Bericht 17/1997, 110 S.
- SIEGEL, S. & N.J. CASTELLAN (1988): Nonparametric statistics for the behavioral sciences (2nd ed.) New York: McGraw-Hill.
- SIMONICH, S.L. & R.A. HITES (1994): Vegetation-Atmosphere Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 28, 939-943.
- SIMS, R.C. & M.R. OVERCASH (1983): Fate of polynuclear aromatic compounds (PNA's) in soil-plant systems. *Residue Rev.* 88, 1-68.
- SKIBA, U., HARGREAVES, K.J., FOWLER, D. & K.A. SMITH (1992): Fluxes of nitric and nitrous oxides from agricultural soils in a cool temperate climate. *Atmospheric Environment* 26A, 2477-2488.
- SMITH, K.A., McTAGGART, L.P. & H. TSURUTA (1997): Emissions of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil and Use Management* 13, 296-304.
- SMITH, J.A., LYON, D.J., DICKEY, E.C. & P. RICKEY (1992): Emergency wind erosion control. University of Nebraska NebGuide Publication, G75-282-A.
- SÖLLNER, R. (2000): Fernerkundungsdaten. In: Barsch, H.; Billwitz, K. & H.-R. Bork (Hrsg.): *Arbeitsmethoden in Physiogeographie und Geoökologie*. Klett-Perthes, Gotha-Stuttgart, S. 102-142.
- SRU- Sachverständigenrat für Umweltfragen (1996): Konzepte einer dauerhaft umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Sondergutachten. Stuttgart
- STADLER J., KLOTZ, S., FRENZEL, M. & R. BRANDL (1998): Brachflächen in der Landschaft: Eine Chance für den Naturschutz. Jahresbericht '96-97' des UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle. 54-59.
- STRYKSTRA, R.J., BEKKER, R.M. & J.P. BAKKER (1998): Assessment of dispersule availability: ist practical use in restoration management. - *Act. Bot. Neerl.* 47, 57-70.
- TABATABAI, M.A. & J.M. BREMNER (1969): Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, 301-307 (1969).
- TADJERPISHEH, N. (1988): Adsorption von Huminstoffen an Ca-Bentonit. In: *Organische Inhaltsstoffe des Bodens*. Göttingen.
- TAJNSEK, A. (2000): Ergebnisse des Internationalen Stickstoffdauerdüngungsversuchs (IOSDV) Jable – Slowenien. UFZ-Bericht Nr. 15/2000, S. 83 – 94, ISSN 0948 - 9452.
- TGL 22289
- THAKUR, R.B., MISHRA, S.S. & N.N. SHARMA (1988): Effect of pesticides on N-use efficiency and growth dynamic in rice. *Indian J. Agron.*, 33 (2), 181-185.
- THOMPSON, K., BAKKER, J.P. & R.M. BEKKER (1997): The soil seed banks of North West Europe. - University press, Cambridge.

- THÜRINGER LANDESAMT F. LANDWIRTSCHAFT (TLL) - VERBAND F. AGRARFORSCHUNG UND BILDUNG E.V.- JENA (1999): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL) Ergebnisse der Umweltverträglichkeitsbewertung. Jena, November 1999.
- TOLLS, J. & M.S. McLACHLAN (1994): Partitioning of Semivolatile Organic Compounds between Air and Lolium multiflorum (Welsh Ray Grass). Environ. Sci. Technol. 28, 159-166.
- TOPP, E.M., SCHEUNERT, I. & A. ATTAR (1986): Factors affecting the uptake of ^{14}C -labeled organic chemicals by plants from soil. Ecotox. Environ. Safety, 11, 219-228.
- TORTOSO A.C. & G.L. HUTCHINSON (1990): Contributions of autotrophic and heterotrophic nitrifiers to soil NO and N_2O emissions. Appl. Environ. Microbiol. 56, 1799-1805
- TRAVNIKOVA, L.S., TITOVA, N.A. & M. KÖRSCHENS (1990): Eigenschaften organo-mineralischer Komplexe und Niveau der Fruchtbarkeit von Löß-Schwarzerde des Dauerversuchs Bad Lauchstädt. Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss., Berlin 295, 179-188.
- TURNER, M.G. (1989): Landscape ecology: The effect of pattern on process. - Annual Review of Ecology and Systematics 20, pp. 171-197.
- TURNER, M.G. & R.H. GARDNER (1991a): Quantitative Methods in Landscape Ecology. - Springer-Verlag, New York.
- TURNER, M.G. & R.H. GARDNER (1991b): Quantitative Methods in Landscape Ecology: An introduction. - Ecological Studies, Vol. 82, New York, pp. 3-17.
- UBA (1994): Jahresbericht des Umweltbundesamt.
- UBA (1995): Umweltbundesamt, Daten zur Umwelt, Erich Schmidt Verlag, 6. Ausgabe.
- UFZ -Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (1998): FuE-Programm 1999/2000.- Entwurf September 1998, S.10.
- V.ALVENSLEBEN, R. (1995): Naturschutz im Lichte der Standorttheorie. In: Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik, Jahrg. 44, Heft 6. Frankfurt a. M.
- V.ELSEN, T. (1994): Die Fluktuation von Ackerwildkraut-Gesellschaften und ihre Beeinflussung durch Fruchtfolge und Bodenbearbeitungs-Zeitpunkt. - Ökologie und Umweltsicherung 9, 414 S. (Diss. Univ. Kassel).
- VAN BOCHOVE, E., JONES, H.G., PELLETIER, P. & D. PREVOST (1996): Emission of N_2O from agricultural soil under snow cover: A significant part of N budget. Hydrological Processes 10, 1545-1549.
- VON HAAREN, C. (1993): Anforderungen des Naturschutzes an andere Landnutzungssysteme. Umsetzungsorientierte Ziele am Beispiel Landwirtschaft und Siedlung. Naturschutz und Landschaftsplanung 25 (5), 170-176.
- VEENEKLAAS, F.R. & L.M. VAN DEN BERG (1995): Scenario building: Art, craft or just a fashionable whim? In: Schoute, J.F.T.; Finke, P.A.; Veeneklaas, F.R.; Wolfert, H.P. (Hrsg.): Scenario Studies for the Rural Environment. Kluwer, Dordrecht, S. 11-13.
- VELDKAMP, E. & M. KELLER (1997): Fertilizer-induced nitric oxide emissions from agricultural soils. Nutrient Cycling Agroecosystems 48, 69-77.
- VERORDNUNG des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung über Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für erhöhte Aufwendungen der

- Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten (Sächsische Schutz- und Ausgleichsverordnung für die Land- und Forstwirtschaft – SächsSchAVO), Sächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 39, 1994.
- VERORDNUNG des Umweltministeriums über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsleistungen (Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung - SchALVO), GBL für Baden-Württemberg Nr.22, 1991.
- VINCKE, P. (1992): Multicriteria Decision-aid. John Wiley and Sons, New York.
- VOLK, M., HERZOG, F. & T. SCHMIDT (2001): ... In: HORSCH et al. (Hrsg.) Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung (in Vorbereitung).
- WAGNER-RIDDLE, C. & G.W. THURTELL (1998): Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. Nutrient Cycling in Agroecosystems: 52(2/3): 151-163.
- WBGU- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2000): Welt im Wandel: Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre. Jahresgutachten 1999. – Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.
- WEIGEL, A., KLIMANEK, E.-M., KÖRSCHENS, M. & S. MERCIK (1998): Investigations of carbon and Nitrogen Dynamics in different long-term experiments by means of biological soil Properties. In: Soil processes and the carbon cycle. Papers from a symposium entitled "Carbon Sequestration in Soil". Edited by R. Lal et al. 1998.
- WEIGEL, A., MERCIK, S., KÖRSCHENS, M. & E.-M. RITZKOWSKI (1996): Stickstoff- und Kohlenbilanzen ausgewählter Varianten siebzigjähriger Dauerversuche auf Sandboden in Skierniewice (Polen) im Vergleich zur Lößschwarzerde in Bad Lauchstädt. Mitteil. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch., 79, S. 227-230.
- WEIGEL, A., RUSSOW, R. & M. KÖRSCHENS (2000): Quantifikation of airborne N-input in long-term field experiments and its validation through measurements using ^{15}N isotope dilution. J. Plant Nutr. Soil Sci. (2000), 163, 261-265.
- WEIGEL, A., RUSSOW, R. & M. KÖRSCHENS (2000): Quantifikation of airborne N-input in Long-Term Field Experiments and its validation through measurements using ^{15}N isotope dilution J. Plant Nutr. Soil Sci. 163(2000)261-265.
- WEIGEL, A., RUSSOW, R. & M. KÖRSCHENS (2000): Quantifikation of airborne N-input in long term field experiments and its validation through measurements using ^{15}N isotope dilution. J. Plant Nutr. Soil Sci., 163, 261-265.
- WERNER, D., DEGNER, J. & C. WINTEROT (1999): Untersuchungen zur Schlaggestaltung sowie Empfehlungen für Flurbereinigungsverfahren in Thüringen, Abschlußbericht der TLL (Hrsg.), Jena.
- WIENS, J. (1997): The emerging role of patchiness in conservation biology. In: Pickett, S. et al. (eds.): The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity. Chapman & Hall, New York, 93-106.
- WILLIAMS, E.J., HUTCHINSON, G.L. & F.C. FEHSENFELD (1992): NO_x and N_2O emissions from soil. Global Biogeochemical Cycles 6, 351-388.
- WITT, K. (1996): s. Nationales Gremium Rote Liste Vögel.
- WOLF, I. & R. RUSSOW (2000): Different pathways of formation of N_2O , N_2 , and NO in black earth soil. Soil Biol. Biochem. 32, 229-239.

