



UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 5/1997

Tern-Tagung

**Terrestrische und ökosystemare
Forschung in Deutschland
Stand und Ausblick**

Tagungsband
der Veranstaltung am 27. und 28. 11. 1996
im UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH

Heidrun Mühle und Svenne Eichler (Hrsg.)

ISSN 0948-9452

UFZ-Bericht Nr. 5/1997

Tern-Tagung

**Terrestrische ökosystemare Forschung
in Deutschland**

Stand und Ausblick

Tagungsband

**der Veranstaltung am 27. und 28. November 1996
im UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle**

Heidrun Mühle und Svenne Eichler (Hrsg.)

Inhaltsverzeichnis

Eröffnung und Begrüßung P. Fritz	8
Grußwort des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie H. Schulz	9
Forschungszentrum für Waldökosysteme der Universität Göttingen (FZW)	11
Konzept und Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung F.O. Beese	12
Xylemwasserflüsse in Fichten- und Buchenwaldökosystemen J. Heimann und F. Gruber	22
Soil solution sampling with a new type of suction lysimeter A. Spangenberg and N.P. Lamersdorf	23
Organische Substanz im Boden und Sickerwasser - Thermogravimetrie und ¹³ C-Isotopenuntersuchungen B. Ludwig und F. Beese	24
Microbial activities in different depths of an undisturbed beech forest soil: C- and N-transforming processes J. Priess, C.P. Wang and R. Brumme	26
Freilandmikrokosmen als neues Instrument der Ökosystemforschung M. Raubuch	28
Der mikrobielle N- und C-Umsatz eines Buchenstandortes unter Berücksichtigung der Wurzelaufnahme G. Steinmetz, H. Meyer und M. Raubuch	29
Entwicklung eines Forstökologischen Informationssystems (FIS-Ö) M. Jansen	30
Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung der Universität Bayreuth (BITÖK)	33
Zum Stickstoffumsatz in Waldökosystemen B. Huwe	34
Ökosystemforschung in BITÖK - Organisation - Ziele - Ansätze Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung	41
Spurengasmessungen an der Station „Waldstein“ (Fichtelgebirge) O. Klemm, R. Eiden und J. Gerchau	44
N-Bilanzen von Waldökosystemen - Genauigkeit und Interpretation B. Manderscheid	47
Aufnahme von Ammonium und Nitrat bei Waldbäumen G. Schmidt, Ch. May, N. Buchmann, G. Gebauer und E.-D. Schulze	50
Verbleib eingetragenen Stickstoffs in die Waldböden: Akkumulation von Humus B. Berg und E. Matzner	52
Die Bedeutung der Deposition für die oberirdische Stickstoffaufnahme G. Bruckner, C. Katz, E.-D. Schulze und R. Eiden	56

Evolutionäre Anpassung des Waldwachstums an die Nährstoffversorgung A. Kastner-Maresch und M. Hauhs	62
Einfluß der Blattlaus-Populationsdynamik von <i>Cinara</i> ssp. auf die N-Flüsse in Kronentraufe und Boden B. Michalzik, B. Stadler und Th. Müller	65
Eine Modellhierarchie zur Schätzung der Wassernutzungseffizienz bei veränderten Umweltbedingungen E. Falge, U. Joss, M. Alsheimer, R. Geyer, B. Köstner, Ü. Niinemets, R. Ryel und J.D. Tenhunen	70
<i>Calamagrostis villosa</i> im Fichtelgebirge - Ausbreitungsökologie und Konkurrenzverhalten H. Betz und P. Gerstberger	75
Parameter der Nitratauswaschung mit dem Sickerwasser in europäischen Wäldern N. Dise, E. Matzner und P. Gundersen	79
Räumliche Muster der Nitratkonzentration im Oberflächen- und Grundwasser G. Lischeid	82
SIMFONI - Ein numerisches Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in Forstökosystemen K.U. Totsche	85
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ) und Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (MLU)	91
Ökosystemforschung in der mitteldeutschen Agrarlandschaft - Stand und Perspektiven H. Mühle, St. Claus, W. Diepenbrock und K.-J. Hülsbergen	92
Local and regional components of diversity in abandoned fields J. Stadler, S. Klotz and R. Brandl	100
Die organische Substanz des Bodens als Quelle und Senke für Kohlenstoff M. Körschens	101
Modellierung von Stoffflüssen in Agrarlandschaften U. Franko und S. Schenk	103
Modellierung agrarischer Ökosysteme homogener Areale H. Mühle, S. Claus, H. Brinkmann, G. Dubsy, W. Liedecke, J. Müller, U. Pigla, M. Strutz, P. Wernecke, U. Franko, B. Oelschlägel, S. Schenk, W. Merbach, G. Knof, J. Augustin, H.-J. Jacob, R. Jäger, V. Toussaint, B. Freier, D. Roßberg, H. Triltsch, T. Wetzler, T. Kreuter	105
Multikriterielle Landschaftsbewertung und Optimierung in Agrarlandschaften R. Grabaum und B.C. Meyer	106
Landschaftseinheiten als Bewertungsräume U. Steinhardt	110
Bäume in die Agrarlandschaft reintegrieren: eine konzeptionelle Herangehensweise F. Herzog und M.J.C. Brownlow	111
Welche Faktoren beeinflussen die Vegetationsdynamik auf Äckern nach dem Übergang zu einer extensivierten Nutzung? A. Bischoff und E.-G. Mahn	112
Zur zoozönotischen Strukturentwicklung auf neunjährigen Acker- und Grünlandbrachen W. Witsack, I. Engler, K. Schneider und P.-H. Schnitter	114

Die Veränderung der Bodenfeuchte im Zusammenhang mit der spontanen Vegetationsentwicklung auf Brachflächen A. Trefflich	116
Untersuchung von Langzeiteffekten des ökologischen Landbaus auf Fauna, Flora und Boden K.-J. Hülsbergen, Th. Kreuter, Chr. Wittmann und W. Diepenbrock	117
Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen auf der Ebene des Landwirtschaftsbetriebes K.-J. Hülsbergen, St. Biermann, W.-D. Kalk und W. Diepenbrock	118
Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen auf der Ebene des Landwirtschaftsbetriebes - Modellanwendung im Saalkreis und im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin St. Biermann, W.-D. Kalk, K.-J. Hülsbergen und S. Heldt	120
Auswirkungen von Bewirtschaftungsauflagen auf landwirtschaftliche Unternehmen im Ballungsraum Leipzig-Halle-Bitterfeld Th. Schleitz und D. Rost	122
Honorierung des Ressourcenschutzes in landwirtschaftlichen Betrieben in Agrarlandschaften des Ballungsgebietes Leipzig-Halle-Bitterfeld H. Ahrens und M. Rittershofer	124
Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF)	127
Entwicklung und Perspektiven nordostdeutscher Agrarlandschaften H.-R. Bork	128
Anwendung von Neuro-Fuzzy-Technologien zur Analyse der Habitatqualität ausgewählter Ziel- und Leitarten R. Wieland, A. Schultz, G. Lutze und J. Kiesel	135
Entwicklung, Bedeutung und Anwendung eines Maßnahmenkataloges R. Roth, A. Werner, A. Meyer-Aurich und P. Zander	137
Kompromißfindung in einer Landschaft zwischen den Zielen der Landwirtschaft und des Naturschutzes mit Hilfe interaktiver Mehrzieloptimierung P. Zander	138
Methode zur Abschätzung von Wirkungen der Landnutzung auf ausgewählte Umweltqualitätsziele A. Meyer-Aurich	141
Risikopotentiale landwirtschaftlicher Bewirtschaftung für Amphibien im Agrarraum G. Berger und H. Kretschmer	143
Ökologisches Entwicklungskonzept „Oberes Rhinluch“ - Landschaftsökologische Flächenbewertung eines nordostdeutschen Niedermooses H. Kretschmer, H. Pfeffer, W. Haberstock, K. Hielscher, J. Zeitz und O. Dietrich	145
Regionale Landnutzungsänderungen in Agrarlandschaften - ein Mittel gegen den Treibhauseffekt? B. Zbell und A. Höhn	148
Optimierung von Landnutzungsvarianten mittels schrittweiser Ökobilanzierung W. Haberstock	149
Einflußgrößen der Vegetationsentwicklung alter Brachflächen M. Glemnitz und A. Wurbs	152
Zum energetischen Bedarf von Mutterschafen auf extensivierten Weiden A. Fischer	154

Wassererosionsbedingte Stoffeinträge im Einzugsgebiet der Elbe in den Neuen Bundesländern und Strategien zu ihrer Vermeidung D. Deumlich und M. Frielinghaus	156
Wirkung von Böden und Fruchtarten auf die Grundwasserneubildung pleistozäner Ackerstandorte Ostbrandenburgs U. Schindler, M. Wegehenkel, L. Müller, F. Eulenstein und J. Steidl	161
Lachgas- und Methanemissionen aus degradierten und wiedervernässten Niedermooren Nordostdeutschlands J. Augustin, W. Merbach, G. Schalitz, H. Käding und W. Schmidt	162
Kennzeichnung und Bewertung von Agrarlandschaften zur Entwicklung langfristig tragfähiger Landschafts- und Produktionsstrukturen U. Schumacher, W. Hierold und B. Schwigon	163
Bereitstellung regionalisierter Bodendaten für Bodenschutzanforderungen des Landes und des Bundes am Beispiel des Landkreises Oberhavel W. Hierold, St. Lorenz und R. Wysujack	165
Ökologie-Zentrum der Universität Kiel (ÖZK)	169
Angewandte Aspekte bei der Auswertung des Bornhöved-Projektes H. Roweck	170
Das Konzept der dritten Förderphase des Vorhabens S. Hári, F. Müller, W. Windhorst, H.-P. Blume, K. Dierssen und O. Fränzle	179
„Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ - Entwicklung des Großforschungsprojektes O. Dilly, F. Müller, H.-P. Blume, K. Dierßen und O. Fränzle	180
Ökosystemtheorie S. Hári, F. Müller, O. Fränzle und P. Widmoser	181
Ökologische Orientoren - Goal Functions und Umweltbewertung S. Hári, M. Leupelt und F. Müller	182
Ökologisches Informationssystem T. Clemen, U. Heinrich, F. Hosenfeld, A. Salski und P. Kandzia	183
Ökologische Modellbildung M. Asshoff, H. Reuter, B. Breckling, W. Kluge, E.-W. Reiche, A. Salski, O. Fränzle und P. Widmoser	184
Energetische Interaktionen G. Hörmann, M. Herbst, E. Hollwurtel, R. Schmitt und D. Trümpler	185
Stoffliche Interaktionen W.L. Kutsch, O. Dilly, C.-G. Schimming, H. Wetzler, H.-P. Blume, L. Kappen, B. Sattelmacher und P. Widmoser	186
Biozönotische Interaktionen U. Irmeler, R. Pöpperl, J. Schrautzer, K. Dierßen und B. Heydemann	187
Interökosystemare Wechselwirkungen R. Hingst, W. Kluge, H.-P. Blume, O. Fränzle und B. Heydemann	188
Umweltplanung und -bewertung R. Zölitz-Möller, M. Nachbar, H. Roweck, O. Fränzle, K. Dierßen, R. Horn und B. Heydemann	189

Vom Projektzentrum Ökosystemforschung zum Ökologiezentrum der Universität Kiel W. Windhorst, F. Müller, S. Hári, H.-P. Blume, K. Dierßen und O. Fränze	190
Forschungsverbund Agrarökosysteme München des GSF-Forschungszentrums und der Technischen Universität München-Weihenstephan (FAM)	191
Ein Weg zu einer umweltschonenden Landwirtschaft: Die Versuchstation Scheyern des Forschungsverbunds Agrarökosysteme München (FAM) J. Pfadenhauer, H. Albrecht, K. Auerswald und B. Janssen	192
Fernerkundung im FAM Bartel, J., J. Raupenstrauch, M. Wehrhan, T. Selige und R. Lenz	205
Estimating the variation of clay and water content of soils with a GPS supported EM38 survey H. Durlessen, H. Stanjek, K. Auerswald, H. Syring and A. Berktold	208
Determination of the spatial variability of water content in the shallow subsurface with GPR C. Sperl, S. Du and H. Stanjek	209
Einfluß landwirtschaftlicher Nutzung auf den Stoffbestand im Sickerwasser und Lateralabfluß M. Honisch, K. Weiß und C. Hellmeier	210
Kaliumdynamik hochversorgter Ackerböden des Tertiärhügellandes Kh. Weinfurtner	212
Phosphat in den Böden Scheyerns - Bilanz, Verfügbarkeit und Austrag im Oberflächenabfluß K. Weinfurtner und S. Weigand	213
Totholzhecken - Auswirkungen auf Bodenwasserhaushalt und Stoffaustrag S. Weigand, K. Auerswald und M. Kainz	215
Modelling the effect of soil density on nitrous oxide emissions from a potato-cropped soil C. Haberbosch, R. Ruser, R. Stenger, H. Flessa and E. Priesack	217
Struktur und Funktion von Nahrungsnetzen in Agrarböden mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität S. Mommertz, A. Lang, H. Mebes, A. Palojarvi, K. Winter und J. Filser	218
Auswirkungen von Flächenstillegungen auf die Populationsdynamik von Collembolen in einer ackerbaulich genutzten Braunerde K.-H. Mebes und J. Filser	219
Autorenverzeichnis	220

Eröffnung und Begrüßung

P. Fritz

Meine sehr geehrten Damen und Herren,

ich begrüße Sie ganz herzlich im Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ) zur Tagung der Ökosystem-Forschungszentren, die sich zu einem Verbund "TERN" (Terrestrial Ecosystem Research Network) zusammengeschlossen haben. Es ist zu einer schönen Gewohnheit geworden, daß sich die Vertreter der Zentren in zweijährigem Abstand treffen, neueste Ergebnisse zur Diskussion stellen und über das zukünftige Vorgehen beraten. Diese Gespräche erfolgen nicht nur zwischen den Angehörigen der Zentren, sondern mit den Vertretern der Wissenschaftspolitik des Bundes und der jeweiligen Länder, so z.B. des Bundesministeriums für Wissenschaft, Bildung, Forschung und Technologie sowie des Projektträgers Biologie, Energie und Ökologie, die ich bei dieser Gelegenheit besonders herzlich willkommen heiße.

"Das Ganze ist mehr als die Summe seiner Teile" - unter diesem Motto stand die Tagung vor zwei Jahren in München, und ich denke, dieses Motto ist heute und in Zukunft genauso aktuell. Es verweist auf das wichtigste Anliegen der Zentren, in interdisziplinärer Zusammenarbeit die ökosystemaren Zusammenhänge in Wäldern, Fluß- und Seenlandschaften, Agrarlandschaften und industriellen Ballungsräumen zu erforschen, die Wechselwirkungen zwischen Landnutzung, biologischer Vielfalt sowie Stoff- und Energieflüssen zu klären und daraus die notwendigen Schlüsse für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung dieser Ökosysteme zu ziehen. Die naturwissenschaftlich begründbaren Prozesse stehen also im Mittelpunkt des wissenschaftlichen Interesses. Seit einigen Jahren werden zunehmend mehr auch die Wechselwirkungen zwischen Mensch und Umwelt untersucht. Es ist zu prüfen, wie menschliche Einflüsse die betrachteten Ökosysteme verändern, und was aus anthropogener Sicht für die Erhaltung der Umwelt zu tun ist. Diesem Anspruch fühlt sich auch das Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle verpflichtet, das ähnliche Probleme untersucht und einer Lösung zuführt. Wichtig ist, daß Forschungseinrichtungen wie die Ökosystemzentren oder wie das UFZ offen gegenüber neu auftretenden Problemen sind, und darauf mit der nötigen Flexibilität reagieren. Dabei kommt es auf die enge Kooperation zwischen den Einrichtungen an, und ich denke, eine Veranstaltung wie diese trägt sehr zur gegenseitigen Information und zum Knüpfen neuer bzw. zur Festigung bestehender Kontakte bei. Ich hoffe, Sie fühlen sich in Leipzig und besonders hier im UFZ im Verlauf der kommenden Tage wohl. Ich wünsche Ihrer Tagung einen guten Verlauf sowie Ihnen und uns interessante Vorträge, Poster und Diskussionen.

Prof. Dr. P. Fritz
Wissenschaftlicher Geschäftsführer
des UFZ-Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH

Grüßwort des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie

H. Schulz

Sehr geehrte Damen und Herren,

im Namen des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie begrüße ich Sie sehr herzlich zur TERN-Tagung 1996. Ich freue mich auf die Vorträge und die Poster, die den heute erreichten Stand der terrestrischen ökosystemaren Forschung in den Zentren in Bayreuth, Göttingen, Kiel, Leipzig-Halle, Müncheberg und München darstellen.

Die staatlich geförderte Ökosystemforschung ist vor sieben Jahren aus der Notwendigkeit entstanden, traditionelle disziplinäre Forschungsansätze zu überwinden und um die komplexen, vielfach vernetzten und rückgekoppelten Prozesse in Ökosystemen besser zu verstehen. Mein Eindruck ist, daß sowohl in der Zusammenarbeit als auch im Verständnis der Ökosysteme viel erreicht worden ist. Interdisziplinäre Zusammenarbeit kann nicht verordnet werden, sie muß erlernt und geübt werden. Die von Ihnen gesammelten Erfahrungen zur interdisziplinären Zusammenarbeit sowie Ihre Anregungen zur Verbesserung der Bedingungen für interdisziplinäre Zusammenarbeit sind uns sehr willkommen. Für gelingende Interdisziplinarität verwendet MITTELSTRAß (1989) den Begriff Transdisziplinarität. „Transdisziplinarität läßt die disziplinären Dinge nicht einfach wie sie sind, sondern stellt - und sei es nur in bestimmten Problemzusammenhängen - die ursprüngliche Einheit der Wissenschaft wieder her.“ Ist dieser Schritt schon bei Ihrer ökosystemaren Forschung gelungen? Wie schätzen Sie die künftige Entwicklung ein? Ist dies an disziplinierten Hochschulen möglich? Wie Sie wissen, ist die Einrichtung der Ökosystemforschungszentrale gerade an den Universitäten als Modellversuch gestartet worden. Die Bewertung dieser neuen Forschungsstruktur durch den Wissenschaftsrat war durchweg positiv. Die Methoden der Ökosystemforschung halten zunehmend Einzug in die Arbeit von vielen im Bereich der Lebenswissenschaften tätigen Forschungseinrichtungen. Auch auf dem Weg, die Mechanismen und Funktionen von Ökosystemen besser zu verstehen, ist vieles erreicht worden. Die aktuelle Diskussion über die Ermittlung des Zustandes der Wälder zeigt, wie notwendig dieses ökosystemare Wissen ist und wie schwierig es ist, dieses Wissen zur Anwendung zu bringen.

Was sind die nächsten Schritte aus forschungspolitischer Sicht?

Notwendig erscheint mir eine stärkere Verknüpfung der grundlagenorientierten Arbeiten mit den Forderungen der Praxis zur Lösung anstehender Umweltprobleme. Wie können die vorrangig auf Erkenntnisgewinn orientierten Arbeiten der Ökosystemforschung in Zukunft stärker z.B. mit der forstlichen und der landwirtschaftlichen Praxis verknüpft werden? Es geht nicht allein um die Gewinnung und Bereitstellung neuen Wissens, die originäre Aufgabe der Wissenschaft, sondern verstärkt auch um die aktive Einbringung des Wissens in die praktische Anwendung, die Innovation im eigentlichen Sinne.