Tabellenverzeichnis

- Tab. 1.1 Mittlere Monats- und Jahresmittel von Lufttemperatur, Niederschlagshöhe und realer Verdunstung
- Tab. 2.1 Nutzungstypen im Untersuchungsraum
- Tab. 2.2 Bewertung des heutigen Zustandes der Landschaft (Funktionseinstufungen in % der Flächen)
- Tab. 2.3 Restriktionen der Elemente für die Optimierung (Anteile am Optimierungsraum)
- Tab. 2.4 Gewichtung der Funktionen in der Kompromissoptimierung
- Tab. 2.5 Optimierungsergebnisse für Szenario 2 (7,5 % Naturschutzfläche)
- Tab. 2.6 Kulturlandschaftselemente, einbezogene Informationsebenen und mögliche Maßnahmen (Querfurter Platte)
- Tab. 2.7 Vergleich der Szenarien mit der aktuellen Nutzung
- Tab. 3.1 Veränderung des AF-Anteils durch Flächenentzug
- Tab. 3.2 Auswirkungen einer veränderten Schlaggestaltung und des Flächenentzuges auf die Erlöse standorttypischer Produktionsverfahren
- Tab. 3.3 Vergleichende Deckungsbeitragsrechnung der Nutzungsumwidmung von AF in extensives Grünland, Wald und Vorrangflächen für Hecken, Baumreihen und Feldraine
- Tab. 4.1 Struktur und Stillegungszeitpunkte des Sukzessionsversuches in Bad Lauchstädt
- Tab. 5.1 Überlebensraten und Reproduktion von charakteristischen Arten auf langjährig extensiv genutzten Ackerflächen in Sommergerste (SG, 1999) und Winterweizen (WW, 2000); in Klammern: Standardfehler
- Tab. 6.1 Brutvogelarten im Erfassungsgebiet
- Tab. 7.1 Mineral-N-Düngung (kg/ha.a) im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt; Zeitraum 1903–1999
- Tab. 7.2 Relativerträge der optimalen Mineraldüngung im Vergleich zur optimalen Kombination organischer + mineralischer Düngung (=100) in ausgewählten IOSDV
- Tab. 7.3 Optimale Aufwandmengen an organischer Düngung sowie optimale C_{org} -Gehalte unterschiedlicher Standorte, abgeleitet aus Dauerfeldversuchen
- Tab. 7.4 Bereiche von C_{hwl} für die Klassifikation von Böden nach ihrem Gehalt an umsetzbarer organischer Substanz für grundwasserferne Sand- und Lehmböden mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 6-10 °C und 400-800 mm Jahresniederschlag (KÖRSCHENS, SCHULZ 1999)
- Tab. 8.1 Einfluss einer differenzierten Düngung auf die mikrobielle Biomasse, mikrobielle Aktivitäten und chemische Kriterien von Löß-Schwarzerde nach einer Versuchsdauer von 98 Jahren
- Tab. 8.2 Prozentuale Veränderungen mikrobieller Parameter bei differenzierter Düngung nach der Düngungsänderung in Abhängigkeit vom C_{org} -Gehalt des Bodens

- Tab. 9.1 Ergebnisse der ITNI-Meßserie 1997-98
- Tab. 9.2 Kalkulation der kumulativen atmosphären N-Deposition für ein Jahr (1997/98)
- Tab. 9.3 Ergebnisse der direkten ITNI-Messungen für das Jahr 1998/99 an den Standorten Bad Lauchstädt (BL) und Etzdorf (Etz)
- Tab. 9.4 Varianten der N₂O-Messungen am Standort Bad Lauchstädt
- Tab. 10.1 Übersicht über die Versuchsbedingungen der Lysimeter- und Freilandexperimente
- Tab. 10.2 Fruchtfolgegestaltung auf den Freilandparzellen in der Querfurter Platte
- Tab. 10.3 Natürliches Niederschlagsdargebot (So.+Wi.Halbjahr) (mm) und Höhe der Zusatzbewässerung (mm) an den Versuchsstandorten in den 3 Versuchsabschnitten
- Tab. 10.4 Gegenüberstellung der in einem Gefäß- und dem aktuellen Lysimeterversuch erzielten Tracerverlagerung
- Tab. 10.5 Vergleich der Sickerwassermengen (mm) in Lysimetern mit unterschiedlicher Bodenart und Nutzung während des Versuchszeitraumes
- Tab. 10.6 Darstellung mittl. N-Austräge (Zeitraum von 1991 bis 1998) aus Lysimetern in Abhängigkeit von der Bodenart und dem Bewuchs
- Tab. 10.7 Darstellung von N-Austragsgruppen in Abhängigkeit vom natürlichen Niederschlagsdargebot und der gebildeten Sickerwassermenge bei ackerbaulich genutzten Lösslysimetern und Vergleich mit N-Austrägen unter IS-Lysimetern gleicher Nutzung
- Tab. 10.8 Gegenüberstellung der Tracerverlagerungsgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von der Fruchtart in Freilandparzellen und der Höhe der gebildeten Sickerwassermengen unter vergleichbaren Ackerfrüchten in Lysimetern
- Tab. 10.9 Gegenüberstellung der N_{min}-Gehalte der Bodentiefen 0-90 cm sowie der über die Gesamttiefe (grau unterlegt) ermittelten Größenordnung in den Freilandparzellen der Querfurter Platte im Versuchszeitraum
- Tab. 11.1 Gebietsmittelwerte wichtiger Kenngrößen des regionalen Stoffhaushaltes (flächengewichtete Simulationsergebnisse)
- Tab. 11.2 Klassifikation der Versorgung mit organischer Substanz (OS-Niveau) nach C-Gehalt des Bodens (C_{org}) umsetzbarem Kohlenstoff (C_{ums}) und Reproduktionsrate des OS-Kohlenstoffs (C_{rep}) entsprechend der jeweiligen N-Effektivität
- Tab. 11.3 Gegenüberstellung der jährlichen N-Inputs (kg/ha) über organische Dünger in den Szenarien 2 und 3
- Tab. 11.4 Gegenüberstellung der jährlichen C_{REP}-Inputs (in dt/ha) über organische Dünger in den Szenarien 2 und 3
- Tab. 12.1 Stoffliche und morphologische Merkmale des Systems Pflanze – Boden, die sich in spektralen Signaturen abbilden (nach BARSCH & SÖLLNER 1987)
- Tab. 12.2 Technische Leistungsparameter einiger moderner Satelliten-Fernerkundungssysteme (nach LILLESAND und KIEFER 1999)
- Tab. 12.3 Arbeitsschritte für die Klassifizierung einer Multispektralaufnahme (aus SÖLLNER 2000)