Entwickelt hat sich in Deutschland die Ökosystemforschung mit der Struktur, Funktion und der Dynamik repräsentativer Ökosysteme. Sie erforscht den Wasserhaushalt, die Stoff- und Energieflüsse, die Nähr- und Schadstoffflüsse und deren Wechselwirkungen. Sie geht den Beziehungen zwischen Artenvielfalt, Produktivität und Stabilität von Ökosystemen nach.

Künftig wird es darüber hinaus darum gehen, an der Definition von Leitbildern und Umweltqualitätszielen sowie Konzepten zur Erreichung dieser Ziele mitzuwirken. Notwendig ist die gleichgewichtige Einbeziehung ökonomischer und sozialer Faktoren. Hauptursache für die Umweltprobleme ist der Mensch, der seine Lebenswelt nicht mehr im Einklang mit der Natur gestaltet und durch sein Wohlstandsstreben die Umwelt belastet. Diese vom Menschen ausgehenden Belastungen werden sich bei wachsender Weltbevölkerung auch in Zukunft nicht vermeiden lassen. Aber die Wissenschaft kann dazu beitragen, Beeinträchtigungen der Funktionsfähigkeit der Ökosysteme frühzeitig zu erkennen, zu quantifizieren und gemeinsam mit den Verursachern Konzepte zur Vermeidung zu entwickeln. Wichtig ist dabei, die Dynamik des Systems, das ja auf Einwirkungen reagiert und sich weiterentwickelt, zu erkennen. Bewirtschaftungsstrategien müssen im Einklang mit dem Naturkräftepotential der Ökosysteme betrieben werden und eine Synthese von Ökologie und Ökonomie suchen. Das heißt für die künftigen Forschungsmaßnahmen des BMBF, die Entwicklung von Nutzungs- und Gestaltungskonzepten erhält Vorrang vor der allein auf Erkenntnisgewinn orientierten Ökosystemforschung.

Für die **Wälder** in Deutschland sollen, beginnend ab 1998, in ausgewählten Regionen Konzepte entwickelt werden, mit denen modellhaft demonstriert werden kann, daß ein standortgerechter Wald mit wiederhergestellter Vielfalt auch wirtschaftlich tragfähig sein kann. Es geht um den ziel- bzw. leitbildorientierten Waldumbau und neue Bewirtschaftungsformen.

Analog wird die BMBF-Forschungsförderung bei den **Agrarlandschaften** ausgerichtet werden. Sie wird sich ebenso wie die Waldforschung am Leitbild der Nachhaltigkeit orientieren. Ziel ist es, für konkrete Standorte Konzepte zu entwickeln, um die Landbewirtschaftung unter Berücksichtigung der ökonomischen und sozialen Aspekte so zu gestalten, daß Umweltprobleme verringert und ökologische Funktionen sowie die Artenvielfalt der Agrarlandschaften gefördert werden. Dabei reicht das vorhandene ökologische Grundlagenwissen weitgehend aus, um in Deutschland eine umweltschonende Landwirtschaft einzuführen. Allerdings wirft die Umsetzung einer nachhaltigen Landbewirtschaftung Probleme auf. Gegenstand künftiger Fördermaßnahmen des BMBF ist es deshalb, auf der Basis von vorhandenem ökologischen Grundwissen in Modellvorhaben vorrangig Wege für die Umsetzung dieses Wissens in konkreten Landschaften zu demonstrieren. Entscheidungsträger und Nutzer, auch Naturschutzbehörden sollen in die Forschungsarbeiten mit einbezogen werden. Es sollen gemeinsame Nutzungsstrategien entworfen und erprobt werden.

Wald- und Agrarlandschaft stehen in enger Wechselwirkung zueinander. Wirkungen in den großräumigen Landschaftshaushalt, in den sie eingebettet sind, sind in die Forschung einzubeziehen.

Lassen Sie mich abschließend noch etwas zu den **Finanzen** und damit auch zum Stellenwert der Umweltforschung insgesamt sagen. Mit sechs Prozent der gesamten FuE-Ausgaben des Bundes für die Umweltforschung und die Entwicklung von Umwelttechnologien nimmt Deutschland im europäischen Vergleich eine Spitzenposition ein. Es sind etwa eine Milliarde DM pro Jahr. Rund 400 Mio. DM davon stehen zur Projektförderung zur Verfügung, 600 Mio. DM werden in institutionell geförderten außeruniversitären Einrichtungen für die Umweltforschung eingesetzt.

Ein Ziel des neuen Umweltforschungsprogramms, das nun bis Anfang 1997 fertiggestellt werden soll, ist es, diese Mittel stärker als bisher auf solche Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zu konzentrieren, die problemlösungsorientiert angelegt sind, und die Anwender und Nutzer des Wissens und der neu entwickelten Technologien mit einzubeziehen.

Die stoffbezogene Forschung, die allein Belastungen der Umwelt feststellt, erhält geringere Priorität, Vorrang erhält die raum- und akteurbezogene Forschung. Raumbezogen heißt, für repräsentative Standorte anhand von Leitbildern aufzuzeigen, welche Handlungsmöglichkeiten zur nachhaltigen Gestaltung und Nutzung bestehen. Der akteurbezogene Forschungsansatz ist auf die Wirtschaft gerichtet. Im Rahmen der sozialen Marktwirtschaft ist die Suche nach Lösungen für umweltgerechtes Wirtschaften zu unterstützen.

Neben technologischen Lösungen bei den Produzenten sind künftig verstärkt auch Handlungsmöglichkeiten der Konsumenten einzubeziehen.

Im Umweltforschungsprogramm haben wir diese neuen Forschungsschwerpunkte unter dem Stichwort „Nachhaltig Wirtschaften“ zusammengefaßt.

Die Ökosystemforschung liefert für diese Forschung und technologische Entwicklung wichtige Grundlagen, indem sie Wissen über die natürlichen Stoffströme bereitstellt und ökologische Schranken aufzeigt, die bei menschlichen Eingriffen nicht überschritten werden dürfen, wenn ein Schaden vermieden und die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes erhalten werden soll.

Ich wünsche Ihrer Tagung einen guten Verlauf, viele anregende Gespräche insbesondere bei der Posterausstellung und innovative Ideen für die künftige Ausgestaltung Ihrer Forschung.

MinR H. Schulz

Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie

Literatur

MITTELSTRAß, J. (1989): Der Flug der Eule: Von der Vernunft der Wissenschaft und der Aufgabe der Philosophie. Frankfurt am Main.

**Forschungszentrum für Waldökosysteme
der Universität Göttingen
(FZW)**

Konzept und Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung

F.O. Beese

1 Hintergrund

Waldökosysteme nehmen fast ein Drittel der Gesamtfläche Deutschlands ein. Der weitaus größte Teil davon wird forstwirtschaftlich genutzt und dient der Produktion des nachwachsenden Rohstoffs Holz, einer umweltverträglichen Ressource, deren Bedeutung bei rapide wachsender Weltbevölkerung weiter steigen wird, deren Nachlieferung aufgrund sich wandelnder klimatischer und nichtklimatischer Faktoren aber eher zurückgehen wird (IPCC 1995, BURSCHEL 1995).

Betrachtet man den Nutzungswandel (RÖHRIG 1994, KÖPF 1995, SPERBER 1995), der während der Lebenszeit der letzten Baumgeneration abgelaufen ist, und sieht man sich die deutlichen Veränderungen des physikalischen und chemischen Klimas mit ihren Wirkungen auf die Böden der Waldökosysteme an, so muß man zu dem Schluß kommen, daß das Postulat der Unveränderlichkeit der Standortbedingungen, d.h. das wohlbekannte v. PFEILSCHE „Ehernes Gesetz des Standorts“, auf dem sowohl die Forstwirtschaft der vergangenen ca. 200 Jahre als auch der Naturschutz fußt, als nicht tragfähig angesehen und verworfen werden muß. Diese Erkenntnis bedeutet aber auch, daß die bisher übliche statische Betrachtungsweise nicht länger die Basis für die zukünftige Nutzungsplanung von Waldökosystemen sein darf. Vielmehr muß der Standort als eine dynamische, sich wandelnde Größe angesehen werden, eine Größe, die auch der Mensch direkt oder indirekt innerhalb kurzer Zeiträume wirkungsvoll verändern kann, wie die vielfältigen Untersuchungen zur Klärung der Waldschäden gezeigt haben (ULRICH 1991). Diese Veränderungen und ihre Ursachen sind heute weitgehend kalkulierbar und lassen sich somit nicht nur in Prognosen zukünftiger Entwicklungen einbeziehen, sondern auch zur Ableitung gezielter Regradationsmaßnahmen einsetzen, das sind Maßnahmen, die abgelaufene und ablaufende Degradationsprozesse stoppen oder umkehren. D.h. es lassen sich heute Nutzungsstrategien entwickeln, die die Dynamik der Standortbedingungen einschließen.

Soll dieses Ziel allerdings erreicht werden, müssen zum einen *Leitbilder (Maßstäbe)* gesetzt werden, anhand derer die Nutzung und die von ihr möglicherweise ausgehenden Veränderungen bewertet werden. Diese Maßstäbe dürfen nicht, wie in der Vergangenheit, überwiegend produktionsorientiert oder, wie dies häufig der Fall war, allein auf die Bäume beschränkt sein, sondern sie müssen auch die anderen *Funktionen* von Wäldern gleichberechtigt mit einbeziehen. Weiter müssen durch die von genutzten Waldökosystemen ausgehenden Belastungen terrestrischer und aquatischer Nachbarsysteme sowie des Grundwassers und der Atmosphäre berücksichtigt werden. D.h. zukünftige Nutzungen sollen nicht nur *nachhaltig* sein, sie müssen auch *umweltschonend* sein. Dies können sie nur sein, wenn sie im o.g. Sinne *standortgerecht* sind. Die Ableitung von Maßstäben allein genügt jedoch nicht, sondern es muß auch ein praktikables Instrumentarium entwickelt werden, das die Umsetzung der Ziele in der forstlichen Praxis möglich macht. Hierfür gilt es, ein *Indikatorsystem* zu entwickeln, das weit über die bisher verfolgten Ansätze hinausgeht und eine multifunktionelle Waldnutzung zugrundelegt.

2 Multifunktionelle Waldnutzung

Die 'Modernität' der Forstwissenschaft und der Forstwirtschaft in den vergangenen ca. 200 Jahren lag zum einen in der Definition der *Nachhaltigkeit* als Leitbild der Bewirtschaftung und zum anderen in deren erfolgreicher praktischer Umsetzung. Das Instrument für die Umsetzung des überwiegend an der Produktion orientierten Leitbildes waren die Ertragstabellen für gleichaltrige Reinbestände, mit deren Hilfe es möglich war, auf betriebs- und volkswirtschaftlicher Ebene zu planen, um den großen Holzbedarf der Bevölkerung in erheblichen Anteilen zu decken. Andere Funktionen des Waldes waren zwar bekannt und wurden als „Sozialfunktionen“ beschrieben, gingen aber nicht in ein einheitliches und umfassendes Bewertungskonzept ein.

In den letzten Jahren ist deutlich geworden, daß der bisher verfolgte Ansatz zu kurz greift. Er war nicht geeignet, die z.T. dramatische Veränderung der Waldzustände zu erkennen oder gar vorherzusagen. Er gibt auch keine Antwort - da statisch - auf die zum Teil erheblich verbesserten Wuchsleistungen aufgrund von Stickstoffeinträgen. Er ist nicht dazu ausgelegt, um heterogen aufgebaute Wälder zu bewerten. Er gibt keine Antwort auf die überall erkennbare Reduktion der biotischen Diversität auf Arten- und Ökosystemebene infolge der flächendeckenden Versauerung und N-Eutrophierung, und er gibt keine Antwort auf die von Waldökosystemen ausgehenden Belastungen benachbarter Systeme infolge von Störungen der

Regelungsleistungen des Stoffhaushaltes von Wäldern infolge nutzungs- oder klimabedingter Einwirkungen. Darüber hinaus wird die Rolle, die der Wald im kulturellen und sozialen Bereich spielt, nicht hinreichend berücksichtigt und nicht in die volkswirtschaftliche Gesamt-Kalkulation einbezogen. Diese evidenten Mängel machen es erforderlich, die Multifunktionalität der Waldökosysteme zur Definition eines neuen Leitbildes heranzuziehen.

Eine *multifunktionelle Waldnutzung*, d.h. eine standortgerechte, nachhaltige und umweltschonende Waldnutzung, muß, wenn sie ein tragfähiges Konzept für die Zukunft sein soll, die *vier Hauptfunktionen von Wäldern* als gleichberechtigte Elemente enthalten. Diese sind die *Regelungsfunktion*, die *Lebensraumfunktion*, die *Nutzungsfunktionen* (Produktions- und Informationsfunktion) und die *Kultur- und Sozialfunktion*. Nur wenn dies gelingt, kann das Ziel der Erhaltung oder Wiederherstellung der abiotischen und biotischen Lebensgrundlagen unserer Waldlandschaften bei deren gleichzeitiger ökonomischer Nutzung erreicht werden. Nur so können stabile rurale Gesellschaften unter Wahrung ihres kulturellen Erbes bestehen bleiben oder neu entstehen.

Das Leitbild der *multifunktionellen Waldnutzung* fußt auf den ökologischen Prinzipien der Abfallverwertung, der Symbiose, der Diversität, der Elastizität und Resilienz und des Fließgleichgewichts. Es läßt sich durch vier Thesen umreißen, die das übergreifende Leitbild beschreiben und welche als Maßstäbe für die zukünftige Nutzung dienen können:

These 1:

Eine multifunktionelle Waldnutzung führt zur Verminderung der Stoffbelastung von Nachbarsystemen durch die

- Reduktion von Entkoppelungsprozessen des Stoff- und Energieumsatzes
- Synchronisation von Abbau-, Umbau- und Aufbauprozessen lebender und toter Biomassen
- Minimierung der Bodendegradation

Leitsatz: Erhaltung oder Wiederherstellung der Regulationfunktion der Waldökosysteme

These 2:

Eine multifunktionelle Waldnutzung führt zur Sicherung der biotischen Diversität auf Arten- und Biotopniveau und damit verbunden zu erhöhter Elastizität und Resilienz der Waldökosysteme durch die

- Vielfalt der Wälder in ihrer zeitlichen und räumlichen Anordnung
- Schaffung von Mischbeständen
- Erhaltung oder Wiederherstellung der Bodenstruktur
- Erhaltung oder Wiederherstellung stabiler chemischer Bodenzustände
- Einrichtung nicht genutzter Ausgleichsflächen und Schutzzonen
- Verminderung oder Reduktion der Zufuhr toxischer Stoffe

Leitsatz: Erhaltung oder Wiederherstellung der Lebensraumfunktion von Waldökosystemen

These 3:

Eine multifunktionelle Waldnutzung führt zur Steigerung der Effizienz des Einsatzes der zur Produktion notwendigen Ressourcen durch die

- Reduzierung von Stoff- und Energieverlusten (Kreislaufwirtschaft)
- Eliminierung bzw. Ausgleich von Stoffdefiziten
- Reaktivierung oder Förderung von Prozessen der Selbstregulation
- Optimierung des Wald- und Bodenschutzes
- ressourcenschonende Bewirtschaftung

Leitsatz: Langfristige Erhaltung oder Wiederherstellung der Nutzungsfunktion von Waldökosystemen unter Berücksichtigung ökonomischer, ökologischer, sozialer und kultureller Gegebenheiten

Andere Nutzungsfunktionen und Schutzfunktionen werden unter die erstgenannten Haupt-Funktionen eingereiht.

These 4:

Eine multifunktionelle Waldnutzung führt zur sozialen Stabilisierung ländlicher Gesellschaften und dient dem Wohl der gesamten Bevölkerung durch die

- Produktion nachwachsender Rohstoffe
- Sicherung von Arbeitsplätzen und Einkommen
- Erhaltung ländlicher Kulturlandschaften
- Erhaltung der Sozialfunktionen der Wälder
- Bewahrung des kulturellen Erbes

Leitsatz: Erhaltung oder Wiederherstellung der Sozial- und Kulturfunktionen von Waldökosystemen

3 Indikatoren

Das vorstehend umrissene Konzept der multifunktionellen Waldnutzung ist komplex wie die Waldökosysteme, für die es angewendet werden soll. Um Entscheidungen treffen zu können und um zu handeln, muß zum einen die Vielzahl der möglichen Informationen systematisiert und zum anderen zu handhabbaren Größen verdichtet werden. Es sind *Indikatoren* abzuleiten, aus denen sich der aktuelle Zustand oder die Entwicklung des Systems ablesen und bewerten lassen. Gelingt es, für Waldökosysteme die „richtigen“ Indikatoren auszuwählen, genügt ein Bruchteil der verfügbaren Daten, um damit die Systeme zu beschreiben oder aufzuklären (SRU 1994, SCHELLNHUBER 1995).

Reale Systeme bestehen aus einer Vielzahl von Elementen und Prozessen, die in einem Wirkungsgefüge eng miteinander verknüpft sind. Sie lassen sich durch verschiedene Methoden beschreiben und vermessen. Um die Vielfalt überschaubar und auch handhabbar zu machen, wird in der Regel ein vereinfachtes Modell erstellt, das die Realstruktur bewahrt und die Prozesse im gewünschten Umfang beschreibt. Eine Bodenkarte, wie sie im Rahmen der forstlichen Standortkartierung aufgenommen wird, ist ein Beispiel für ein solches Modell. Sie enthält nicht nur die Höhenlinien, die lediglich ein vereinfachtes „Modell“ der Topographie darstellen, sondern mit der räumlichen Verteilung der „Bodentypen“ enthält sie hochaggregierte Indikatoren der auftretenden Böden, ihrer Flächenanteile und ihrer Vergesellschaftung. Im Bodentyp ist nicht nur ein fest umrissenes vertikales Muster der Zustandsgrößen von Böden enthalten. Es gehen auch die langjährige Entwicklung der Böden und die damit verbundenen physikalischen, chemischen und biotischen Prozesse ein. Der aktuelle chemische Zustand von Böden wird jedoch, wie wir heute wissen, durch den Bodentyp nicht hinreichend gut beschrieben. Der Bodentyp stellt vielmehr einen schlechten Indikator für den Zustand der Bodenlösung und für den Pool mineralisierbarer Ionen dar. Dieses Beispiel soll deutlich machen, daß es also entscheidend darauf ankommt, die „richtigen“ Indikatoren für das jeweils zu lösende Problem zu ermitteln.

4 Klassifikation von Indikatoren

Ökosysteme stellen Biosysteme hoher Aggregation dar, in denen nutzungsbedingte Eingriffe auf unterschiedlichen Ebenen wirksam werden können. Es muß daher jeweils entschieden werden, auf welcher Ebene Indikatoren zur Beschreibung und Bewertung von Änderungen des Systems sinnvoll abgeleitet werden können. Dafür ist von grundsätzlicher Bedeutung, daß von Ebenen mit höherer Auflösung (geringerer Aggregation) kein wissenschaftlich befriedigend begründbarer Schluß auf die Erkenntnisziele höher aggregierter Ebenen möglich ist. Von gleicher grundsätzlicher Bedeutung ist, daß die Erkenntnisse auf Ebenen höherer Aggregation die Erkenntnisse auf Ebenen höherer Auflösung (niedriger Aggregation) in sich aufnehmen müssen. Da die Ökosystemforschung auf verschiedenen Ebenen von Biosystemen angesiedelt ist, hat sie entsprechend auch über verschiedene Ebenen zu integrieren. Ökosystemare Aussagen müssen den biochemischen, physiologischen, populationsdynamischen und geo/pedologischen Kenntnisstand in sich enthalten und dürfen diesem nicht widersprechen (ULRICH 1987). Wie sich diese Zusammenhänge auf der Prozeßebene zu einem Ganzen zusammenfügen lassen, hat ULRICH (1994b), in einer integrativen Ökosystemtheorie dargelegt, die auf einer Hierarchie der Prozesse in Waldökosystemen aufbaut. Daraus folgt, daß Indikatoren auf verschiedenen Ebenen benötigt werden. Auf jeder der genannten Ebenen läßt sich für die Beschreibung und die Bewertung der nutzungsbedingten Veränderungen eine Hierarchie von Indikatoren aufstellen (SCHELLNHUBER 1995).

Die einfachsten Indikatoren sind die des einfach-analytischen Typs. Systemar-normative Indikatoren bilden die Spitze der Hierarchie. An einigen Beispielen soll diese Gliederung nachfolgend erläutert werden.

Analytische Indikatoren dienen der Beschreibung von Zuständen und Funktionen. Sie sind *nicht* bewertend, können aber quantitativ sein und unterscheiden nur zwischen groß und klein, positiv oder negativ usw.. Einfache analytische Indikatoren sind z.B. einzelne Systemgrößen, die sich beobachten oder messen lassen und die sich in eine Skala oder in ein Spektrum von Möglichkeiten einordnen lassen. Als Beispiele sind die Stickstoffkonzentration in Blättern oder Böden oder die Konzentration eines Schadstoffs in den Niederschlägen zu nennen.

Zusammengesetzte Indikatoren ergeben sich, wenn Systemgrößen miteinander kombiniert werden und dadurch eine zusätzliche Aussage über das System möglich wird. Beispiele dafür sind die Depositionsraten von Säuren, die sich aus verschiedenen Prozessen ergeben, oder die Bioverfügbarkeit von Nähr- und Schadstoffen in Böden, die durch die physikochemischen Eigenschaften des jeweiligen Stoffes, die Eigenschaften der Böden und die Eigenschaften und Verteilung der Aufnahmeorgane bestimmt werden. Eine Weiterung in der Komplexität wird erreicht, wenn man die Ökotoxizität von Stoffen betrachtet, die neben der Bioverfügbarkeit auch noch die Reaktion des betroffenen Organismus auf die Belastung mit einschließt. Zusammengesetzte Indikatoren erhält man in der Regel durch die Addition von Beobachtungs- oder Meßgrößen.

Systemare Indikatoren sind solche, die nicht aus der Addition einfacher Indikatoren ableitbar sind, sondern in komplexer, oft nicht im einzelnen durchschaubarer Weise Indikatoren der ersten und zweiten Kategorie verknüpfen. Systemare Indikatoren zeigen Systemeigenschaften wie Komplexität, Diversität, Stabilität, Elastizität, Resilienz, Vernetztheit, Entwicklungspotential usw. an. Die Biodiversität läßt sich nicht allein anhand der Zahl der in einem Ökosystem enthaltenen Organismen oder Arten messen. Vielmehr müssen die Funktionen innerhalb des Nahrungsnetzes, die Rolle am Stoffumsatz des Ökosystems und die Rolle für den Erhalt des Systems oder dessen Reproduktion mit in die Betrachtung einbezogen werden. Als Elastizität wird das Schwingen von Systemgrößen um einen stationären Zustand bezeichnet. Sie kennzeichnet die Fähigkeit eines Ökosystems, sich innerhalb bestimmter Grenzen an schwankende Randbedingungen anzupassen, ohne daß es dabei zu irreversiblen Veränderungen des Systems kommt, d.h. die Organismengesellschaft nicht verändert wird. Für systemare Indikatoren gibt es keine direkten Meßgrößen. Sie müssen vielmehr aus anderen Größen abgeleitet werden. Für den letztgenannten Fall können z.B. die Kenntnis der möglichen Pufferreaktionen des Systems, ihre Raten und Kapazitäten bei den am Standort gegebenen Depositionen als Indikator Verwendung finden.

Normative Indikatoren werden dann benötigt, wenn Menschen aus ethischen, sozialen, ökonomischen oder politischen Gründen eine Bewertung vornehmen. Normative Indikatoren geben Auskunft über die *Qualität* des Systems oder über die *Richtigkeit* der Systementwicklung aus der *Sicht des Menschen*. Es ist an dieser Stelle zu betonen, daß die Naturwissenschaften allein keine normativen Indikatoren für Ökosysteme liefern. Zwar ist die Kenntnis um Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge unverzichtbar für die Ableitung der Normen, doch sagen die Zusammenhänge nichts über das notwendige Handeln. Dieses ist beeinflusst von der Risikobereitschaft der Menschen (HONNEFELDER 1993). Aus einem beschriebenen Waldzustand kann dann ein Waldschaden werden, wenn der Zustand von einem möglichen oder gewünschten Zustand negativ abweicht und sich daraus ökonomische oder ökologische „Schäden“ ableiten lassen.

Wie die analytischen Indikatoren können auch normative Indikatoren auf verschiedenen Aggregationsstufen und Komplexitätsgraden abgeleitet werden. Durch gesellschaftliche Zielvorstellungen, d.h. durch die Schaffung von bewertenden Maßstäben lassen sich analytische in normative Indikatoren verwandeln. So wird durch die Setzung eines Grenzwertes aus einem analytischen Indikator, wenn er diesen Grenzwert überschreitet, ein normativer Indikator, der einen Zustand als schlecht oder als gefährlich bewertet und der damit als unerwünscht angesehen wird. Aus dieser Ableitung wird deutlich, daß die Indikatoren, die für die multifunktionelle Waldnutzung benötigt werden, normativen Charakter haben und somit keine Naturkonstanten darstellen, sondern vom Menschen gezielt zur Befriedigung seines Nutzungsanspruches oder zur Daseinsvorsorge eingesetzt werden.

5 Belastbarkeit von Waldökosystemen

Ein normativer, systemarer Indikator von Waldökosystemen ist deren Belastbarkeit mit Fremdstoffen. Anhand dieses Indikators soll beispielhaft gezeigt werden, wie der multifunktionelle Ansatz für die Bereiche der Regelungs- und Lebensraumfunktionen realisiert werden kann.

6 Ökologische Grenzen der Belastbarkeit

Sollen die in vielen Orten sichtbaren Degradationen der Waldökosysteme vermindert oder beseitigt werden, ist es unumgänglich, die Belastungen an den *jeweiligen Standorten* zu erfassen, ihre Wirkungen in den

Ökosystemen zu ermitteln und diese in Relation zu der Belastbarkeit des Systems zu bewerten. Zur Vermeidung von Degradation reicht es jedoch nicht aus, allein deren Ursachen naturwissenschaftlich aufzuklären und dann die Symptome zu beseitigen, es müssen darüber hinaus die ökonomischen Triebkräfte in die lokalen, regionalen und globalen Vermeidungs- und Sanierungsstrategien einbezogen werden. Degradationen sind das Resultat von *Überlastungen* der jeweiligen Ökosysteme. Ein *Bewertungsrahmen*, der es erlaubt, vom Menschen verursachte Veränderungen zu quantifizieren und sie im Hinblick auf den Erhalt der natürlichen Strukturen und Funktionen und auf eine nachhaltige Nutzbarkeit zu bewerten, muß daher auf der Quantifizierung der Belastungen und der Belastbarkeit des Systems aufbauen.

Das hierzu vorgeschlagene Konzept fußt auf „kritischen Einträgen“, „kritischen Eingriffen“ und „kritischen Austrägen“, das sind Energie-, Materie- oder Informationsflüsse über die jeweiligen Systemgrenzen hinweg, welche im Ökosystem „kritische Zustände“ hervorrufen. Als kritisch werden dabei Zustände bezeichnet, bei denen eine Überlastung des Systems auftritt und deren Folge Degradationen sind. Das hier vorgestellte Konzept stellt eine Erweiterung des „critical loads“-Konzepts (NIELSSON 1986) dar, wie es im Zusammenhang mit den Luftverunreinigungen und deren Deposition in Wäldern entwickelt worden ist (BEESE 1992, WBGU 1994). Bisher war das Konzept allein auf den stofflichen Bereich beschränkt und hat Anwendung für die Versauerung und die Stickstoff-Eutrophierung gefunden.

Folgende Indikatoren sind für die Anwendung des Konzepts für Waldökosysteme zu bestimmen:

Kritische Konzentrationen (critical levels) und kritische Einträge (critical loads)

Beim Überschreiten von Grenzkonzentrationen (z.B. O₃ oder SO₂, NH₃, NO_x können direkte Schäden an Organen von Pflanzen auftreten, man spricht dann von kritischen Konzentrationen, die es zu vermeiden gilt. Ein typisches Beispiel hierfür sind die durch SO₂ verursachten Rauchschiäden.

Als Beispiele für kritische Einträge können Depositionen von Säuren, Schwermetallen, Organika, Salzen oder von Nährstoffen (N) gelten. So orientiert sich der kritische Eintrag von Säuren an der Pufferrate von Böden im ökotoxikologisch unschädlichen Bereich. Unter pH 4.2 ist die Pufferrate aufgrund der starken Auflösung von Tonmineralen in der Regel sehr hoch; es werden dabei aber Kationensäuren (Al³⁺, Fe³⁺) freigesetzt, die toxisch auf Pflanzen und Bodenorganismen wirken.

Während bei der Pufferung (Indikator für die Regelungsfunktion) ein bodeninterner Prozeß zur Festlegung des kritischen Eintrags herangezogen wird, sind es beim Eisen und Aluminium (Indikatoren für die Lebensraumfunktion) eine Menge oder eine Konzentration, d.h. Zustandsgrößen, die der Bewertung dienen.

Beim Stickstoff kann der kritische Eintrag nicht nur an bodeninternen Zuständen, sondern auch am Austrag bemessen werden. Aufgrund von Grenzwerten für die Trinkwasserqualität können bei Stickstoff-Übersättigung von Ökosystemen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auftreten, die über den gesetzlich festgelegten Richtwerten liegen. In beiden Fällen muß die Zufuhr entsprechend gedrosselt oder vermieden werden, bis die Austräge nicht mehr kritisch sind. Im zweiten Falle wird das System selbst zwar nicht degradiert, aber seine Regelungsfunktion wird überlastet, was negative Folgen für die Nachbarsysteme hat. In den Tabellen 1 und 2 sind die kritischen Einträge für H⁺, S und N für verschiedene Standorte zusammengefaßt. Während für die H⁺-Einträge bereits gute Grundlagen bestehen, werden die N-Daten noch stark diskutiert.

Tab. 1: Kritische Eintragsraten für Säure und Schwefel in Abhängigkeit von der Verwitterungskapazität von Waldböden (ACID RAIN 1995)

	Minerale, die die Verwitterung bestimmen	Ausgangsgestein	Säure-Input (kmol, H ⁺ /km ² .a)
1	Quarz/ K-Feldspat	Granit, Quarzit	<20
2	Muskovit, Plagioklase, Biotit (<5%)	Granit, Gneis	20-50
3	Biotit Amphibole (<5%)	Granodiorit Grauwacke Schiefer Gabbro	50-100
4	Pyroxene Epidot, Olivin (<5%)	Gabbro Basalt	100-200
5	Karbonate	Kalkstein	>200

Tab. 2: Kritische Eintragsraten für Stickstoff in verschiedene Ökosysteme (kg N/ha.a) (ACID RAIN 1992)

Weichwasser Seen	5-10	xxx
Mesotrophe Moore	20-35	xx
Obrotrophe Moore	5-10	x
Kalkhaltiges artenreiches Grasland	14-25	xxx
Neutrales artenreiches Grasland	20-30	xx
Montanes/subalpines Grasland	10-15	x
Trockene Heide (Tiefland)	15-20	xxx
Feuchte Heide (Tiefland)	17-22	xxx
Calluna Heide (Hochland)	7-20	x
Arktische und montane Heiden	5-15	x
Bodensaure Nadelwälder	10-20	xxx
Bodensaure Laubwälder	<15-20	xx
Mischwälder auf Kalkböden	15-20	xx

xxx verlässlich; xx recht verlässlich; x beste Schätzung

Kritische Eingriffe (critical operations)

Hierbei handelt es sich um physikalische Eingriffe, wie Zerschneidungen, Verdichtungen und Versiegelungen, Bodenbearbeitungen und um biotische Eingriffe, wie z.B. waldbauliche, die zu kritischen Veränderungen der Struktur und der Funktionen der Waldökosysteme führen. Auch sie können kritische Austräge hervorrufen.

Als Beispiel für einen physikalischen Eingriff seien Verdichtung und Deformation infolge von Erntemaßnahmen genannt. Hierfür gilt es, zukünftig die bodeninternen kritischen Zustände für die Durchwurzelbarkeit durch verschiedene Baumarten festzulegen, die nicht über- bzw. unterschritten werden dürfen. Auch die Wasserleitfähigkeit kann durch Verdichtung so stark verändert werden, daß es bei Starkregenereignissen zu Oberflächenabfluß und damit zur Erosion kommt. Für diesen Fall kann die Überschreitung kritischer Austräge (Bodenverlust) als indirekter, grober Indikator zur Bewertung herangezogen werden.

Als Beispiel für biotische Eingriffe sind die Kahlschläge zu nennen. Die vorübergehende Zerstörung der Vegetation kann kritische Zustände in den Böden induzieren, in deren Folge Wasser- oder Winderosion und verstärkte Hangrutschung sowie Nährstoffverluste auftreten. Hier sollte der Eingriff so gestaltet werden, daß es nicht zu Überlastungen der Böden kommt, z.B. durch Lochhiebe, Einzelbaumernten und ungleichalte Bestände. Aber auch der Biomasseexport kann bereits kritisch sein, wenn die verfügbaren Vorräte im Boden so gering sind, daß kein leistungsfähiger neuer Bestand daraus aufgebaut werden kann.

Auch die Ansiedlung von nicht an die Standortbedingungen angepaßten Baumarten ist diesem Bereich zuzuordnen, wobei die Einbringung von fremdländischen Baumarten nicht in jedem Fall als negativ angesehen werden darf, da die biotische Vielfalt positiv beeinflusst werden kann.

Für die Bereiche der mechanischen Belastung, der Bodenverdichtung und der Bodendeformation lassen sich die kritischen Eingriffe aus dem Vergleich der tatsächlichen mechanischen Belastbarkeit der Böden mit den maximal auftretenden mechanischen Lasten z.B. von Traktoren, Erntemaschinen ableiten. Hierzu ist die Ermittlung des mittleren Kontaktflächendruckes der Maschinen sowie der Berechnung des "Vorbelastungswertes" (=Eigenstabilität des Bodens) notwendig. Als Indikatoren für Gefügezerstörung sind das reduzierte Eindringvermögen für Wurzeln oder deren nicht mehr gesicherte Sauerstoffversorgung zu nennen.

Kritische Zustände und Funktionen (critical states and functions)

Kritische Zustände und Funktionen in Waldökosystemen treten auf, wenn sich aufgrund von stofflichen, mechanischen oder biotischen Belastungen (Einträge, Eingänge und Austräge) die physikalischen und chemischen Zustände dauerhaft verändern, oder wenn sich Pflanzen-, Tier- und Mikroorganismengesellschaften (biotische Zustände) so verändern, daß die Produktivität, Stabilität und biologische Vielfalt negativ beeinträchtigt werden.

Als strukturelle Indikatoren seien die Scherwiderstände, die Lagerungsdichte, die Porenverteilung und -form, der Humusvorrat, die Basensättigung, die Qualität der Bodenlösung, die Zusammensetzung und Masse der Organismengesellschaft oder die Vorräte und Konzentrationen von Nähr- und Schadstoffen genannt. Wichtig für die Beurteilung der Waldökosysteme im Hinblick auf ihre Stabilität und Elastizität haben sich die Basensättigung des Austauschers (ULRICH 1995a), und die Verhältnisse von B-Kationen zu Aluminium in der Bodenlösung erwiesen (CRONAN UND GRIGAL 1995). Indikatoren sind z.B. in den Tabellen 3 und 4 dargestellt. Kritische Funktionen können die Pufferraten, die Verwitterungsraten, die N-Mineralisation, die

Dekomposition, der Wasser- und Gastransport, die Druckkompensation oder das Wachstum von Pflanzen und Bodenorganismen sein.

Tab. 3: Soll-Werte für den Anteil von B-Kationen* am Austauscher
*B-Kationen (Na⁺, K⁺, Mg⁺⁺, Ca⁺⁺) (ULRICH 1995)

Feldahorn	90%
Bergulme, Esche, Winterlinde	70%
Spitzahorn, Kirsche	60%
Bergahorn, Hainbuche	50%
Buche, Eiche, Fichte, Tanne, Douglasie, Kiefer	>30%

Tab. 4: Risikoschätzung im Hinblick auf Baumwachstum und Nährstoffversorgung bei unterschiedlichen Ca/Al-Verhältnissen (molar) (CRONAN UND GRIGAL 1995)

		Ca/Al in der Bodenlösung
50% Risiko		<1.0
70% Risiko		<0.5
100% Risiko		<0.2
4 Indikatoren für die potentielle Schädigung von Wäldern:		
B-Kationen an KAK		<15%
Bodenlösung	Ca/Al	<1
Feinwurzel	Ca/Al	<0.2
Blätter und Nadeln	Ca/Al	<12.5

Generell muß festgestellt werden, daß die *Ableitung von kritischen bodeninternen Zuständen noch nicht weit entwickelt ist*. Zwar liegen für Schadstoffkonzentrationen oder Elementverhältnisse Richtwerte vor, die sich im wesentlichen aber auf die mögliche Belastung der Menschen über die Nahrungskette oder auf den Gesundheitszustand von Bäumen beziehen. Für die Bewertung von Systemfunktionen jedoch liegen bisher nur wenige verbindliche Werte vor. Noch schlechter sieht die Situation im biotischen Bereich aus, wo zwar Indikatorpflanzen und Indikatorpflanzengesellschaften für bestimmte Standortparameter definiert wurden, für Tier- und Mikroorganismengesellschaften jedoch bestehen bisher keine sicher anwendbaren Kriterien. Auch ist wenig über die Empfindlichkeit und die Geschwindigkeit bekannt, mit der die bisher verwendeten biotischen Indikatoren auf Veränderungen der Standorteigenschaften reagieren.

Kritische Austräge (critical losses)

Kritische Austräge sind Austräge von Stoffen oder Organismen, die kritisch für die Ökosysteme werden können oder die kritische Einträge für Nachbarsysteme darstellen. Die daraus resultierenden Belastungen müssen für jeden „Empfänger“ (Mensch, Tiere, Grundwasser, Atmosphäre, terrestrische und aquatische Nachbarsysteme) gesondert bewertet werden. Sie können limitierend für gewisse Nutzungen sein, ohne daß die Ökosysteme selbst degradiert werden, z.B. Nitratbelastungen von Grundwässern (Trinkwasser). Kritische Austräge, die das System selbst belasten, sind z.B. die Erosion und der Nährstoffverlust.