- Tab. 12.4 Klassifikationsgenauigkeit [%] für die überwachte Klassifikation der Landsat-TM-Szene vom 21.07.1994
- Tab. 13.1 Unterschiede und Gemeinsamkeiten des Querfurter und des Torgauer Verfahrens zur Entscheidungsunterstützung bei Landnutzungsänderungen
- Tab. 15.1 Charakterisierung der Böden (Entnahmetiefe: 0 – 30 cm)
- Tab. 15.2 Bodenchemische und – physikalische Parameter der Versuchsböden
- Tab. 15.3 Mittlere Rückstandsmengen (n = 3) von Cypermethrin (CPM), Diclofop-methyl (DCF) und Terbutylazin (TBA) in ober- und unterirdischen Pflanzenteilen von Mais und Ackerbohnen sowie im Boden nach Blattapplikation in einem Gefäßversuch mit Sand-Braunerde
- Tab. 15.4 Einfluss von Methoxychlor und der Bodenart (Löß-Schwarzerde [LSE], Sand-Braunerde [SBE]) auf den Anteil ausgewählter Aminosäuren [g/100 g TM] von Sommergerste-Ähre und Mais-Kolben nach 120 Tagen im Gefäßversuch
- Tab. 16.1 Parameter zur Quantifizierung der Biotop- und Landschaftsstrukturen der Szenarien des Untersuchungsraumes
- Tab. 16.2 Ebenen für die Ableitung von Strukturmaßen
- Tab. 16.3 Beschreibung der mit FRAGSTATS (Vers. 2.0, McGarigal & Marks 1994) berechneten Landschaftsstrukturmaße für den Untersuchungsraum
- Tab. 16.3a-d)
- a) Flächenmaße
 - b) Kanten-und Kontrastmaße
 - c) Maße der Nächsten/Nachbarschaft
 - d) Maße der Diversität und Verteilung
- Tab. 16.4 Werteinstufung der Landschaftsstrukturmaße (LSM)
- Tab. 16.5 Landschaftsstrukturmaße und Ränge für die Szenarien der Landschaftsbewertung und -optimierung der Querfurter Platte

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1.1 Struktur des Verbundprojektes: Einfluss der Landnutzung auf Landschaftshaushalt und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen
- Abb. 2.1 Die Struktur des Verfahrens zur polyfunktionalen Landschaftsbewertung und -optimierung (Querfurter Verfahren)
- Abb. 2.2 Verknüpfung der Primärdatenebenen im GIS zur Bewertung der Bodenerosionsgefährdung nach SCHWERTMANN et al. (1987)
- Abb. 2.3 Darstellung des Variablensatzes und einer fiktiven Lösung (Variablenbelegung)
- Abb. 2.4 Vergleich der (Ziel)-Funktionswerte ($\times 10^6$) verschiedener Optimallösungen mit der aktuellen Nutzung für Szenario 2 (7,5 % Naturschutzflächen)
- Abb. 2.5 Vergleich der Optimierungsergebnisse Szenarien 4-6 (7,5 %, 15 % und 30 % Naturschutzflächen; Szenario 5 entspricht Szenario 2 im Text)
- Abb. 2.6 Landschaftsplanerischer Entwurf im Untersuchungsraum
- Abb. 3.1 Veränderung des Anteils der Schlaggrößenklassen durch Schlagaufteilung
- Abb. 3.2 Veränderung der Anbaustruktur durch Flächenentzug
- Abb. 3.3 Einfluss der Schlaggröße auf die Gesamtarbeitszeit mechanisierter Feldarbeitsgänge standorttypischer Produktionsverfahren
- Abb. 3.4 Schlaggrößenabhängige Arbeitserledigungskosten standorttypischer Produktionsverfahren
- Abb. 4.1 Mittlere Artenzahl auf den jeweils 18 Vegetationsaufnahmen jeder Stilllegungsvariante ($\pm$ Standardabweichung) im Verlauf von fünf Jahren nach Brachlegung
- Abb. 4.2 Dynamik der Artenzusammensetzung während der Sukzession auf den einzelnen Stilllegungsvarianten
- Abb. 4.3 Lage der 270 Vegetationsaufnahmen entlang der ersten beiden Diskriminanzachsen
- Abb. 4.4 Mittlere Euklidische Distanz zwischen Aufnahmen derselben Stilllegungsvariante eines Jahres, Stilllegungsvarianten einzelner Jahre, Aufnahmen aufeinanderfolgender Jahre jeder Variante
- Abb. 4.5 Korrelation der Verbreitung und Breite des zeitlichen Keimungsfensters für 31 in Ostdeutschland vorkommende Pflanzenarten, die auf den Versuchsflächen von Bad Lauchstädt nachgewiesen wurden
- Abb. 4.6 Vergleich der Häufigkeit der auf den Versuchsflächen von Bad Lauchstädt in Laufe der fünf Jahre nachgewiesenen Arten mit der Häufigkeit aller anderen in Ostdeutschland vorkommenden Arten
- Abb. 5.1 Transektuntersuchungen
- Abb. 5.2 Mittlere Deckungsgradsumme von charakteristischen Arten des Euphorbio-Melandrietum nach der Umstellung Transekte ($n=5$) von langjährig extensiv genutzten Parzellen zu Extensivierungsflächen (Etzdorf)