Während die kritischen Belastungen durch Einträge und Eingriffe bisher noch wenig festgelegt sind, gibt es bei den Austrägen bereits einige praktische Beispiele. Da der Mensch direkt über Trinkwasser oder Nahrungsmittel betroffen ist, liegen Richtwerte vor, die auch international festgeschrieben sind (EU, WHO). Dies führt zu der Situation, daß z.B. die Einträge und Eingriffe überwiegend deshalb kritisch sind, weil über die Austräge die Menschen betroffen werden. Es gibt aber auch andere Fälle. So läßt sich z.B. der kritische Bodenverlust durch Abtrag (Austrag) an der Neubildungsrate von Böden (Verwitterungsrate) bemessen, oder die Freisetzung des klimarelevanten Spurengases N₂O an der Art, Intensität und Verteilung der N-Einträge.

Das hier vorgestellte „critical loads“-Konzept ist für terrestrische Ökosysteme vielseitig einsetzbar. Das Konzept hat den großen Vorteil, daß es dynamisch ist, d.h. daß die Zeit als wichtige Größe bei der Definition einbezogen wird, und daß es den Standort als Faktor für die Vielfalt der Wechselwirkungen innerhalb von Landschaften enthält. Damit besteht die Möglichkeit, nicht nur die Regelungsfunktion sondern auch die Lebensraum- und Nutzungsfunktion mit zu berücksichtigen.

7 Die Stoffbelastung von Waldökosystemen

Depositionen von Säuren und Nährstoffen sowie die Deposition oder der Eintrag toxischer Substanzen stellen chemische Belastungen von Waldökosystemen dar. Die Belastungen sind durch starke lokale Unterschiede gekennzeichnet und häufig an Emittenten und bestimmte Landnutzungspraktiken gebunden. Daneben treten aber auch Stoffe auf, die eine weite, übergreifende Verbreitung haben. Bei den sauren Depositionen spielen nicht nur die Verbreitung der Emittenten, sondern - wie oben gezeigt wurde - auch Standortunterschiede eine große Rolle. Topographische Besonderheiten, aber auch die Struktur der Vegetation haben einen maßgeblichen Einfluß auf die Art und die Raten der deponierten Stoffe.

Das Übersehen der Interzeptionsdeposition in Pflanzenbeständen (Filtereffekt) hat über lange Zeiten zu einer starken Unterschätzung der Belastungen von Wäldern geführt und muß als eine der Ursachen dafür angesehen werden, daß die Bedeutung der Deposition für die Stabilität von Waldökosystemen erst spät richtig erkannt wurde (ULRICH 1979). Zwar haben sich die Kenntnisse über die Stoffbelastungen in den vergangenen 15 Jahren erheblich verbessert, aber immer noch stellen die trockenen Depositionen unsichere Größen dar, wenn es darum geht, Aussagen über die Stoffbelastung bestimmter Standorte und Regionen zu machen.

Die Belastbarkeit eines Standorts hängt neben den Raten, mit denen ein Stoff eingetragen wird, sowie dessen physikalischen und chemischen Eigenschaften auch davon ab, wie der jeweilige Stoff im Ökosystem transportiert und transformiert wird, d.h. von den ökosysteminternen Eigenschaften. Die Bioverfügbarkeit stellt die Voraussetzung dar, ob der Stoff von den jeweiligen Organismen aufgenommen wird und in diesen gegebenenfalls toxische Wirkungen entfalten kann. Die Interaktionen der Einzelprozesse beeinflussen wiederum die Raten, mit welchen Stoffe in Nachbarsysteme transportiert werden und diese gegebenenfalls belasten. Diese kurze Darstellung macht deutlich, daß für die Abschätzung der Belastbarkeit durch Stoffe eine genaue Kenntnis der internen Abläufe unumgänglich ist, besonders dann, wenn Langzeitfolgen zu bewerten sind. Diese Kenntnisse müßten an ausgewählten Standorten mit der notwendigen Intensität erworben werden.

Will man dagegen auf größeren Flächen (beispielsweise auf Landschaftsebene) zu verwendbaren Indikatoren für die Belastbarkeit gelangen, so müssen aggregierte Strukturen und Funktionen als Indikatoren abgeleitet werden, die jedoch auf den vorgenannten Kenntnissen fußen, z.B.: Pflanzengesellschaften, Tiergesellschaften oder andere geeignete Indikatoren, die diese kennzeichnen, etwa Zeigerorganismen, Biomassen, Diversitätsindizes, physiologische Zustände oder der Bedeckungsgrad. Zu den aggregierten Prozessen in Böden sind vor allem der Umsatz organischer Substanzen (Bestandesabfälle, Humus) und die damit verbundene Freisetzung von Kohlenstoff-, Stickstoff-, Schwefel- und Phosphor-Verbindungen zu zählen. Da diese Prozesse als „Leistung“ der jeweiligen Biozönose betrachtet werden kann, erscheint die Bilanzierung der Umsatzraten als geeignetes Maß für die Ableitung kritischer Zustände der Organismengesellschaften in Böden.

Auch die Gesamtbilanz von Stoffen, die in Ökosysteme eingetragen werden oder diese verlassen, kann als Indikator für den Systemzustand dienen. Dabei ist leicht zu erkennen, ob sich ein System in einer Aufbauphase oder in einer Degradationsphase befindet. Weiter läßt sich berechnen, wann durch Akkumulation kritische Zustände erreicht oder wann durch Verluste Mängel im System auftreten bzw. Nachbarsysteme belastet werden. Der Ansatz der Input/Output-Analyse, der auf der Bilanzierung von Stoffflüssen beruht, ist ein wichtiges Werkzeug bei der Erfassung und Prognose von Belastungen und der Belastbarkeit. Gegenwärtig ist dieser Ansatz der am besten überprüfbar und auf größere Flächen anwendbar.

8 Schlußbetrachtung

Anhand stofflicher Belastungen von Waldökosystemen ist beispielhaft demonstriert worden, wie ein Indikatorsystem aussehen könnte, das zur Realisierung des Leitbildes einer multifunktionellen Waldnutzung führt. Was für die Lebensraum- und Regelungsfunktionen dargestellt wurde, ist in gleicher Weise für die Produktionsfunktion sowie für die Kultur- und Sozialfunktion zu entwickeln, um das angestrebte Ziel einer integrierten Bewertung zu erreichen.

Das Problem systemarer Indikatoren liegt in der mit dem Aggregationsgrad zunehmenden Unschärfe, in mangelnder Falsifizierbarkeit und der zunehmenden Subjektivität der Bewertung. Zwar ist es notwendig, auch auf unzulänglicher Datenbasis Entscheidungen zu treffen, da niemals bis zur völligen Aufklärung aller kausalen Zusammenhänge gewartet werden kann, doch sollte man sich immer der damit verbundenen erhöhten Irrtumswahrscheinlichkeit bewußt sein.

Eine Gefahr besteht besonders darin, daß aufgrund ungesicherter Erkenntnisse oder unzureichender Daten Entscheidungen zu einer Ermessensfrage werden, bei der häufig nicht sachbezogene Argumente das Entscheidungsergebnis beeinflussen. Diese Feststellung soll aber nicht davon ablenken, daß bereits heute bei vielen der anstehenden umweltpolitischen Entscheidungen die Sachlage auch ohne eine weitere Verbesserung der Datenlage hinreichend klar ist, um durch geeignete Maßnahmen grobe Mißstände auszuräumen und die

Situation maßgeblich zu verbessern. Dies gilt insbesondere für die flächendeckende Belastung durch Stickstoff. Bei der Kompensation der Säuredepositionen sind durch die großflächige Ausbringung von Kalken bereits Gegenmaßnahmen ergriffen worden.

Bezüglich der nutzungsbedingten Veränderungen ist die Bewertung weniger weit entwickelt. Soll es hier auf soliden Ergebnissen fußenden Entscheidungen kommen, bedarf es des Aufbaus eines umfassenden Indikatorsystems, das sich an dem oben skizzierten Leitbild der multifunktionellen Waldnutzung orientiert, wie das oben beschrieben wurde. Im Aufbau eines solchen Systems besteht die große Herausforderung der Forstwissenschaft für die Zukunft.

Nichts wäre folgenschwerer für die zukünftige Waldnutzung und den Bestand oder die Wiederherstellung der Wälder als ein Verharren auf einem statischen Bewertungskonzept, wie es noch heute der forstlichen Praxis, aber auch dem Naturschutz zugrunde liegt. Mit dem hier vorgestellten Ansatz sollte ein Weg gewiesen werden, wie das anspruchsvolle Ziel einer multifunktionellen Waldnutzung erreicht werden kann.

Literatur

ACID RAIN (1992): Critical loads for air pollutants. Report of the Third International NGO Strategy Seminar on Air Pollution, Göteborg, Schweden, April 10-12.

ACID RAIN (1995): Critical Loads. Acid News, Göteborg, Sweden.

BEESE, F. (1992): Umweltbelastungen und Standort. AGF-Umweltvorsorge: Boden, Wasser, Luft. Bonn.

BURSCHEL, P. (1995): Wald-Forstwirtschaft und globale Ökologie. Forstwiss. Centralblatt, 114, 80-96.

CRONAN, CHR. AND D.F. GRIGAL (1995): Use of Calcium Aluminium Ratios as Indicators of Stress in Ecosystems. J. Environ. Qual., 24, 209-226.

HILDEBRAND, E.E. (1994): Waldboden - ein konstanter Produktionsfaktor? AFZ, 2, 99-104.

HONNEFELDER, L. (1993): Welche Natur sollen wir schützen. Gaia, 2, 253-264.

IPCC (1995): Climate Change Impacts and Mitigation Options. IPCC, Working Group II Report, Washington DC.

KÖPF, E.U. (1995): Wandel im Wald - Wandel in den Ansprüchen an den Wald. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 29, 110-114.

NILSSON, J. (ED.) (1986): Critical loads for nitrogen and sulfur. The Nordic Council of Ministers Report 1986: 11. Copenhagen, Denmark.

ODUM, E.P. UND J. REICHHOLF (1980): Ökologie, Grundbegriffe, Verknüpfungen, Perspektiven. BLV-Verlagsgesellschaft: München.

RÖHRIG, E. (1994): Auf dem Weg zum Waldbau auf ökologischer Grundlage. Forstarchiv, 65, 259-271.

SHELLNHUBER, H.J. (1995): U + E Indikatoren: Von der einfachen Maßzahl zum Syndrom-Profil. WBGU, Internes Papier.

SPERBER, G. (1995): Der Umgang mit Wald - eine ethische Disziplin. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 29, 134-138.

SRU (1994): Umweltgutachten 1994: Für eine Dauerhaft-Umweltgerechte Entwicklung. SRU-Geschäftsstelle, Wiesbaden.

ULRICH, B. (1987): Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluß saurer Deposition. Forstarchiv, 58, 232-239.

ULRICH, B. (1991): Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung. Forst und Holz, 46, 3-12.

ULRICH, B. (1994a): Die Entwicklung der Waldschäden aus ökosystemarer Sicht. In: UMWELTBUNDESAMT (HRSG.): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. Texte 28/95, 9-19, Umweltbundesamt Berlin.

ULRICH, B. (1994b): Process Hierarchy in Forest Ecosystems: An Integrative Ecosystem Theory. In: GODBOLD AND HÜTTERMANN (EDS.): Effects of Acid Rain on Forest Processes. WILEY-LISS, New York.

ULRICH, B. (1995): Der ökologische Bodenzustand - seine Veränderung in der Nacheiszeit, Ansprüche der Baumarten. Forstarchiv, 66, 117-123.

ULRICH, B. UND J. PUHE (1994): Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderung auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkoppelungen auf den Treibhauseffekt. In: ENQUETE-KOMMISSION DES DEUTSCHEN BUNDESTAGES (HRSG.): Schutz der Erdatmosphäre. Studienprogramm 2, Wälder, Economica Verlag: Bonn.

VOLZ, H.-A. (1995): 10 Jahre Depositionsmessung in deutschen Wäldern - Eine Synopse. Forst und Holz, 50, 483-488.

WBGU (1994): Welt im Wandel - Die Gefährdung der Böden. Economica Verlag: Bonn.

Xylemwasserflüsse in Fichten- und Buchenwaldökosystemen

J. Heimann und F. Gruber

Die Wasserflüsse im System Boden-Pflanze-Atmosphäre wurden an der engsten Stelle durch das Ökosystem, im Stammxylem einzelner Bäume, mit der Heat-Balance-Methode (CERMAK et al. 1973, 1976, KUCERA et al. 1977) untersucht. Die Messungen erfolgten in drei Beständen (Solling B1, 150j. Buche; Solling F1, 110j. Fichte; Harz, Lange Bramke, 40j. Fichte) an jeweils 12 repräsentativen Bäumen. Aus den Saftflußdaten der Meßbäume erfolgte eine Hochrechnung auf die Bestandestranspiration.

Zur Extrapolation der Saftflußdaten einzelner Bäume auf die Ebene des Bestandes wurden verschiedene Ansätze überprüft. Da der Saftfluß der Solling-Meßbäume stärker mit ihrer Grundfläche (Stammquerschnittsfläche) korrelierte als mit der Kronenschirmfläche, erfolgte die Hochrechnung über das Verhältnis der Grundfläche der Meßbäume zur Grundfläche des Bestandes.

Bei den Fichten trat eine größere Streuung auf, die anhand von Computertomogrammen auf die Variabilität der Splintbreite im Querschnitt einzelner Meßfichten zurückgeführt werden konnte. So floß in einem schmalen Splintbereich weniger Wasser als in einem breiteren Bereich.

Im Tagesgang zeigte sich eine unterschiedliche Reaktion einzelner Fichten und Buchen auf die Witterung. Unterständige Bäume wiesen niedrigere Saftflußraten, einen späteren Anstieg und häufig ein späteres Tagesmaximum auf als vorherrschende Bäume, da ihre Kronen kleiner und weniger exponiert sind. Der Verlauf des Saftflusses war gegenüber der Witterung und gegenüber der Zweigtranspiration verzögert.

Im Jahresverlauf konnten für die Bäume in der Langen Bramke (Harz) in Trockenzeiten eine Reduktion des Saftflusses und eine Entkopplung von der Witterung ab einer Bodensaugspannung von ca. 450 hPa (in 40 cm Tiefe) nachgewiesen werden (HEIMANN 1995). Im Solling konnte eine Einschränkung des Saftflusses bislang lediglich bei den größeren Bäumen in einer Trockenphase Anfang August 1995 beobachtet werden.

Die Saftflußmethode liefert integrative Informationen über den Wasserfluß im Einzelbaum als Reaktion auf die Witterung und den Bodenwasserhaushalt. Es ist möglich, diese Daten, die bei jeder Witterung gewonnen werden können, auf die Ebene des Bestandes zu extrapolieren. Sie können in Kombination mit Messungen der Wasserflüsse in der Atmosphäre und im Boden einen wertvollen Beitrag zur Untersuchung des Wasserhaushaltes und des Kohlenstoffhaushaltes im Waldökosystem leisten, da mit ihrer Hilfe die Bestandestranspiration von der Gesamtverdunstung abgetrennt werden kann.

Literatur

CERMAK, J., M. DEM AND M. PENKA (1973): A new method of sap flow rate determination in trees. *Biologia Plantarum*, (Praha), 15 (3), 171-178.

CERMAK, J., J. KUCERA AND M. PENKA (1976): Improvement of the method of sap flow rate determination in full-grown trees based on heat balance with direct electric heating of xylem. *Biologia Plantarum*, (Praha), 18, 105-110.

HEIMANN, J. (1995): Xylemsaftfluß 40-jähriger Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) im Wassereinzugsgebiet der Langen Bramke, Harz. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme*, Reihe A, Bd. 129.

KUCERA, J., J. CERMAK AND M. PENKA (1977): Improved thermal method of continual recording the transpiration flow rate dynamics. *Biologia Plantarum*, (Praha), 19, 413-420.

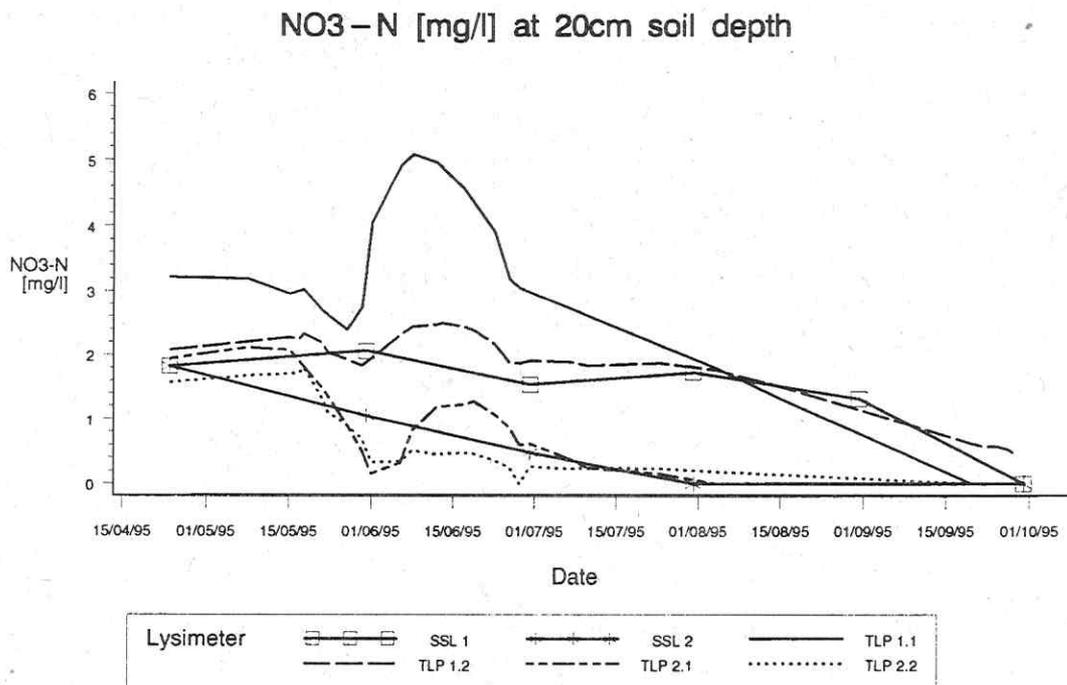
SOIL SOLUTION SAMPLING WITH A NEW TYPE OF SUCTION LYSIMETER

A. Spangenberg and N.P. Lamersdorf

In order to develop a technique for taking soil solution samples in a high temporal and spatial resolution, a new micro lysimeter was tested in a field experiment. The suction cell of the instrument was made of a porous polymer and had a diameter of 2.3 mm. To minimize soil disturbance during installation, a stainless steel head and tubing system was added to the conventional design.