- Abb. 5.3 Mittlere Diasporenbank von charakteristischen Arten des Euphorbio-Melandrietum; Transekte (n=2) von langjährig extensiv genutzten Parzellen zu Extensivierungsflächen
- Abb. 5.4 Mittlere Artenzahl nach der Umstellung; Transekte (n=5) von langjährig extensiv genutzten Parzellen zu Extensivierungsflächen (Etzdorf)
- Abb. 5.5 Aufkommen von Keimlingen im Bereich der künstlich eingebrachten Mutterpflanzen von *Silene noctiflora*, *Lithospermum arvense*, *Papaver rhoeas*
- Abb. 5.6 Keimlingsdichte und räumliche Verteilung von *Silene noctiflora*-Keimlingen um künstlich eingebrachte Mutterpflanzen
- Abb. 7.1 Höchsterträge bei Winterweizen im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt im Zeitraum 1950 bis 1999, unabhängig von der Düngung
- Abb. 7.2 Höchsterträge bei Winterweizen im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt; Mittelwerte über jeweils 10 Jahre
- Abb. 7.3 Höchsterträge bei Sommergerste im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt im Zeitraum 1950 bis 1999; unabhängig von der Düngung
- Abb. 7.4 Höchsterträge bei Zucker im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt im Zeitraum 1950 bis 1999; unabhängig von der Düngung
- Abb. 7.5 Höchsterträge an Stärke bei Kartoffeln im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt im Zeitraum 1950 bis 1999; unabhängig von der Düngung
- Abb. 7.6 Ertragsentwicklung bei Getreide (t/ha)
- Abb. 7.7 Entwicklung des Kornertrages bei Winterweizen in Abhängigkeit von der Düngung in den Hauptvarianten des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt im Zeitraum 1903 bis 1999
- Abb. 7.8 Entwicklung der C- und N-Gehalte im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt (Fruchtfolge: Kartoffeln, Winterweizen, Zuckerrüben, Sommergerste) nach Änderung der seit 1902 praktizierten Düngung im Jahre 1977
- Abb. 7.9 Stickstoffbilanzen – Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt – Mittelwerte über alle Fruchtarten im Durchschnitt der Jahre 1968-1994
- Abb. 7.10 Kohlenstoffbilanzen – Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt – Mittelwerte über alle Fruchtarten im Durchschnitt der Jahre 1968-1994
- Abb. 8.1 Mikrobielle Biomasse ($\mu\text{g C}_{\text{mik}}$) und C_{org} (%) in Abhängigkeit von der Aufwandmenge und Dauer organischer Düngung
- Abb. 8.2 Einfluss der Stalldungmenge auf die Aktivität der Enzyme Protease (Pro), β -Glucosidase (β -Glu) und alkalische Phosphatase (AP) in Abhängigkeit vom Bewuchs
- Abb. 8.3 Einfluss einer Düngungsänderung auf die mikrobielle Biomasse ($\mu\text{g C}_{\text{mik}}$) von Löß-Schwarzerde nach 20 Jahren Behandlungsdauer
- Abb. 8.4 Mineralisierungsleistung von Löß-Schwarzerde in Abhängigkeit von der Düngung unter Laborbedingungen bei 25° C und 60 % WK_{max}
- Abb. 8.5 Korrelation zwischen organischem Kohlenstoff (C_{org}), CO_2 -Freisetzung und mikrobieller Biomasse (C_{mik})

- Abb. 8.6 C_{org} -Gehalt und mikrobielle Biomasse in Abhängigkeit von der Aufwandmenge an Stalldung und dem Bewuchs
- Abb. 8.7 Einfluss von Schwarzbrache auf die mikrobielle Biomasse des Bodens in Abhängigkeit vom C_{org} -Gehalt des Bodens und der Bracheform
- Abb. 8.8 Einfluss von 44 Jahren Schwarzbrache bzw. 13 Jahren unterschiedliche Bracheformen auf Enzymaktivitäten des Bodens
- Abb. 8.9 Einfluss von Schwarzbrache in Abhängigkeit von der Versuchsdauer auf C_{mik} und C_{org} im Vergleich zu Stalldungzufuhr und Bewuchs auf Löss-Schwarzerde
- Abb. 8.10 Lageplan der ehemaligen Stalldungdeponie
- Abb. 8.11 Veränderung des C_{org} -Gehaltes ausgewählter Parzellen der Stalldung-Gülle-Deponie während eines Versuchszeitraumes von 14 Jahren
- Abb. 8.12 Mikrobielle Biomasse ($\mu g C_{mik}$) und C_{org} -Gehalte der ausgewählten Parzellen der Stalldung- und Gülle-Deponie
- Abb. 8.13 Die Enzymaktivitäten Protease und β -Glucosidase in Beziehung zum C_{org} -Gehalt der Parzellen der Gülle-Stalldung-Deponie
- Abb. 8.14 Aktivität der alkalischen Phosphatase (AP) in Beziehung zum C_{org} -Gehalt der Parzellen der Gülle-Stalldung-Deponie
- Abb. 9.1 Schematische Darstellung des ITNI-Systems ITNI-System (Integrated Total Nitrogen Input)
- Abb. 9.2 Gesamt-N-Deposition für die Jahre 1994 bis 1999 am Standort Bad Lauchstädt
- Abb. 9.3 Gasförmige Deposition an NH_3 und NO_2 am Standort Bad Lauchstädt
- Abb. 9.4 Konzeptionelles Modell der gekoppelten Nitrifikation/Denitrifikation
- Abb. 9.5 Verlauf der N_2O -Emissionen zu unterschiedlichen Tageszeiten auf einer Lössschwarzerde (Haplic Phaeozem, ohne Düngung und ohne Pflanzen, ATC-System)
- Abb. 9.6 Verlauf der N_2O -Emissionen zu unterschiedlichen Tageszeiten auf einer Lössschwarzerde (Haplic Phaeozem) mit 100 t Stalldung/Gülle pro ha und Jahr ohne Pflanzen
- Abb. 9.7 Verlauf der N_2O -Emissionen zu verschiedenen Tageszeiten auf einer Lössschwarzerde Haplic Phaeozem mit Winterweizen (SOL-System)
- Abb. 9.8 Monatliche Variabilitäten der N_2O -N-Emissionen auf einer Lössschwarzerde (Haplic Phaeozem, 100 t Stalldung pro ha*a)
- Abb. 9.10 NO -Emission auf unterschiedlich N-versorgten Schwarzerde-Standorten für den Zeitraum 10.6. bis 4.8.99 (Pfeile markieren Niederschlagsereignisse > 1mm, die integrierte Tabelle enthält die Niederschlagsmengen pro Tag)
- Abb. 9.11 NO - (a.) und N_2O -Emission (b.) auf unterschiedlich N-versorgten Schwarzerde-Standorten sowie Niederschlag und Lufttemperatur für den Zeitraum 14.02. bis 15.05.00 (Pfeil: Düngergabe 30 kg N/ha auf Mineraldünger-Variante (NM V 521) am 25.04.00)
- Abb. 10.1 Lageplan der Freilandparzellen im Kerngebiet der Querfurter Platte
- Abb. 10.2 Vergleich des zeitlichen Verlaufes der Br_2 -Summenkurve in ackerbaulich genutzten Lysimetern unterschiedlicher Bodenart

- Abb. 10.3 Vergleich der Verlagerungsstrecken von Tracern unter Lysimetern mit Grünland- und Ackernutzung
- Abb. 10.4 Vergleich der N-Austräge in Lysimetern mit unterschiedlicher Bodenart und Nutzung
- Abb. 10.5 Darstellung des Verlaufes der kumulativen Tracerverlagerung auf den Freilandparzellen der Querfurter Platte
- Abb. 10.6 Ergebnisse einer Clusteranalyse von Tracerverlagerungstiefen der 10 Freilandparzellen im Versuchszeitraum 1997 – 2000
- Abb. 10.7 Ergebnisse einer Clusteranalyse von $N_{\min}$ -Werten der 10 Freilandparzellen (Bodentiefen 0-90 cm) im Versuchszeitraum 1997 – 2000
- Abb. 10.8 Ergebnisse einer Clusteranalyse von $N_{\min}$ -Jahreswerten (Summe aller Parzellenwerte der Bodentiefe 0 – 90 cm) im Versuchszeitraum 1997 – 2000
- Abb. 10.9 Gegenüberstellung von $N_{\min}$ -Werten und Verlagerungsstrecken auf 3 ausgewählten Freilandparzellen an 6 Messterminen im Versuchszeitraum
- Abb. 11.1 Bodenkarte des Untersuchungsgebietes (schematisch)
- Abb. 11.2 Klimadiagramm Bad Lauchstädt
- Abb. 11.3 Niederschläge an der Station Bad Lauchstädt (Balken: Jahressummen, Strichlinie: Langjähriges Mittel (1896-1995))
- Abb. 11.4 Potenzielle klimatische Wasserbilanz für Bad Lauchstädt 1980-1996
- Abb. 11.5 Differenzierung des Niederschlages im Untersuchungsgebiet (nach Rasterdaten des Deutschen Wetterdienstes)
- Abb. 11.6 Informationstechnisches Konzept der gebietsbezogenen Simulation
- Abb. 11.7 Arbeitstechnologie bei regionaler Anwendung des CANDY-Systems
- Abb. 11.8 Effektivität der Stickstoffausnutzung (N_{eff}) als Verhältnis zwischen Entzug (N_{uptake}) und Düngung (N_{input}) für 16 verschiedene Düngungsvarianten des Statischen Dauerversuches Bad Lauchstädt in Abhängigkeit vom entsprechenden Gehalt an organischer Bodensubstanz (C_{org}) – Datengrundlage: KÖRSCHENS et. al. (1994)
- Abb. 11.9 Verteilung des Einsatzes an reproduktionswirksamen Kohlenstoff in kg/ha in den Szenarien 2 (CREP_SZ2) und 3 (CREP_SZ3)
- Abb. 12.1 Spektralsignatur typischer Objekte der Erdoberfläche sowie Spektralbereiche, die mit dem System LANDSAT-TM und einem Farbinfrarotfilm (CIR) erfasst werden können
- Abb. 12.2 Basisdaten zum Landnutzungsmonitoring auf der Querfurter Platte
- Abb. 12.3 Beispielhafte Darstellung der spektralen Eigenschaften von Vegetation und Boden in einem zweidimensionalen Merkmalsraum mit den Spektralkomponenten Rot und NIR (nach SÖLLNER 2000)
- Abb. 12.4 Referenzdaten zur Flächennutzungsklassifikation
- Abb. 12.5 Landnutzung auf der Querfurter Platte 1994 (Ergebnisse verschiedener Varianten einer überwachten Klassifizierung der Landsat-TM-Szene vom 21.07.1994)