In summer 1995, eight of these new lysimeters (TLP = thread lysimeter probes) were added to a sampling plot in a spruce forest at Solling, equipped with standard suction lysimeters (SSL, P80 ceramic cups) at 20 cm soil depth. TLP's were sampled and analysed twice a week, SSL, as usual for this monitoring plot, on a monthly base. Compared to SSL analyses, TLP measurements indicated higher temporal changes in soil solution composition. Furthermore, five out of eight micro lysimeters detected a significant nitrate peak which was not visible by the SSL measurements (Fig. 1). Increasing nitrate concentrations were measured when the soil temperature was about 8°C and the soil tension about 50 hPa. However, there is an obvious spatial gradient in the measured concentrations which is identically indicated by both sampler types. Where TLP detected a higher concentration level, SSL of the same sub-sampling area also identified relatively enhanced concentrations. The same was valid for lower concentration levels (Fig. 1: each of the SSL measurements refer to two TLP curves, for example SSL1 refers to TLP1.1 and TLP1.2).

It is concluded that the new micro lysimeters are suitable for measurements with a high temporal and spatial resolution in field experiments. In combination with other intensively measured soil parameters, the micro lysimeter measurements may give better insights of soil chemical processes. The field comparison revealed that the applied technique for soil solution sampling should be strictly adapted to the aim of the investigation: flux measurements or identification of microscalic soil solution dynamics.



TLP=Micro-Lysimeter SSL=Standard P80. SSL 1 = TLP 1.1 und TLP 1.2. SSL 2 = TLP 2.1 und TLP 2.2

Organische Substanz im Boden und Sickerwasser - Thermogravimetrie und ^{13}C -Isotopenuntersuchungen

B. Ludwig und F. Beese

Zur Bestimmung der Entstehung, Veränderung und des Abbaus organischer Substanz gewinnt die Untersuchung von ^{13}C -Isotopen zunehmend an Bedeutung. So ergaben Bestimmungen der ^{13}C -Verteilung in der Festphase gut drainierter Waldböden eine zunehmende Anreicherung der organischen Bodensubstanz mit steigender Bodentiefe. Über die ^{13}C -Verteilung des gelösten organischen Kohlenstoffs hingegen liegen bislang nur wenige Arbeiten vor. Thermogravimetrische Untersuchungen an Streu und organischer Bodensubstanz zeigen typische Zersetzungsgebiete, die teilweise qualitative Schlüsse auf einzelne Substanzklassen zulassen. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, (i) ^{13}C -Verteilungen in der Bodenfestphase und im Sickerwasser zu bestimmen, um so auf die Herkunft des gelösten organischen Kohlenstoffs schließen zu können und (ii) Vergleiche zwischen der Zusammensetzung der organischen Bestandteile in Lösung und Festphase nach thermogravimetrischer Behandlung durchführen zu können.

Mikrokosmen wurden mit einem Oberboden einschließlich Auflage (B1-Fläche aus dem Solling, Buchenwald) befüllt und beregnet (1 mm Tag^{-1}). Sickerwasser wurde aus 4 cm Tiefe (A_{eh} Horizont) gewonnen und angesäuert. Die ^{13}C -Verteilung der organischen Substanz des Sickerwassers (DOC) wurde nach Einengung und thermogravimetrischer Behandlung des Rückstandes bestimmt. Weiterhin wurde die ^{13}C -Verteilung in der Bodenfestphase untersucht.

In der Bodenfestphase ist eine zunehmende ^{13}C -Anreicherung mit der Bodentiefe zu finden (Abb. 1, RT). Hauptursache hierfür ist die Isotopendiskriminierung beim mikrobiellen Abbau. Nach thermogravimetrischer Behandlung bei 200°C findet man nur einen geringen Massenverlust, der C-Gehalt bleibt konstant und die ^{13}C -Verteilung ändert sich nur geringfügig (Abb. 1). Nach Erhitzen auf 300°C und 400°C findet man einen starken Massenverlust aufgrund von u.a. Decarboxylierung und Dehydratisierung. Isotopisch leichte Bestandteile sind verloren gegangen (Abb. 1).

Die Humusaufgabe ist isotopisch leichter als die organische Substanz des Mineralbodens, $\delta^{13}\text{C}$ beträgt ca. 28‰ PDB. Dies ist derselbe Wert, der auch für das DOC im Sickerwasser in 4 cm Tiefe gefunden wurde (Abb. 2). Dies zeigt, daß es sich beim DOC im A_{eh} Horizont um frisches Material aus der Auflage handelt, welches nicht in 4 cm Tiefe gebildet wurde. Die thermogravimetrische Behandlung des DOCs zeigt die stark abweichende Zusammensetzung des DOCs von der organischen Substanz der Festphase: Erhitzen auf 200°C führt zu einem Massenverlust von ca. 43%. Hydroxycarbonsäuren, Zucker und Lipide sind zersetzt worden. Die ^{13}C -Verteilung ändert sich nur geringfügig bis 300°C , aber beim weiteren Erhitzen über 300°C wurde der Rückstand erheblich isotopisch schwerer (Abb. 2).

Die ^{13}C -Verteilung des DOCs im A_{eh} Horizont belegt, daß es sich hierbei um frisches Material aus der Auflage handelt. Die Ergebnisse der Thermogravimetrie und Isotopenuntersuchungen zeigen die deutlich unterschiedliche Zusammensetzung der Komponenten des DOCs und der organischen Bodensubstanz.

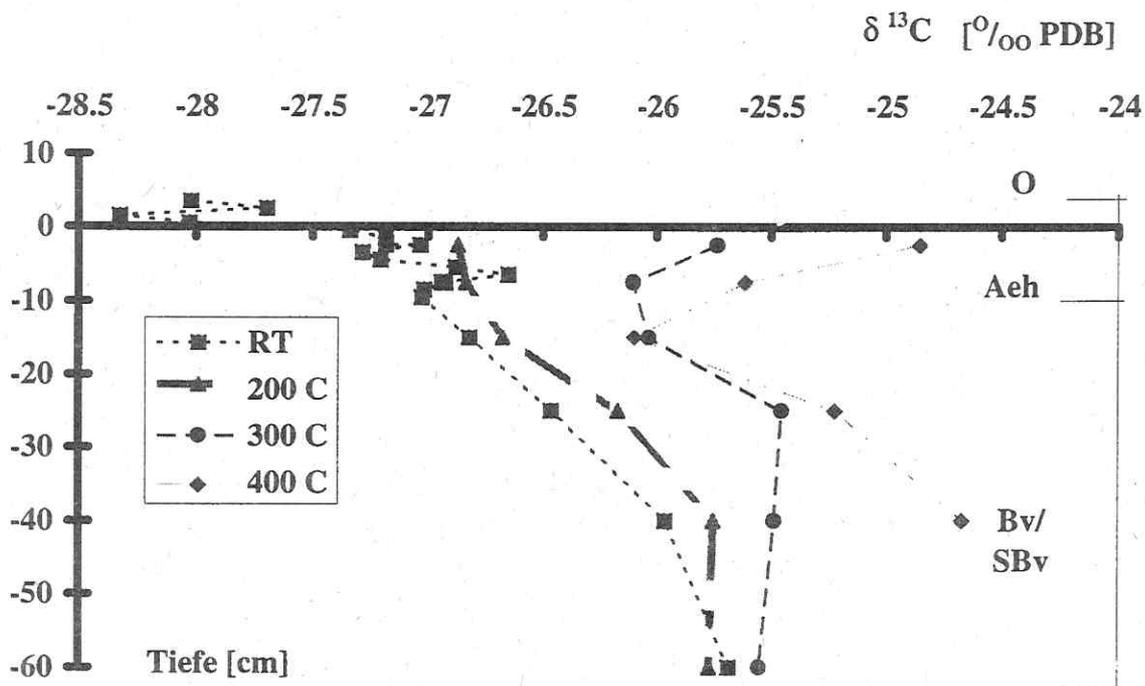


Abb. 1 Tiefenverlauf der ^{13}C -Verteilung in der Auflage und im Mineralboden vor (RT) und nach thermogravimetrischer Behandlung bei 200, 300 und 400°C.

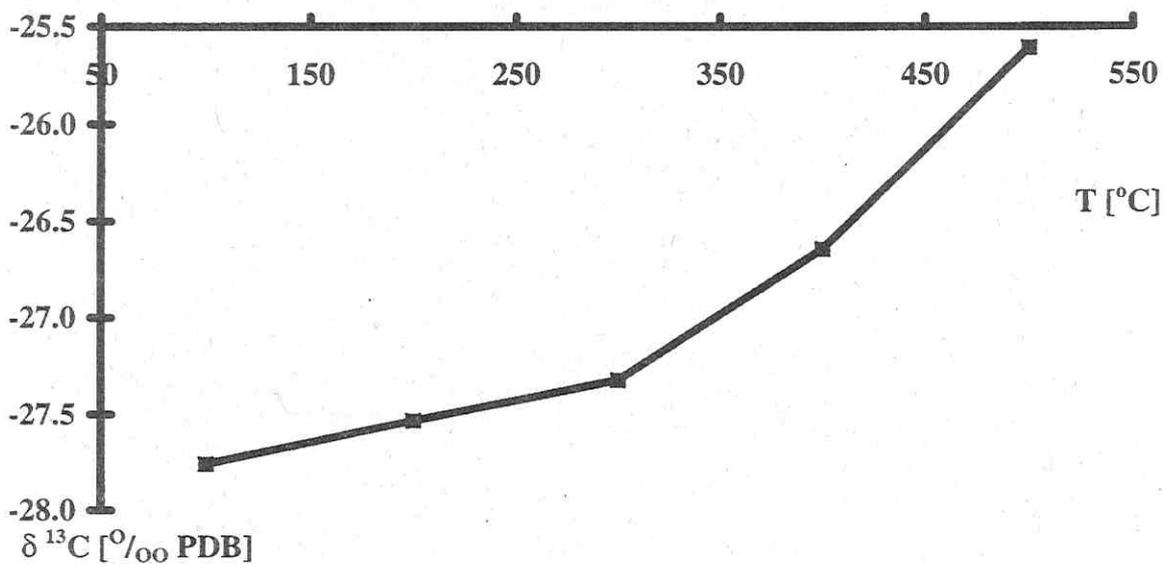


Abb. 2 ^{13}C -Verteilung im Sickerwasser in 4 cm Tiefe (A_{eh}-Horizont) vor (100°C) und nach thermogravimetrischer Behandlung bei 200, 300, 400 und 500°C.

Microbial activities in different depths of an undisturbed beech forest soil: C- and N-transforming processes

J. Priess, C.P. Wang and R. Brumme

While sulphate deposition has been reduced during the last years, N depositions are still increasing. It is known that forests do have N storing capacities in various compartments of the ecosystem. The mineral soil and the overlaying organic layer can be regarded as one of the most important potential N sinks. Undisturbed forest soils typically show two or more distinct horizons differing in chemical, physical and biological properties. As a consequence each horizon should be dealt with separately to estimate C and N mineralisation and immobilisation capacities.

We used undisturbed soil cores of a moderately podsollic slightly pseudogleyed dystric cambisol of a beech forest in Central Germany (Solling). Soil cores were sliced (org. layer, 0-10 cm and 10-20 cm mineral soil) and incubated separately in an automated microcosm system at different temperatures. Artificial crown drip was applied at concentrations of $100\mu\text{mol NH}_4^+$ and $100\mu\text{mol NO}_3^-$. C-mineralisation (CO_2) and nitrous oxide production have been measured daily, soil water chemistry weekly. Microbial biomass has been estimated fortnightly.

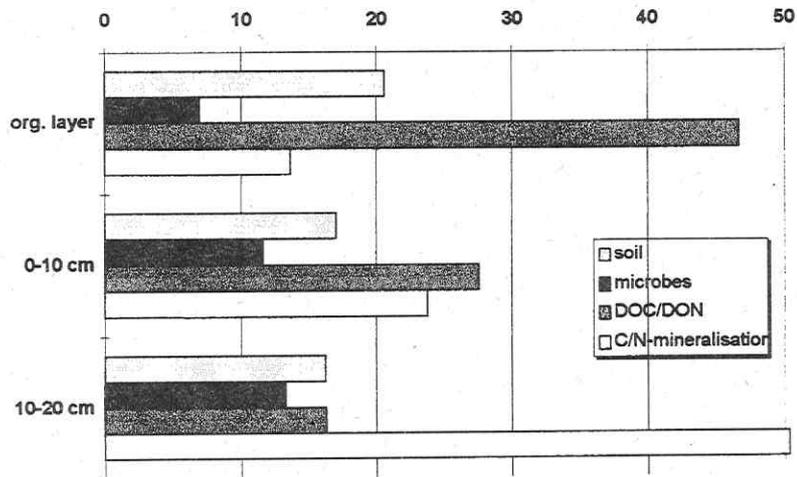


Fig. 1: C/N-ratios of soil, soil solution, microbial biomass and net mineralisation

Based on an input-output-balance we calculated net N-mineralisation (NNM). 65-90% of total net N-mineralisation occurred in the organic layer where concentration of microbial biomass was about 30 times higher than in the mineral soil (fig. 2). Net ammonification was observed in the organic layer and 0-10 cm depth, while in 10-20 cm depth net ammonification only occurred at higher temperatures. I.e. the 10-20 cm layer has still NH_4^+ storing capacities although it showed the lowest C/N (16.4).

The process of nitrification showed a stronger temperature dependency than ammonification, i.e. the share of net nitrification increased with rising temperatures both in the organic layer and in the mineral soil.

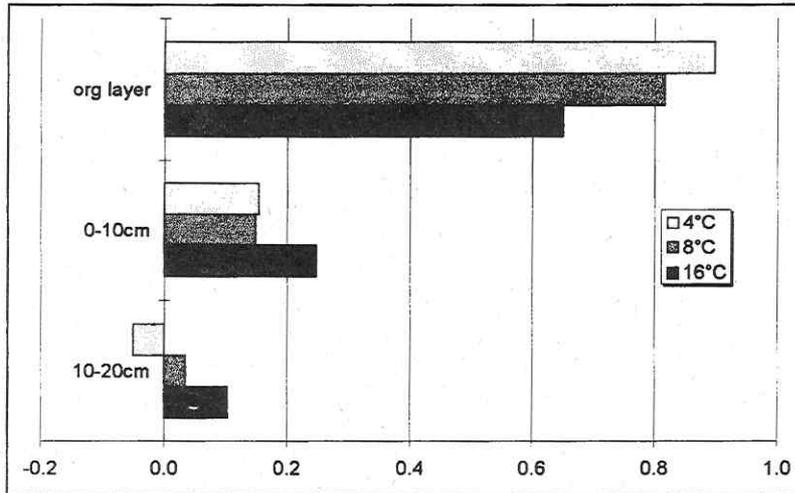


Fig. 2: Share of NNM in different depths

Production of nitrous oxide from nitrification/denitrification was generally below 1% of NNM. Only at 16°C N_2O accounted for about 2% of mineral N output. 65-75% of C-mineralisation occurred in the organic layer. With raising temperatures the relative significance of C- and N-mineralisation in the mineral soil increased, suggesting limiting factors for a further increase of C- and N-mineralisation in the organic layer. As the vertical gradient of NNM was steeper than that of C-mineralisation, C/N of mineralisation changed from 14 in the organic layer to 50 in 10-20 cm depth (fig. 1). The raise of C/N of mineralisation hints to a vertical change in the quality of the mineralized substrates as well as changes in the composition of the microbial community.

Freilandmikrokosmen als neues Instrument der Ökosystemforschung

M. Raubuch

Vor dem Hintergrund der Belastung unserer Ökosysteme mit Luftschadstoffen (critical load) und der diskutierten Veränderungen des globalen Klimas (Global Change) wurde eine neue Methode etabliert, die helfen soll, die Prozesse des Nährstoffkreislaufes unter Freilandbedingungen zu verfolgen und Störungen und Veränderungen aufgrund anthropogen verursachter Einflußgrößen zu beobachten, zu quantifizieren und zu prognostizieren.

1 Methode

Der Einsatz von Freilandmikrokosmen zur Untersuchung von Elementflüssen erfordert vom übrigen Boden abgeschirmte Monolithe, die in Profil und Struktur des Bodens nicht gestört sind. Dazu wurden Plexiglaszylinder unter ständigem Abgraben umgebenden Bodens mit Hilfe einer Stahlschneide in den Boden getrieben. Diese wurden am Boden abgedichtet, mit einer Lysimeterkerze (P-80, KPM-Berlin) versehen und anschließend so in die Versuchsfläche eingesetzt, daß der umgebende Boden mit der Oberfläche in den Zylindern abschloß. Die Monolithe wurden mit einem Plexiglasdach gegen den Freilandeintrag abgeschirmt und kontrolliert beregnet. Der Vorteil dieses Designs liegt in der vielfältigen Anwendungsmöglichkeit und in der Möglichkeit einer statistischen Auswertbarkeit. Unter Freilandbedingungen können auf diese Weise unterschiedliche Schadstoffeinträge simuliert werden (Critical load). Im Rahmen der diskutierten Klimaveränderung (Global Change) erlaubt das dargestellte Design Untersuchungen zu Klimaeffekten.

2 Ergebnisse

In einer Eingangstudie wurde anhand von nur mit destilliertem Wasser beregneten Mikrokosmen ein Modell zur Beschreibung der N-Mineralisation und Nitrifikation entwickelt. Dabei wurde Chlorid als Tracer benutzt, das die gleichen Auslaufeigenschaften zeigt wie Nitrat (BRUMME UND BEESE 1991). Über sieben Quartale wurde der Chlorid- und Nitrataustrag verfolgt. Die Austräge wurden im ersten Quartal als 100% gesetzt. Die Chloridausträge in den folgenden Quartalen als % des Eingangswertes dargestellt. Die gleichen Relationen wurden auf die Austragsraten des Nitrat berechnet und von den tatsächlichen Austragsraten abgezogen. Aus der Summe des Überschusses ergab sich die Mineralisation und Nitrifikation. Der Austrag des Nitrat betrug $12,84 \text{ kmolc ha}^{-1}$. Daraus ergibt sich eine Versauerung von $5,97 \text{ kmolc ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ durch die Umsetzung bodenbüdigen Stickstoffes.

Literatur

BRUMME R. UND F. BEESE (1991): Simultane Bestimmung von N-Transformationsraten in Bodensäulen unter Verwendung von ^{15}N : Stickstoffmodell für eine Terrafusca-Rendzina. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 154, 205-210.

Der mikrobielle N- und C-Umsatz eines Buchenstandortes unter Berücksichtigung der Wurzel Aufnahme

G. Steinmetz, H. Meyer und M. Raubuch

In Waldstandorten wird vor dem Hintergrund erhöhter Nitratausträge im Herbst eine Entkopplung des Ionenkreislaufes diskutiert. Dabei wird davon ausgegangen, daß die Prozesse der Mineralisation und Nitrifikation nach trockenen und warmen Perioden ansteigt, dann aber mit Phasen geringer Wurzel Aufnahme zusammentrifft. Ziel der hier vorgestellten Untersuchung war es, festzustellen, ob die Prozesse der Mineralisation und Nitrifikation zeitlich von der Wurzel Aufnahme entkoppelt sind. Dabei wurde von der Hypothese ausgegangen, daß die Spitzen des mikrobiellen N-Umsatzes mit Zeiten hoher Wurzel Aufnahme zusammenfallen, diese aber übersteigen.