- Abb. 12.6 Anwendbarkeit multitemporaler Datensätze zur Klassifizierung der Flächennutzung
- Abb. 12.7 Maskierter Originaldatensatz
- Abb. 12.8 Landnutzung auf der Querfurter Platte 1992 - 1994 – 1997
- Abb. 12.9 Landwirtschaftliche Flächennutzung auf der Querfurter Platte 1992- 1994 – 1997
- Abb. 12.10 Landwirtschaftliche Flächennutzung auf der Querfurter Platte; Anbau von Hackfrüchten 1992 1994 und 1997
- Abb. 13.1 Die Struktur des integrierten Verfahrens zur Bewertung von Konfliktsituationen (Torgauer Verfahren)
- Abb. 13.2 Die Struktur des kombinierten Verfahrens
- Abb. 14.1 Natürliche Isotopenverhältnisse von nassen und trockenen N-Depositionen in Kiefernaltbeständen am Standort Rösa (Dübener Heide)
- Abb. 14.2 Saisonale Dynamik der trockenen Deposition von NH_3 am Standort Rösa (Testfläche 2 und Testfläche 3) in der Dübener Heide
- Abb. 14.3 Saisonale Dynamik der trockenen Deposition von NO_2 am Standort Rösa (Testfläche 2 und Testfläche 3) in der Dübener Heide
- Abb. 14.4 Räumliche Muster der Isotopensignatur von N-Depositionen in Kiefernaltbeständen der Dübener Heide mit Lage von Hauptemittenten. Die offenen Quadrate stehen für N-Emissionen aus Viehställen ($16\text{-}120 \text{ t a}^{-1}$), die offenen Dreiecke für N-Emissionen aus Industrie, Kommunen und Verkehr ($10\text{-}1000 \text{ t N a}^{-1}$)
- Abb. 14.5 Veränderungen der nassen Deposition (Borkenanalysen) von Ammonium-N und Nitrat-N am Standort Rösa (Dübener Heide) im Zeitraum von 1989 bis 1999
- Abb. 15.1 Abhängigkeit der Aufnahme von Organochlorpestiziden (Summe Lindan und Methoxychlor = CKW) durch Mais ($n=4$) im Gefäßversuch vom Corg-Gehalt von Böden der Standorte Thyrow und Bad Lauchstädt
- Abb. 15.2 Einfluss des organischen Kohlenstoffgehaltes des Bodens auf die Aufnahme von Lindan durch Maispflanzen ($n=4$) im Gefäßversuch mit Löß-Schwarzerde Bad Lauchstädt und Tieflehm-Fahlerde (Thyrow)
- Abb. 15.3 Einfluss des organischen Kohlenstoffgehaltes des Bodens auf die Aufnahme von Methoxychlor durch Maispflanzen ($n=4$) im Gefäßversuch mit Löß-Schwarzerde (Bad Lauchstädt) und Tieflehm-Fahlerde (Thyrow)
- Abb. 15.4 Einfluss von Methoxychlor auf den prozentualen Aminosäureanteil in Sommergerste-Ähren auf Löß-Schwarzerde nach 120 Tagen im Gefäßversuch
- Abb. 15.5 Einfluss des C_{org} -Gehaltes des Bodens sowie des C-Gehaltes in der Heißwasserfraktion (C_{hwe}) auf den Anteil von Pestiziden in der Heißwasserextrahierbaren Bodenfraktion (HWF)
- Abb. 15.6 Beziehungen zwischen dem Pestizidanteil (Summe Lindan und MOC) in der heißwasserextrahierbaren Fraktion der OBS und deren Aufnahme durch Mais im Gefäßversuch