Methoden, Ergebnisse und Diskussion

Aus dem Göttinger Wald (Braunerde Terra fusca, Silikatpufferbereich, pH 5,3-5,8) wurden Mikrokosmen entnommen. Die Monolithe wurden in der Versuchsfläche des Solling so eingesetzt, daß die Oberfläche mit der des Waldbodens abschloß. In einen Teil der Monolithe wurden Wurzeln des umgebenden Buchenwaldbestandes eingesetzt. Die Monolithe wurden abgedeckt und seit Januar 1995 zweiwöchentlich mit einer Kronentraufe beregnet, die in Menge und Qualität der natürlichen Kronentraufe des Solling entsprach. Die Gewinnung der Bodenlösung erfolgte kontinuierlich mit Hilfe einer Unterdruckanlage und wurde vierwöchentlich beprobt. Nach einer Auslaufphase von drei Monaten blieb der Nitrataustrag der bewurzelten und unbewurzelten Mikrokosmen bis Ende Juli in bewurzelten und unbewurzelten Mikrokosmen auf einem ähnlichen, niedrigen Niveau. Ab August stieg der Nitrataustrag in den unbewurzelten Mikrokosmen bis auf das fünffache der Vormonate an. Die bewurzelten Mikrokosmen kehrten dagegen nach kurzem Anstieg bis September auf das Niveau der Monate April bis Juli zurück. Darüber hinaus konnte eine Reduzierung des Ca-Austrages, des wichtigsten begleitenden Kations, für diesen Zeitraum festgestellt werden. Aus den Elementbilanzen ging hervor, daß der Nitrataustrag in den bewurzelten Mikrokosmen um 38,5% erniedrigt waren. Auch bei dem Kalziumaustrag ließ sich eine Reduzierung zeigen, die aber um nur 17% niedriger lag. Dieses Ergebnis läßt sich mit der erhöhten Kohlensäurebildung aus der Wurzelatmung erklären. In Böden mit einem pH >5 kann von einer Lösung des aus der Respiration stammenden CO₂ in Form von HCO₃⁻ ausgegangen werden (ULRICH 1991). Die Bildung von Cmin war um 40% erhöht (Tab. 1). Eine erhöhte Wurzelatmung in den warmen Sommermonaten erklärt auch den Anstieg des Kurvenverlaufs für den Ca-Austrag ab Mai. Die in dieser Arbeit aufgestellte Hypothese konnte belegt werden. Die Zeiten hoher N-Austräge fallen mit denen hoher Wurzel Aufnahmen zusammen, können diese aber übersteigen.

Tab. 1: Elementeintrag mit der Beregnungslösung und der Elementaustrag aus den Mikrokosmen mit und ohne Wurzeln

Elementeintrag mit der Beregnungslösung (kmolc ha ⁻¹ a ⁻¹)							
	Ca	Mg	K	Na	Al	Mn	H
	0,64	0,67	0,23	0,55	0,04	0,04	0,38
	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Cl	Cmin		
	0,74	0,25	2,90	0,01	0,00		
Bilanzen der Elementflüsse (Input-Output) (kmolc ha ⁻¹ a ⁻¹)							
	Ca	Mg	K	Na	Al	Mn	H
ohne Wurzeln	-11,41	-0,23	0,64	-0,48	0,03	0,02	0,37
mit Wurzeln	10,76	-0,26	0,65	-0,01	0,03	0,03	0,38
	NH ₄ ⁺	NO ₃	SO ₄	Cl	Cmin		
ohne Wurzeln	0,62	-7,53	-0,25	-0,25	-2,46		
mit Wurzeln	0,64	-4,63	-0,58	-0,3	-3,32		

Literatur

ULRICH, B. (1991): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen: Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, 24, 204-210.

Entwicklung eines Forstökologischen Informationssystems (FIS-Ö)

M. Jansen

Bei der Entwicklung des Forstökologischen Informationssystems (FIS-Ö) stehen zwei Ziele im Vordergrund:

1 Regionalisierung forstökologischer Informationen

Aufbauend auf den in einem Geographischen Informationssystem verorteten flächen- und punktbezogenen Inventurdaten werden Methoden entwickelt, mit denen sekundäre flächenbezogene Informationslagen mit stoffhaushaltlichem Inhalt für Forstflächen verfügbar gemacht werden (Abb. 1). Bei den Untersuchungen stellte sich heraus, daß klimatische Kenngrößen, wie beispielsweise die langjährigen Mittelwerte von Temperatur und Niederschlag mit relativ einfachen und genauen geostatistischen Modellen vorhersagbar sind. Aus den vorhandenen langjährigen Meßreihen des DWD konnten beispielsweise für die Waldflächen im Westthar monatliche Mitteltemperaturen und Freilandniederschläge sowie die potentielle Sonneneinstrahlung abgeleitet werden. Die Regionalisierung bodenökologischer Kenngrößen ist auf der vorhandenen Datenbasis ungleich schwieriger. Geostatistische Methoden liefern auch in dem relativ dichten Stichprobennetz (ca. 400 Profile) im Westthar keinen nennenswerten Beitrag zur flächenbezogenen Schätzung wichtiger Parameter wie beispielsweise der effektiven Kationenaustauschkapazität (Ake) oder der verfügbaren Nährstoffvorräte. Daher wurde versucht, Regressionsmodelle abzuleiten, bei denen der Zusammenhang zwischen den flächenbezogenen Inventurdaten (Standortskartierung und Forsteinrichtung) und den chemischen Kenngrößen untersucht wurde. Für die niedersächsischen Berglandstandorte konnten die verfügbaren BZE-Daten gut angepaßt werden. Die Modelle können aber aufgrund der hohen Anzahl unabhängiger Variablen nicht verallgemeinert werden. (Die hohe Anzahl der Variablen ist durch die Einbeziehung von nicht metrisch skalierten Variablen begründet, die in sogenannte Dummy-Variablen überführt werden.) Die Vorhersagen besitzen daher noch eine große Ungenauigkeit und sind an größeren Datenkollektiven zu überprüfen und zu verbessern.

2 Umsetzung der flächenbezogenen Daten in forstpraktische Handlungsempfehlungen

Die Verfügbarkeit forstökologischer Kenngrößen für einzelne Forstbestände ist die Grundvoraussetzung für forstpraktische Umsetzung und Anwendungen stoffhaushaltlicher Erkenntnisse. Am Beispiel der Kalkungsplanung, die einen gerichteten stoffhaushaltlichen Eingriff seitens der Forstpraxis in die forstlichen Ökosysteme darstellt, wurde versucht auf der Basis der abgeleiteten sekundären Flächeninformationen die Durchführung der Kalkung zu differenzieren. Dazu wurde im ersten Schritt eine Bewertung durchgeführt, bei der die Basensättigung des Bodens als zentraler Indikator ausgewählt wurde. Ausgehend von den Standortansprüchen der verschiedenen Baumarten wurden für die Betriebszieltypen (BZT), in denen die waldbaulich-technische Zielsetzung der Bestände beschrieben wird, Zielbasensättigungen festgelegt. Grundlage dafür sind die von ULRICH (1995) dargestellten Überlegungen bezüglich der standörtlichen Ansprüche der Baumarten. Aus der Differenz zwischen aktuellem Zustand und Zielzustand sind dann regulierende Kalkungseingriffe differenziert plan- und einsetzbar. Die ökologischen Rahmendaten waren Grundlage einer technisch-betriebswirtschaftlichen Optimierung der Kalkung, die im Staatlichen Forstamt Reinhausen durchgeführt wurde. Aufbauend auf einer vollständigen digitalen Datenbasis, in der die verschiedenen geometrischen Einheiten und die dazugehörigen Sachdaten bereitgestellt wurden, wurde eine Optimierung der Kalkung exemplarisch geplant. Die in einer Wissensbasis mit Expertenunterstützung strukturierten und zusammengefaßten Regeln zur differenzierten Kalkung wurden auf die vom GIS bereitgestellten Datenbasis angewendet. Als Ergebnis erhält man für jede gewählte Flächeneinheit eine optimierte Kalkmenge und -art. Mit Hilfe der Kenntnisse des Geländes, der Erschließung und der Bodeneigenschaften konnten danach Flächen zusammengefaßt und bezüglich der Ausbringungstechnik optimiert werden. Die Kostenkalkulationen bei unterschiedlichen Verfahren der Kalkausbringung unterstützten den Forstamtsleiter bei seiner Entscheidungsfindung und mündeten schließlich in der Erstellung von Einsatzkarten zur Kalkung.

Literatur

ULRICH, B. (1995): Der ökologische Bodenzustand - seine Veränderung in der Nacheiszeit, Ansprüche der Baumarten. Forstarchiv, 66, 117-123.

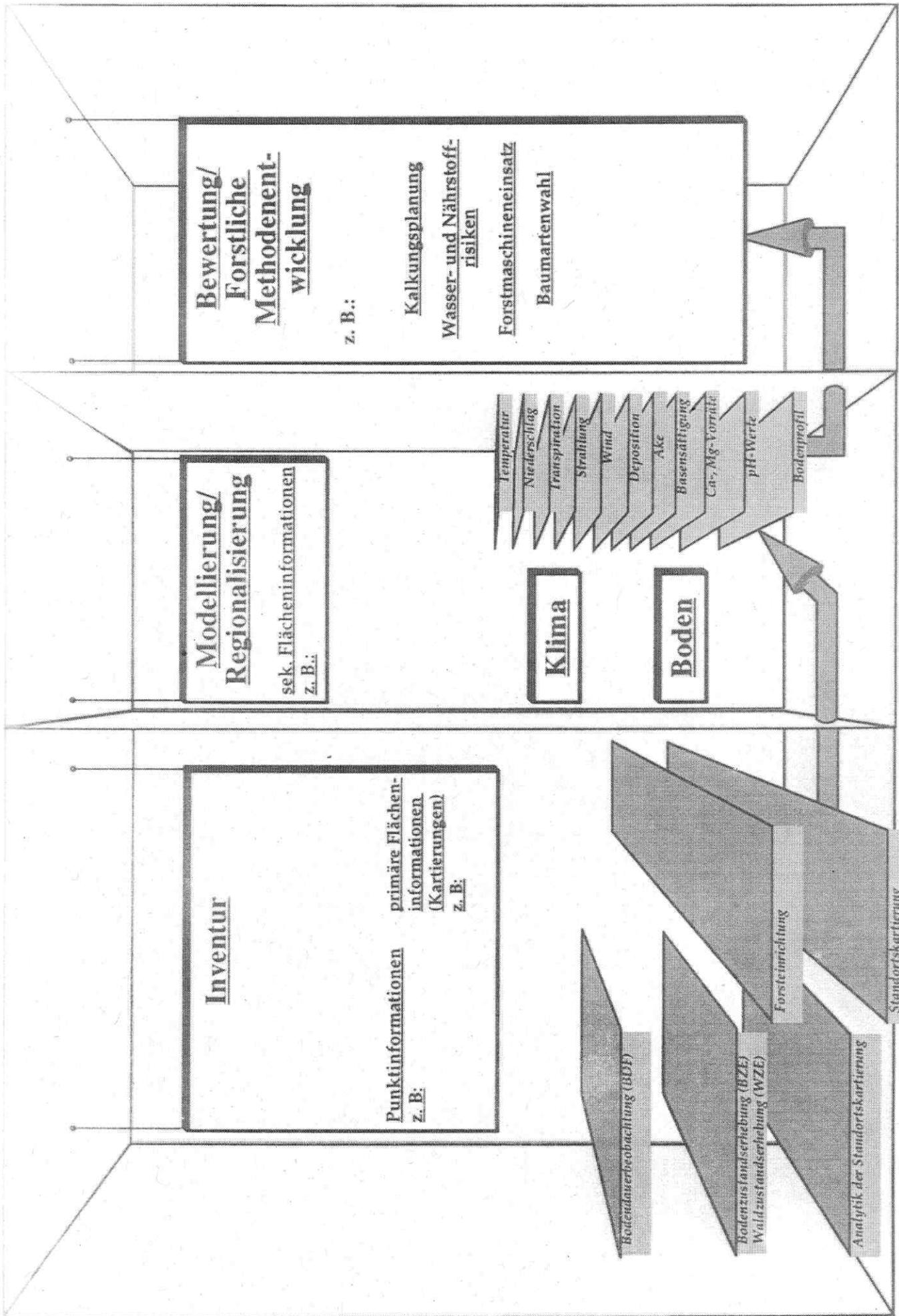


Abb. 1: Konzeption und Aufbau eines Forstökologischen Informationssystems (FIS-Ö)

**Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung
der Universität Bayreuth
(BITÖK)**

Zum Stickstoffumsatz in Waldökosystemen

B. Huwe

1 Einleitung

Der folgende Beitrag stellt einige der wichtigsten Ergebnisse der Forschungsarbeiten in BITÖK exemplarisch am Beispiel des Forschungsschwerpunktes „Stickstoff“ in BITÖK dar. Da diese Arbeiten jedoch nicht losgelöst von den Arbeiten in anderen Schwerpunkten bzw. der Organisation und dem Forschungskonzept von BITÖK gesehen werden können, sind vorab einige Vorbemerkungen zu den Zielen und dem wissenschaftlichen Ansatz in BITÖK sowie zu den Rahmenbedingungen der Arbeiten zur Stickstoffdynamik angebracht.

2 BITÖK: Organisation-Ziele-Ansätze

Die Forschungsziele von BITÖK im Rahmen der Ökosystemforschung umfassen die Erklärung des Verhaltens terrestrischer Ökosysteme ebenso wie die Vorhersage des Verhaltens dieser Systeme bei sich ändernden Umweltbedingungen. Weiterhin sind, ausgehend von den hier gewonnenen Erkenntnissen, die Beurteilung der Belastbarkeit von Waldökosystemen unter anthropogenen, luftgetragenen Schadstoffmissionen sowie die Quantifizierung der Umweltbelastung durch Stoffexport aus dem System (Grundwasser, Atmosphäre) erklärte Ziele von BITÖK.

Konkret umgesetzt wurden diese in den folgenden drei Forschungsschwerpunkten, die gleichzeitig eine Brücke zwischen den mehr allgemeinen wissenschaftlichen Zielen, aktuellen ökologischen Problemen sowie angewandter Forschung schlagen:

- Auswirkungen von erhöhten Stickstoffeinträgen in terrestrischen Ökosystemen
- Auswirkungen reduzierter Schwefeleinträge auf das Ökosystemverhalten
- Bedeutung des Wasserhaushaltes für das Wachstum, den Stofftransport und den Stoffaustausch in Ökosystemen

Die Bearbeitung dieser Scherpunkte erfolgt in fünf thematische Arbeitsgruppen, die sowohl inhaltlich als auch organisatorisch eng kooperieren. Hierbei handelt es sich um:

- **Arbeitsgruppe Stickstoff** (Koordination Prof. Dr. B. Huwe)
Wie wirken sich langfristig erhöhte Einträge von Stickstoff auf die Funktion und Struktur von Waldökosystemen aus?
- **Arbeitsgruppe Schwefel** (Koordination Prof. Dr. E. Matzner)
Wie wirkt sich die reduzierte Deposition von Schwefel auf Boden, Vegetation und aquatische Systeme in Waldökosystemen aus?
- **Arbeitsgruppe Wasser** (Koordination Prof. Dr. J. Tenhunen)
Wie beeinflussen Klima, Vegetationsstruktur, Baum-Physiologie und Boden den Wasserhaushalt von Ökosystemen?
- **Arbeitsgruppe Mikrobielle Prozesse** (Koordination Prof. Dr. H. Drake)
Welche Faktoren regulieren oder beeinflussen mikrobielle Prozesse in Waldböden und welche Bedeutung haben diese Prozesse auf der Ökosystemebene?
- **Arbeitsgruppe Modelle** (Koordination Prof. Dr. M. Hauhs)
Möglichkeiten und Grenzen von Simulationsmodellen zur Erklärung und zur Vorhersage des Verhaltens von Ökosystemen.

Dem wissenschaftlichen Ansatz in BITÖK liegt ein Modell der wesentlichen, im Ökosystem zu berücksichtigenden, Kompartimente zugrunde, das die Atmosphäre, die Vegetation, den Boden, die Lithosphäre und die Hydrosphäre ebenso wie deren Interaktionen umfaßt (Abb. 1). Im Boden wird ferner zwischen Fest-, Flüssig- und Gasphase unterschieden. Auf der Basis dieser Modellvorstellungen werden Untersuchungen zur Quantifizierung von Flüssen auf Ökosystemebene, detaillierte Studien zu Einzelprozessen, sowie Modellentwicklungen und modellgestützte Prozeßanalysen durchgeführt. Die Integration der Prozesse in Modelle soll schließlich eine umfassende Systemanalyse, die Bewertung der Einzelprozesse auf verschiedenen

Skalen sowie die Berechnung prognostischer Szenarios ermöglichen. In diesem Kontext kommt der Bedeutung der Skalen für die Prozeßbeschreibung eine zunehmende Bedeutung zu (BITÖK 1996).

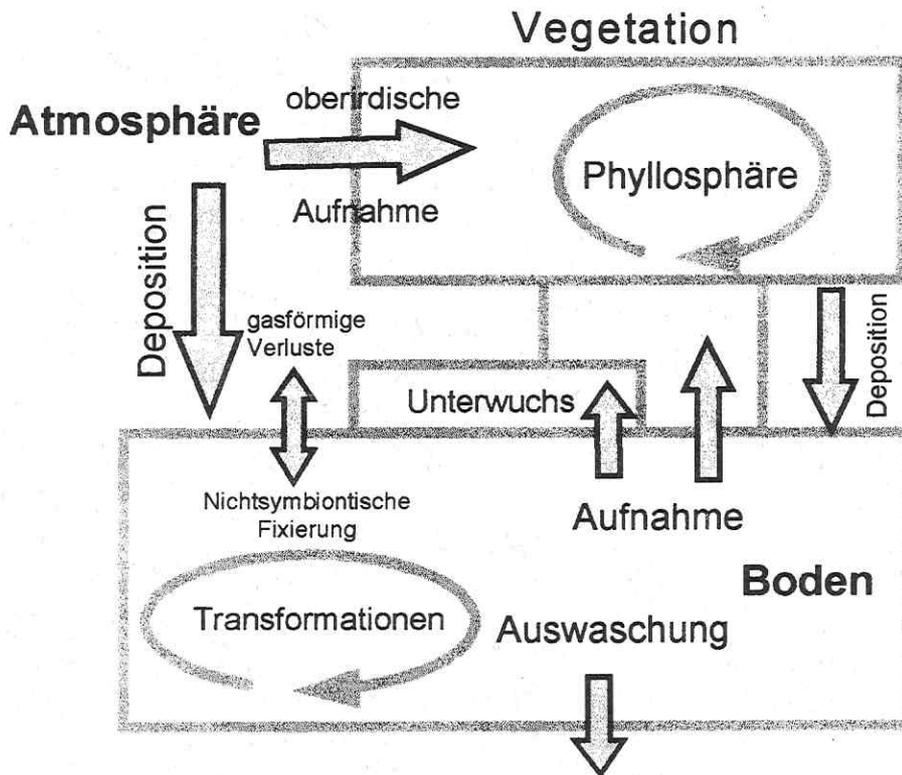


Abb. 1: Schematische Darstellung der berücksichtigten Kompartimente und Flüsse in einem Waldökosystem

Die in BITÖK derzeit schwerpunktmäßig untersuchten Ökosysteme befinden sich im Fichtelgebirge und im Steigerwald und sind wie folgt charakterisiert:

Tab. 1: Hauptuntersuchungsgebiete von BITÖK

Fichtenwald-Einzugsgebiet "Lehstenbach"	
Region:	Fichtelgebirge
Größe:	ca. 4 km ²
Höhe:	765 m über NN
Jahresmitteltemperatur:	5,75°C
Niederschlag:	950-1050 mm/a
Böden:	Braunerden, Podsolbraunerden über Granit
Buchen-Mischwald-Einzugsgebiet "Steinkreuz"	
Region:	Steigerwald
Größe:	ca. 0,45 km ²
Höhe:	440 m über NN
Jahresmitteltemperatur:	7,5°C
Niederschlag:	750-800 mm/a
Böden:	sandige bis schluffig lehmige Braunerden, z. T. Zweischichtböden über Coburger Sandstein und unterem Burgsandstein

3 Forschungsschwerpunkt Stickstoff: Überblick

Ausgehend von der Bedeutung des Stickstoffs als einer wesentlichen Regelgröße der Ökosystementwicklung und -stabilität sowie dem Sachverhalt, daß, als Folge gesteigerter Emissionen von NO_x und NH₄⁺ stark erhöhte Einträge von Stickstoff zu beobachten sind, die sich auf hohem Niveau stabilisiert haben, ist die Erklärung und Prognose der Folgen langfristig erhöhter Stickstoffeinträge für Waldökosysteme sowie deren Konsequenzen für ein angepaßtes, umweltverträgliches sowie nachhaltiges Forstmanagement eines der vorrangigen Ziele von BITÖK. Wichtige Aspekte der Untersuchungen zur Stickstoffdynamik in BITÖK sind entsprechend dem Forschungsansatz von BITÖK die Identifikation steuernder Faktoren, die Quantifizierung von Flüssen, die Bilanzierung sowohl von Kompartimenten als auch des Gesamtsystems und schließlich die Entwicklung von Modellen zur Prozeßanalyse und zur Berechnung prognostischer Szenarien. Aus diesen generellen Ziele wurden die nachstehenden, konkreten Teilfragen abgeleitet, die einen „roten Faden“ für die im Bereich Stickstoff laufenden Projekte bilden:

- Wie hoch sind die aktuellen Ein- und Austräge in das bzw. aus dem System?
- In welcher Form gelangt Stickstoff in das System und wie hoch sind die aktuellen Einträge?
- Welches sind die wichtigsten Senken für Stickstoff im Ökosystem?
- Welche Faktoren und Prozesse steuern die Input-/Output-Relationen und die Senkenfunktionen im System?
- Wie verändert sich die Struktur der Bodenvegetation unter dem Einfluß hoher Stickstoffeinträge?
- Welche Bedeutung hat die räumliche und zeitliche Variabilität von Flüssen und Parametern für den Stickstoffhaushalt von Waldökosystemen?
- Lassen sich die Stickstoffumsätze in einem deterministischen Prozeßmodell zusammenfassen und prognostizieren?
- Können Auswirkungen externer Einflüsse wie Klimaänderungen, Nutzungen und Nutzungsänderungen etc. durch ein Modell vorhergesagt werden?

Im Folgenden sollen einige der bisherigen Ergebnisse vorgestellt werden. Ein vollständiger Überblick kann an dieser Stelle natürlich nicht gegeben werden. Insbesondere soll auch auf konzeptionell neue Aspekte der Untersuchungen eingegangen werden. Zu erwähnen sind hier zum Beispiel die Untersuchungen zur Dynamik des gelösten organischen Stickstoffs oder die Einbeziehung der Buchenflächen im Steigerwald. Einzelheiten zu den Ergebnissen können jeweils den Berichten zu den einzelnen Teilprojekten entnommen werden.

4 Bilanzen

Die Gesamteinträge liegen für das Fichtelgebirge in einer Größenordnung von 30-40 kg N/ha⁻¹a⁻¹, wobei besonders bei der Bestimmung des in der Krone verbleibenden Anteils noch erhebliche Unsicherheiten bestehen. Mit einem Anteil von etwa 20 % spielt gelöster organischer Stickstoff eine nicht unerhebliche Rolle für den Bestandesniederschlag. Nur etwa 1/5 dieses Werts ist im Freilandniederschlag zu finden. Die für das Jahr 1994 beobachteten DON-Flüsse nehmen mit der Tiefe deutlich ab und haben in 90 cm Bodentiefe etwa 13 % des Wertes im Bestandesniederschlag erreicht.

Tab. 2: Stickstoffbilanz: Standort Coulissenhieb 1994

kg N/(ha·a)	Ammonium	Nitrat	DON	Gesamt
Freilanddeposition	7,5	6,8	1,2	15,5
Bestandesdeposition	9,2	14,2	5,4	28,8
20 cm Bodentiefe	0,7	14,2	2,0	16,9
35 cm Bodentiefe	0,3	17,2	1,0	18,5
90 cm Bodentiefe	0,2	14,8	0,7	15,7

(Quelle: MANDERSCHIED 1995, persönliche Mitteilung)

Entsprechende Ergebnisse für das Einzugsgebiet Lehstenbach sind in Tab. 3 angegeben. Die Bestandesdeposition ist auf Einzugsgebietsebene niedriger als im Bestand „Coulissenhieb“. Stickstoffausträge finden überwiegend als Nitrat statt.

Tab. 3: Stickstoffbilanz: Einzugsgebiet Lehstenbach (1.11.93-31.10.94)

kg / (ha·a)	Ammonium	Nitrat	Gesamt
Freilanddeposition	10,2	8,3	18,5
Bestandesdeposition	8,5	10,3	18,8
Abfluß	0,3	7,1	7,4

(Quelle: LIESCHIED 1996, persönliche Mitteilung)

Die Analyse von veröffentlichten Datensätzen (BERG UND MATZNER siehe Beitrag in diesem Band) ergab einen deutlichen Zusammenhang zwischen Ein- und Austrägen, wobei diese bei Standorten, deren Flüsse in der Kronentraufe aus mehr als 60% Ammonium bestanden, sich von den restlichen Standorten deutlich unterschied. Als weiteres Ergebnis dieser Analysen ergab sich darüberhinaus, daß die Qualität der organischen Substanz (C/N-Verhältnis, N-Gehalt in der organischen Substanz) als entscheidender Ökosystemparameter angesehen werden muß.

Ein großer Unsicherheitsfaktor bei der Erfassung der Gesamteinträge in das System besteht in der Trockendeposition und der oberirdischen Aufnahme. Ergebnisse von BRUCKNER (1996, siehe auch Beitrag in diesem Band) deuten darauf hin, daß hierdurch die Gesamteinträge bisher möglicherweise deutlich unterschätzt wurden und daher entsprechend nach oben zu korrigieren sind.

5 Senkenfunktionen

Bei der Frage nach dem Verbleib des eingetragenen Stickstoffs kommt der Speicherung und den Speicheränderungen der verschiedenen Boden- und Vegetationskompartimente naturgemäß eine besondere Bedeutung zu. Von besonderem Interesse sind hier die unterschiedlichen Immobilisierungspfade (unter/oberirdische Aufnahme, Sorption, Immobilisierung) in den verschiedenen Kompartimenten sowie zeitliche Veränderungen der Vegetationsstruktur (Verschiebungen des Artenspektrums in der Krautschicht).

Die Verteilung von wiedergefundenem ¹⁵N-Tracer in Nadeln und Zweigen, Bodenvegetation und Boden in einem 15-jährigen Fichten-Jung- und einem 140-jährigen Fichten-Altbestand wurde von SCHMIDT et al. (siehe Beitrag in diesem Band) untersucht. Die Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung der Bodenvegetation, vor allem bei dem Altbestand. Es zeigte sich, daß das Verhältnis der Aufnahme von Ammonium und Nitrat vor allem vom Verhältnis der beiden Spezies in der Bodenlösung abhängt.

Im Boden selbst spielen offenbar mikrobielle N₂-Fixierung (LIMMER siehe Beitrag in diesem Band) und Speicherung in austauschbarer Form keine bzw. nur eine temporäre Rolle (MATSCHONAT 1995). Allerdings gibt es deutliche Hinweise darauf, daß bei stark erhöhten N-Einträgen die N-Festlegung im Humus bis zu 20 kg ha⁻¹ a⁻¹ betragen kann. Die Auswertung von 41 publizierten Zersetzungsdaten ergab hierbei deutliche Beziehungen der Zersetzungskapazität zum N-Gehalt der Streu und zum Mn-Gehalt (BERG UND MATZNER siehe Beitrag in diesem Band).

Neben der N-Akkumulation als Ergebnis von Immobilisierungsvorgängen hängt die effektive N-Dynamik in entscheidendem Maße von dem Ineinandergreifen aller beteiligten Umsetzungsprozesse im Boden ab. Für die von BITÖK bearbeiteten Standorte liegen hier mittlerweile eine Reihe von Ergebnissen vor, die, über eine qualitative Prozeßbeschreibung hinaus, zum Teil bereits Parametrisierungen ermöglichen, die dann auch direkt in Modelle übernommen werden können. Letztlich ermöglicht dieser Schritt dann auch eine Quantifizierung der Einzelprozesse unter verschiedenen Randbedingungen in verschiedenen Jahren, die auf experimentellem Wege nur mit großem Aufwand erreichbar wäre (SCHMITT 1994, BITÖK 1995).

6 Bedeutung der Phyllosphäre

Eine der Fragen im Zusammenhang mit den Einträgen an Stickstoff in das System, die in BITÖK zur Zeit verstärkt untersucht werden, ist die nach der Rolle und Herkunft des gelösten organischen Stickstoffs (DON). Da über Herkunft und Umsätze von DON beträchtliche Unsicherheiten bestanden, werden diese Fragen in Zusammenarbeit des LS Tierökologie, des LS Bodenökologie und des Zentrums für Agrarlandschaftsforschung in Müncheberg zur Zeit verstärkt untersucht. Hierbei wird insbesondere die Rolle der Phyllosphärenmikroflora als Produzent von DON und deren Beziehung zu verschiedenen Arten von honigtauproduzierenden Blatt- bzw. Rindenläusen diskutiert. Die Ausgangshypothese, wonach ein Zusammenhang besteht zwischen der Dynamik der Rindenlauspopulationen und den Einträgen an gelöstem partikulärem Stickstoff (DON), hat sich jedoch nicht bestätigt. Deutliche Zusammenhänge konnten jedoch zwischen Populationsdynamik der Caren und den

Einträgen an partikulärem Aminosäure-N sowie an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) beobachtet werden (MICHALZIK et al. siehe Beitrag in diesem Band). Diese, allerdings noch vorläufigen, Befunde könnten dahingehend gedeutet werden, daß die Honigtauproduktion der Carenen zur DOC-Produktion einerseits und zur Stimulation der mikrobiellen Aktivität andererseits beiträgt, wobei letztere dann für den vermehrten Eintrag an partikulärem Amino-Stickstoff verantwortlich ist (Abb. 2).

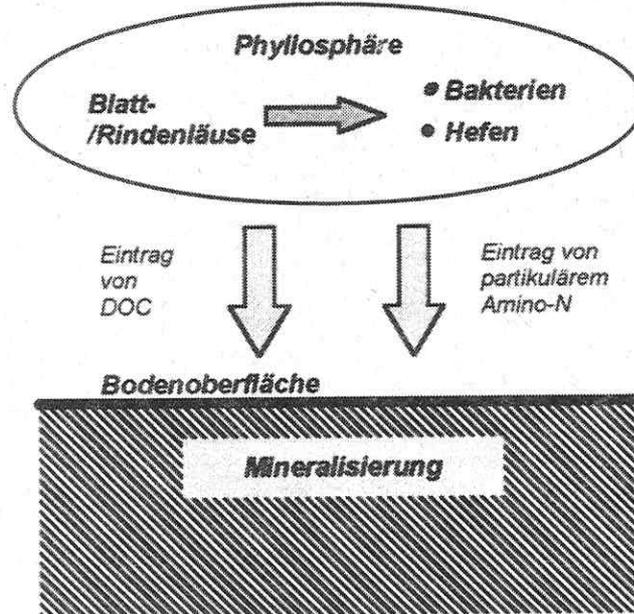


Abb. 2: Schematische Darstellung der Interaktion zwischen der Aktivität von Rindenläusen, der mikrobiellen Aktivität in der Phyllosphäre, sowie den Einträgen an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) und Amino-Stickstoff.

7 Variabilität und Skalen

Ausgeprägte räumliche und zeitliche Heterogenität sind wesentliche Merkmale von Stickstoffprozessen in räumlich strukturierten Waldbeständen. Grundsätzlich ist der Problemkomplex der Variabilität auf allen Ebenen der Ökosystemforschung von großer Bedeutung. Dies betrifft die Versuchsplanung ebenso wie die Erstellung zuverlässiger Gebietsbilanzen und die Modellbildung. Die bisherigen Untersuchungen konzentrierten sich hauptsächlich auf die Versuchsflächen am Waldstein und umfaßten die Mikroskala (GÖTTLEIN 1995), Messungen auf Einzelbaumebene (SEILER UND MATZNER 1995) und das Skalenniveau eines einzelnen Bestandes (MANDERSCHIED UND MATZNER 1995). Die mikroskaligen Untersuchungen konzentrieren sich zur Zeit auf die Chemodynamik der Rhizosphäre (GÖTTLEIN et al. 1996). Am Buchenstandort Steigerwald werden derzeit Messungen im stammnahen Bereich (bis 1 m) in verschiedenen Abständen und Tiefen durchgeführt (CHANG UND MATZNER 1996). Erste Ergebnisse dieser Messungen lassen im Hinblick auf Stickstoffflüsse noch keine einheitlichen Tendenzen erkennen. Grundsätzlich ergaben diese Untersuchungen zur Variabilität, daß das Ausmaß der Variabilität auf der Mikroskala in einer ähnlichen Größenordnung liegt wie auf Bestandesebene. Im Hinblick auf die Dynamik des Bodenwassers zeigte sich, daß auch der Zeitskala der Prozesse besondere Bedeutung zukommt. Trotz der großen Variabilität auf allen untersuchten Skalen, sind immerhin auf Einzugsgebietsniveau Regelhaftigkeiten zu erkennen (LIESCHIED siehe Beitrag in diesem Band).

8 Modellierung

Die Integration der Einzelprozesse erfolgt in Simulationsmodellen. Hauptziele der Modellierungsaktivitäten sind hierbei die Analyse und Bewertung der Reaktion des Bestandes (Wachstum, Struktur, Physiologie) auf geänderte äußere Bedingungen (Nährstoffangebot, Eingriffe). Hierbei spielen modellgestützte Prozeßanalysen und -bewertungen sowie die Berechnung prognostischer Szenarien eine wichtige Rolle.

Die Integration der Bodenprozesse erfolgt derzeit in den beiden Simulationmodellen PHYSTRANS und SIMFONI. Während PHYSTRANS ein speziell auf die Quantifizierung gasförmiger Flüsse in Böden

ausgerichtetes dreidimensionales numerisches Modell auf Finite-Volumenbasis darstellt (HAUBOLD UND HUWE 1996), ist SIMFONI ein mechanistisches, hochintegratives und komplexes Simulationswerkzeug zur Simulation der Stickstoffdynamik, dessen Einsatzbereich neben der Prozeßanalyse und der Berechnung von Szenarien auch in der Versuchsplanung liegt (TOTSCHKE siehe Beitrag in diesem Band). SIMFONI basiert auf dem Stickstoffhaushaltsmodell für Agrarökosysteme WHNSIM, das in die, insbesondere im Hinblick auf künftige Anwendungen, flexiblere Sprache C++ übertragen und um walddespezifische Module erweitert wurde. Derzeit besteht SIMFONI aus den Modulen ALPHA, das den Funktionsumfang von WHNSIM abdeckt und dem Modul CARRY, das den Transport von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) und die hiermit assoziierten DON-Flüsse berechnet. Ferner stehen weitere Module zur Berechnung von Stickstofftransformationen und hierarchischen Wurzelsysteme (FUGE) sowie zur Simulation von Kationenaustauschprozessen und Mehrkomponentenfluß (SONETT) als selbständige Programme zur Verfügung. Die Integration einer eindimensionalen Version von PHYSTRANS ist geplant. SIMFONI bildet den Ausgangspunkt weitergehender Untersuchungen zur Analyse der erforderlichen Modellkomplexität und -dimensionalität sowie zur Skalenproblematik. Im Rahmen dieser Untersuchungen interessiert insbesondere die Stoffdynamik bei Wechsel der Beobachtungsskala sowie Erklärungs- und Prognoseeigenschaften von Modellansätzen unterschiedlichen Komplexitätsgrades.

9 **Schlußfolgerungen und Ausblick**

Im Hinblick auf Gesamtbilanzen konnten summarische Parameter identifiziert werden, wobei offenbar neben den Einträgen der Qualität der organischen Substanz eine besondere Bedeutung zukommt. Neuere Ergebnisse deuten darauf hin, daß die Bedeutung der oberirdischen Aufnahme bisher unterschätzt wurde.

Untersuchungen zur Aufnahme von Ammonium und Nitrat unterstreichen die Bedeutung der Bodenvegetation. Das Verhältnis der Aufnahme von Ammonium und Nitrat hängt hierbei offenbar vor allem vom Verhältnis der beiden Spezies in der Bodenlösung ab. Im Hinblick auf die Senkenfunktionen des Bodens spielt die Sorption von Ammonium offenbar nur eine untergeordnete Rolle wohingegen das Immobilisierungspotential des organischen Pools möglicherweise größer ist als bisher angenommen.

Die Dynamik von Blattlauspopulationen führt über die Honigtauproduktion zu erhöhten Einträgen an gelöstem organischem Kohlenstoff sowie zu einer Förderung der Mikroorganismenaktivität in der Phyllosphäre und hierdurch zu einem verstärkten Eintrag an partikulärem Amino-N. Beides ist von Bedeutung für die N-Dynamik der Böden (Mineralisation, Bilanzen).

Bezüglich der N-Transformationen im Boden besteht für die untersuchten Standorte mittlerweile ein recht guter qualitativer und quantitativer Überblick. Bei den quantitativ vergleichsweise wichtigeren Prozessen Denitrifikation, Ammonifikation und Nitrifikation liegen darüberhinaus auch Parametrisierungen für Modellanwendungen vor.

Die Heterogenität der N-Dynamik auf verschiedenen Skalen, sowie die Interaktion von räumlicher Variabilität und zeitlicher Dynamik sind hinsichtlich Ausmaß und Folgen derzeit noch Gegenstand weiterer Untersuchungen. Diese Arbeiten stehen in engem Zusammenhang zu den Modellierungsansätzen zur Stickstoffdynamik, in denen die Skalenabhängigkeit der Stickstoffprozesse verstärkt in den Vordergrund des Interesses rückt.

Literatur

BITÖK (HRSG.) (1995): BITÖK-Forschungsbericht 1994. Bayreuther Forum Ökologie, 15.

BITÖK (HRSG.) (1996): BITÖK-Forschungsbericht 1995. Bayreuther Forum Ökologie, 28.

BRUCKNER, G. (1996): Deposition und oberirdische Aufnahme von gas- und partikelförmigem Stickstoff aus verschiedenen Emissionsquellen in ein Fichtenökosystem. Bayreuther Forum Ökologie, 29.