- Abb. 15.7 Einfluss der Bodenart und des TOC des Bodens auf die Anreicherungsfaktoren von Lindan und Methoxychlor (MOC) in der Tonfraktion einer Löß-Schwarzerde (haplic chernozem – hc) und einer Tiefland-Fahlerde (albic luvisol – al)
- Abb. 16.1 Untersuchungsgebiet auf der Querfurter Platte (AUB Barnstädt) - Landschaftsbewertung und -optimierungsszenarien (Ist-Zustand, Landschaftsplanerischer Entwurf, Naturschutzszenario 7,5 %, Naturschutzszenario 15 % und Naturschutzszenario 30 %) mit den Biotop- und Flächennutzungsklassen
- Abb. 16.2 Raumeinheiten der quantitativen Untersuchung von Landschaftsstrukturen - patch, class und landscape
- Abb. 16.3 Vereinfachte Darstellung wichtiger Kategorien von Landschaftsstrukturmaßen
- Abb. 16.4 a) Rangskalierung der einzelnen Landschaftsstrukturmaße,
b) Summe der Rangskalierung aller Landschaftsstrukturmaße für den Untersuchungsraum Barnstädt
- Abb. 16.5 Berechnung des Mean Patch Size (MPS) für die Szenarien der Landschaftsbewertung und -optimierung des Untersuchungsraumes Barnstädt auf der Ebene Landschaft und Klassen
- Abb. 16.6 Berechnungen des Patch density (PD) für die Szenarien der Landschaftsbewertung und -optimierung des Untersuchungsraumes Barnstädt auf der Ebene Landschaft und Klassen
- Abb. 16.7 Berechnungen des Mean Proximity Index (MPI) für die Szenarien der Landschaftsbewertung und -optimierung des Untersuchungsraumes Barnstädt auf der Ebene Landschaft und Klassen
- Abb. 16.8 Berechnungen des Edge density (ED) für die Szenarien der Landschaftsbewertung und -optimierung des Untersuchungsraumes Barnstädt auf der Ebene Landschaft und Klassen
- Abb. 16.9 Berechnung des Landschaftsstrukturmaßes Vertical edge contrast index (VECON) - Untersuchungsgebiet Barnstädt - Ist, Plan, Naturschutzszenario 7,5%, 15 % und 30 %

Autorenverzeichnis

Johan von Baillou
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Institut für Agrarökonomie und Agrarraumgestaltung
Ludwig-Wucherer-Str. 2
06108 Halle/Saale

Dr. Armin Bischoff
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Biozönoseforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Dr. Frank Böhme
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Fachgruppe Ornithologie
und Vogelschutz Merseburg e.V.
Siegfried Meissner
Gutenbergstr. 17
06217 Merseburg

Dr. Uwe Franko
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Dr. Ralf Grabaum
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Projektbereich Naturnahe Landschaften
und Ländliche Räume
Permoserstr. 15
04301 Leipzig

Dr. Kathrin Heinrich
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Prof. Dr. Helga Horsch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Ökonomie, Soziologie und Recht
Permoserstr. 15
04301 Leipzig

Anja John
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Dr. Eva-Maria Klimanek
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Dr. Stefan Klotz
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Biozönoseforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Dr. Bernd Klauer
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Ökonomie, Soziologie und Recht
Permoserstr. 15
04301 Leipzig

Prof. Dr. Martin Körschens
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Dr. Angela Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie
Permoserstr. 15
04301 Leipzig

Prof. Dr. Ralph Meißner
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle
Sektion Bodenforschung
Dorfstr. 55
39615 Falkenberg

Dr. Frank Messner
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Ökonomie, Soziologie und Recht
Permoserstr. 15
04301 Leipzig

Dr. Burghard Christian Meyer
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie
Permoserstr. 15
04301 Leipzig

Prof. Dr. Heidrun Mühle
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Projektbereich Naturnahe Landschaften
und Ländliche Räume
Permoserstr. 15
04301 Leipzig

Prof. Dr. Heinz-Ulrich Neue
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Antonio Quarta
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Dr. Rolf Russow
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Katja Schäfer
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

W. Schaecke
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Stefan Schenk
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Dr. Elke Schulz
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Dr. Horst Schulz
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Juliane Seeger
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Dorfstr. 55
39615 Falkenberg

Dr. Jutta Stadler
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Biozönoseforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle

Dr. Uta Steinhardt
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie
Permoserstr. 15
04301 Leipzig

Danksagung

An dieser Stelle sollen die Institutionen/Personen erwähnt werden, die als Diskussionspartner viele wertvolle Hinweise gaben und zum Gelingen des Verbundprojektes beitrugen. Unser besonderer Dank gilt der Leitung sowie den KollegInnen des Agrarunternehmens Barnstädt, welche die Nutzung der Daten ihres Betriebes als Kerngebiet gestatteten. Mit ihnen sowie mit den Bürgermeistern der einbezogenen Ortschaften, mit Mitarbeitern der Verwaltungsgemeinschaft Wein Weida-Land, des Amtes für Landwirtschaft und Flurneuordnung in Halle, der Kreisverwaltung Merseburg-Querfurt und des Regierungspräsidiums Halle sowie mit dem Planungsbüro Sauerbier in Halle fanden rege Gespräche statt, in denen wir unsere Ansätze diskutierten und auf deren Erfahrungen wir zurückgreifen konnten. Die Aussagen des Verbundprojektes haben dadurch an Praxisnähe gewonnen.

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume
Permoserstr. 15
D-04138 Leipzig

Herausgeber: Prof. Dr. Heidrun Mühle
Tel. 0341-235-2344; e-mail: muehle@pro.ufz.de
Layout: Urte Grauwinkel