CHANG, S.-C. UND E. MATZNER (1996): Effects of stem flow on element cycling in beech forest. In: BITÖK (HRSG.) (1996): BITÖK-Forschungsbericht 1995. Bayreuther Forum Ökologie, 28.

GÖTTLEIN, A. (1995): Mikroskalige Variabilität von Bodenlösungskonzentrationen und Saugspannungen in einem sauren Waldboden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 76, 25-28.

GÖTTLEIN, A., A. DIEFFENBACH UND E. MATZNER (1996): Micro lysimetrie as a tool for studying soil solution chemistry in the vicinity of growing roots. In: BITÖK (HRSG.) (1996): BITÖK-Forschungsbericht 1995. Bayreuther Forum Ökologie, 28.

HAUBOLD, M. UND B. HUWE (1996): Messung und Modellierung des Gasaustauschs zwischen Waldboden und Atmosphäre. In: Alfred-Wegener-Stiftung (Hrsg.): Von den Ressourcen zum Recycling: Geoanalytik, Geomanagement. Geoinformatik, Verlag Ernst & Sohn: Berlin, 117-129.

MANDERSCHIED, B. UND E. MATZNER (1995): Spatial and temporal variability of soil solution chemistry and ion fluxes through the soil in a mature Norway spruce (*Picea abies* Karst.) stand. Biogeochemistry, 30, 99-114.

MATSCHONAT, G. (1995): Zur Ammonium-Sorption und Ammonium Fixierung in europäischen Waldböden. Bayreuther Forum Ökologie, 24.

SCHMITT, M. (1994): Denitrifikation in saurer Nadelstreu. Bayreuther Forum Ökologie, 7.

SEILER, J. UND E. MATZNER (1995): Spatial variability of throughfall chemistry and selected soil properties as influenced by stem distance in a mature Norway spruce (*Picea abies* Karst.) stand. Plant and Soil, 176, 139-147.

TOTSCHKE, K. U. (1995): Co-Transport und Co-Sorption in Böden: Experimentelle Befunde - Modellentwicklung - Numerische Simulation., Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Bayreuth. Bd. 38.

Ökosystemforschung in BITÖK - Organisation - Ziele - Ansätze

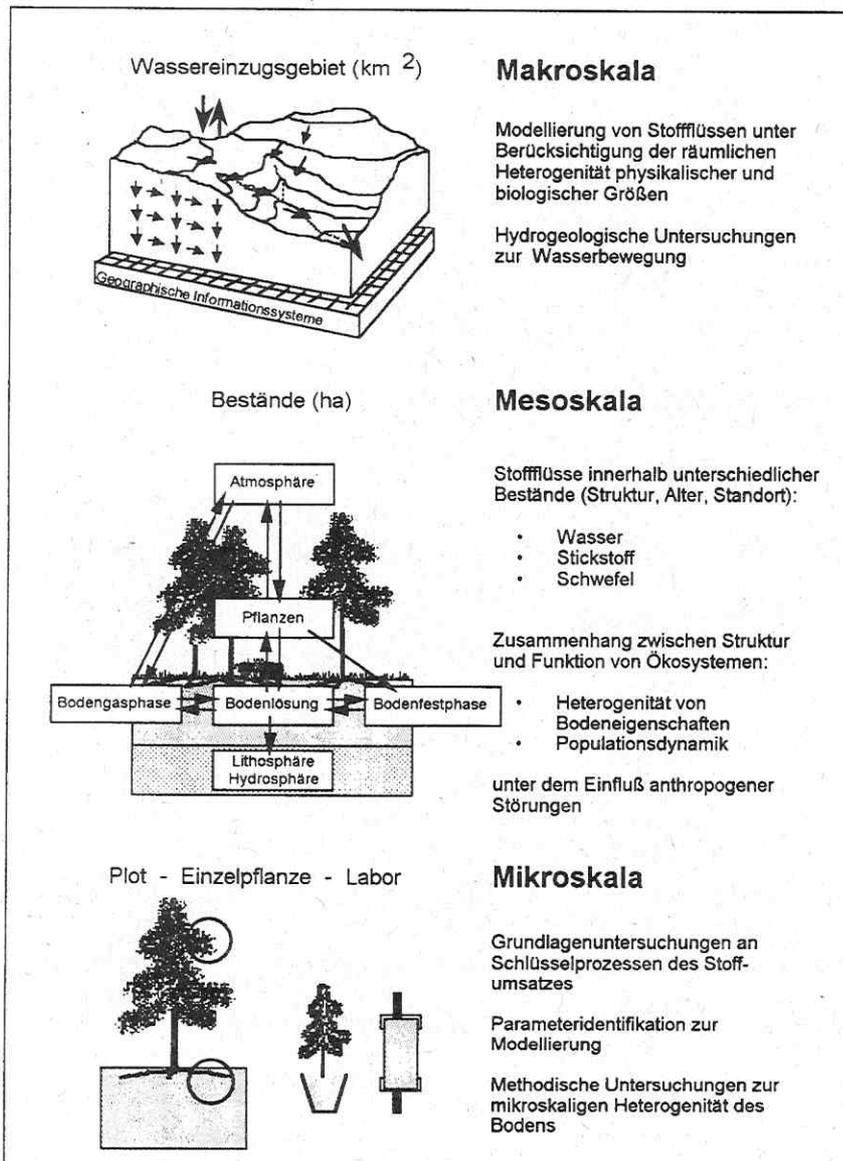
Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung
Universität Bayreuth

BITÖK - Organisation:

Das Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK) ist ein interdisziplinäres Forschungszentrum. Es wurde 1990 als eine zentrale Einrichtung der Universität Bayreuth gegründet und wird durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF; Förder-Nr. PT BEO 51-0339476 B) finanziert.

Forschungsziele:

Die Forschungen in BITÖK befassen sich mit der 'Erklärung und Vorhersage des Verhaltens von terrestrischen Ökosystemen bei sich ändernden Umweltbedingungen'.



Insbesondere wird die Belastbarkeit von Waldökosystemen unter anthropogenen, luftgetragenen Schadstoffemissionen untersucht (v.a. erhöhte Stickstoff- und Schwefel-Einträge).

Neben der Bestimmung der Gesamt-Wasserbilanz bewaldeter Wassereinzugsgebiete wird auch der Stoffaustausch aus dem Boden in das Grundwasser ermittelt.

Abb. 1 Räumliche Skalierung der Forschungsarbeiten in BITÖK

Forschungsansätze:

- Räumliche Skalierung der Forschungsarbeiten (Abb. 1).
- Quantifizierung von Element- und Stoffflüssen in der Einzelpflanze, im Bestand und in ganzen Wassereinzugsgebieten.
- Untersuchung von Schlüsselprozessen und ihre Regulation zwischen Atmosphäre, Vegetation und Boden (H_2O , SO_4 , CO_2 , NO_x , NH_4).
- Computer-Modelle ermöglichen die Hochrechnung von Einzeluntersuchungen auf größere räumliche Einheiten.

Untersuchte Ökosysteme:

Die Ökosystemstudien von BITÖK konzentrieren sich auf kleinere, bewaldete Wassereinzugsgebiete auf basenarmen Standorten in Nordbayern. Die zur Zeit wichtigsten Intensiv-Meßflächen von BITÖK sind:

1. Das Fichtenwald-Wassereinzugsgebiet "**Lehstenbach**" im Fichtelgebirge
Größe des Einzugsgebietes: ca. 4 km²
Höhenlage: 765 m üNN
Jahresmitteltemperatur: 5,75 °C
Niederschlag: 950-1050 mm yr⁻¹
Geologie: Braunerden bis Podsol-Braunerden über tiefgründig verwittertem Granit
2. Das Buchen-Mischwald-Wassereinzugsgebiet "**Steinkreuz**" im Steigerwald
Größe des Einzugsgebietes : ca. 0,45 km²
Höhenlage: 440 m üNN
Jahresmitteltemperatur: 7,5 °C
Niederschlag: 750 mm yr⁻¹
Geologie: sandige bis schluffig-lehmige, eutrophe Braunerden, z.T. Zweischichtböden, über Coburger Sandstein und Unterem Burgsandstein (Sandstein-Keuper)

Forschungsthemen:

Stickstoff

Wie wirken sich Langzeit-Depositionen von bodenversauernden Stickstoff-Emissionen auf die Funktion und Struktur von Waldökosystemen aus ?

Wasser

Wie beeinflussen Klima, Vegetationsstruktur, Baum-Physiologie und Boden die Wasserkreisläufe in Waldökosystemen ?

Schwefel

Wie wirkt sich die reduzierte Deposition von Schwefel auf Boden, Vegetation und aquatische Systeme in Waldökosystemen aus ?

Mikrobielle Prozesse

Welche Faktoren regulieren oder beeinflussen mikrobielle Prozesse in Waldböden und welche Bedeutung haben diese Prozesse auf der Ökosystemebene ?

Modellierung

Welche Möglichkeiten und Grenzen besitzen Simulationsmodelle zur Erklärung und zur Vorhersage des Verhaltens von Ökosystemen ?

gefördert aus Mitteln des **BMBF**; PT-BEO 51-0339476 B

Informationen und jährliche Forschungsberichte im Internet: <http://www.bitok.uni-bayreuth.de>
oder direkt von

Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK)
Wissenschaftliches Sekretariat
Universität Bayreuth
Postfach 10 12 51

95448 Bayreuth

Spurengasmessungen an der Station 'Waldstein' (Fichtelgebirge)

O. Klemm, R. Eiden, J. Gerchau

Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Universität Bayreuth

Zielsetzung:

Durch die kontinuierliche Erfassung atmosphärischer Parameter sollen die Randbedingungen, denen die Ökosysteme der Intensiv-Meßstation „Waldstein“ des BITÖK ausgesetzt sind, quantifiziert und bewertet werden.

Treten Konzentrationen auf, die für die Pflanzen direkt schädlich sein können? Sind Trends der Luftverschmutzung nachweisbar?

Überblick über 2½ Jahre Messungen (Juni 1994 - September 1996):

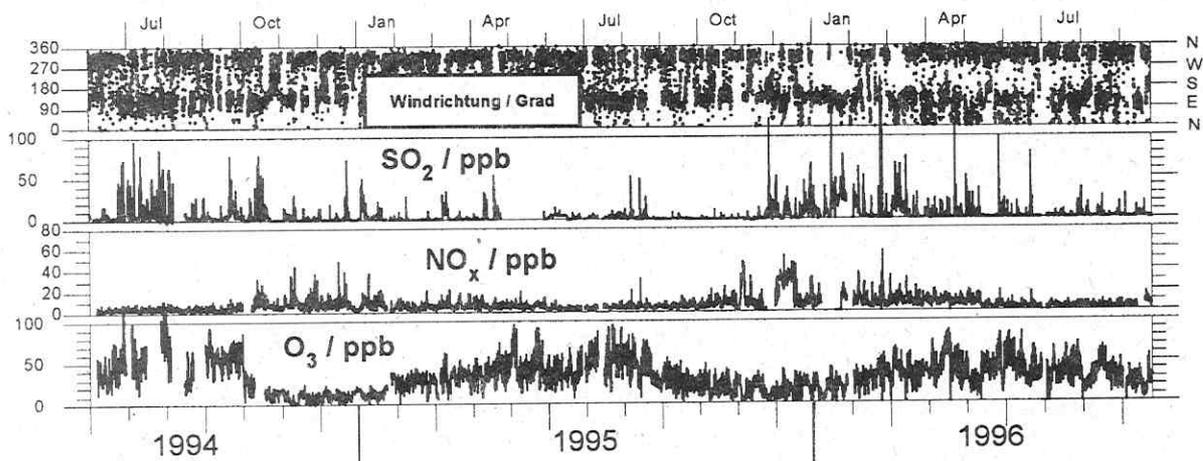


Abb. 1: Stundenmittelwerte ausgewählter Parameter. Hohe Konzentrationen des Schwefeldioxid (SO_2) treten in Episoden auf, vor allem im Winterhalbjahr. Hohe Stickoxid- (NO_x -) Werte treten ausschließlich im Winter auf. Ozon (O_3) zeigt einen typischen Jahresgang mit erhöhten Werten im Sommer. Bestehende Grenzwerte (TA Luft, EU, VDI) wurden von SO_2 und NO_x nie überschritten. Sommerliches O_3 überschreitet regelmäßig die EU-Schwellenwerte für den Gesundheitsschutz (51 ppb im 8-Stunden-Mittel) und den EU-Schwellenwert für den Schutz der Vegetation (30 ppb im 24-Stunden-Mittel).

Windrichtungsanalyse:

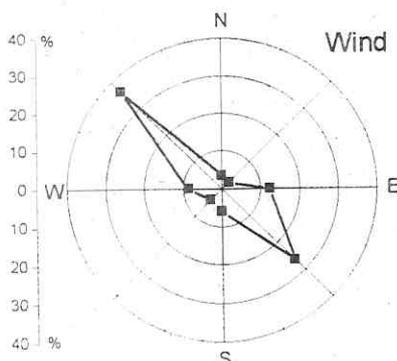


Abb. 2: Die häufigsten Windrichtungen sind NW und SE (zusammen 63 %).

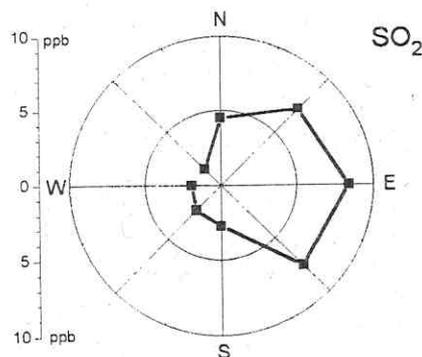


Abb. 3: Die höchsten mittleren SO_2 -Werte treten bei Ostwind auf.

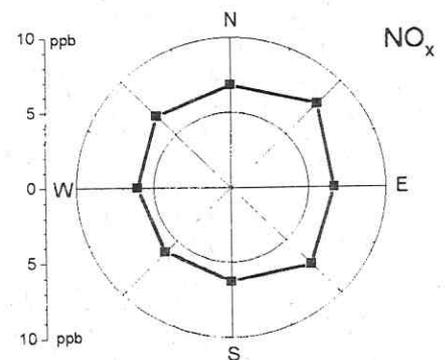
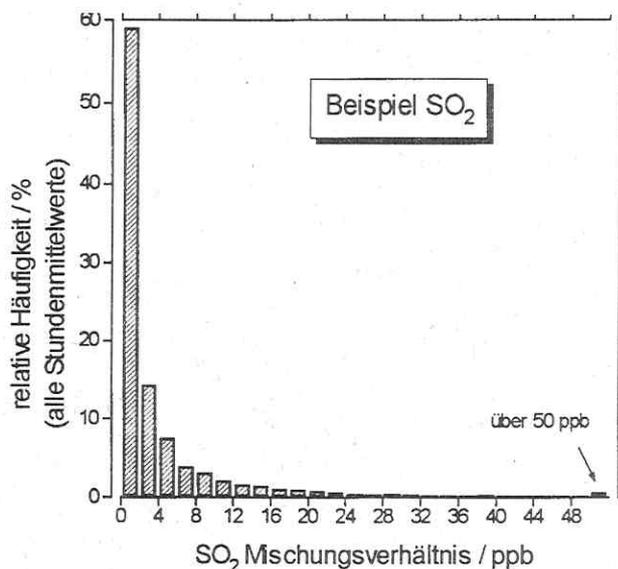


Abb. 4: Die mittleren NO_x -Werte zeigen keine Abhängigkeit von der Windrichtung.

Statistische Aspekte:

Abb. 5: Die Häufigkeitsverteilungen sind schief (nicht normal), Mittelwerte werden von Extremen bestimmt.



	NW-Sektor	SE-Sektor
SO₂		
Mittelwert	1,5 ppb	7,6 ppb
1 σ	3,8 ppb	12,3 ppb
Median	0,3 ppb	3,2 ppb
NO_x		
Mittelwert	6,8 ppb	7,3 ppb
1 σ	6,0 ppb	5,7 ppb
Median	5,0 ppb	5,8 ppb

Tab. 1: Die "Standardabweichungen" (σ) sind meist größer als die arithmetischen Mittelwerte. Selbst im Falle des relativ homogen verteilten NO_x sind sie nahezu gleich groß. Die Mediane liegen deutlich unter den Mittelwerten. Die Bewertung des Grades der Luftverunreinigung über längere Zeiträume muß anhand der (niedrigeren) Mediane (und anderer Perzentilwerte) erfolgen. Statistische Analysen des Datenmaterials müssen auf nicht-parametrische Testverfahren zurückgreifen. Solche Verfahren sind aufwendig und in ihren Ergebnissen weniger aussagekräftig.

Episodenanalysen:

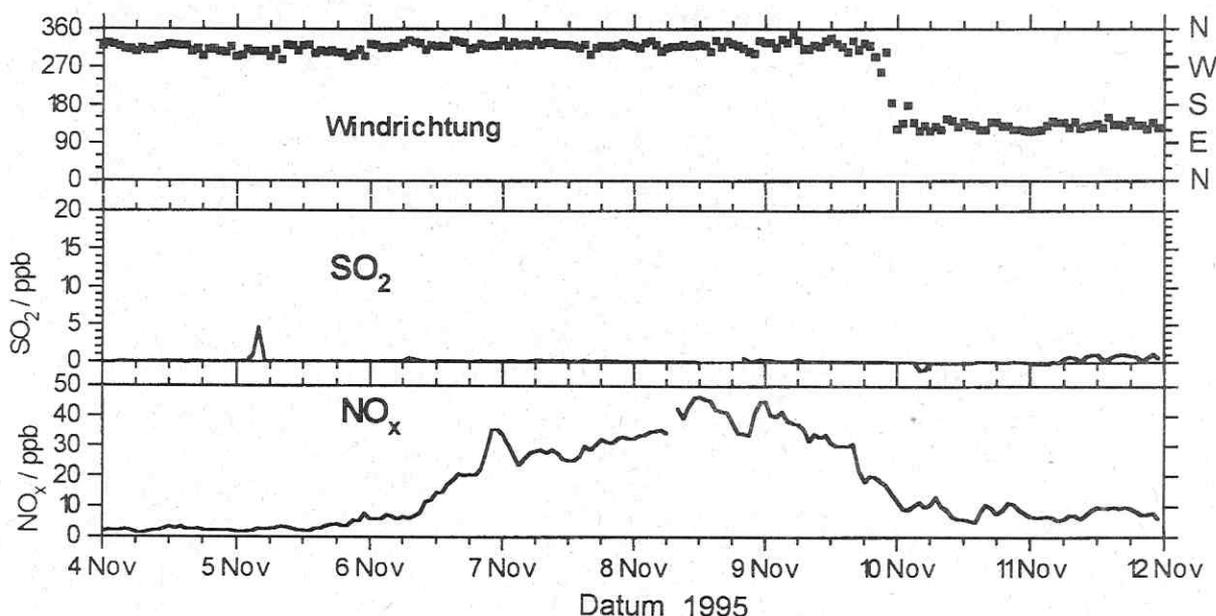


Abb. 6: Episoden hoher NO_x-Werte treten auch bei Winden aus NW auf. Sie sind dann nicht mit hohen SO₂-Werten gekoppelt. Die O₃-Werte der dargestellten Episode sind niedrig (2-32 ppb).

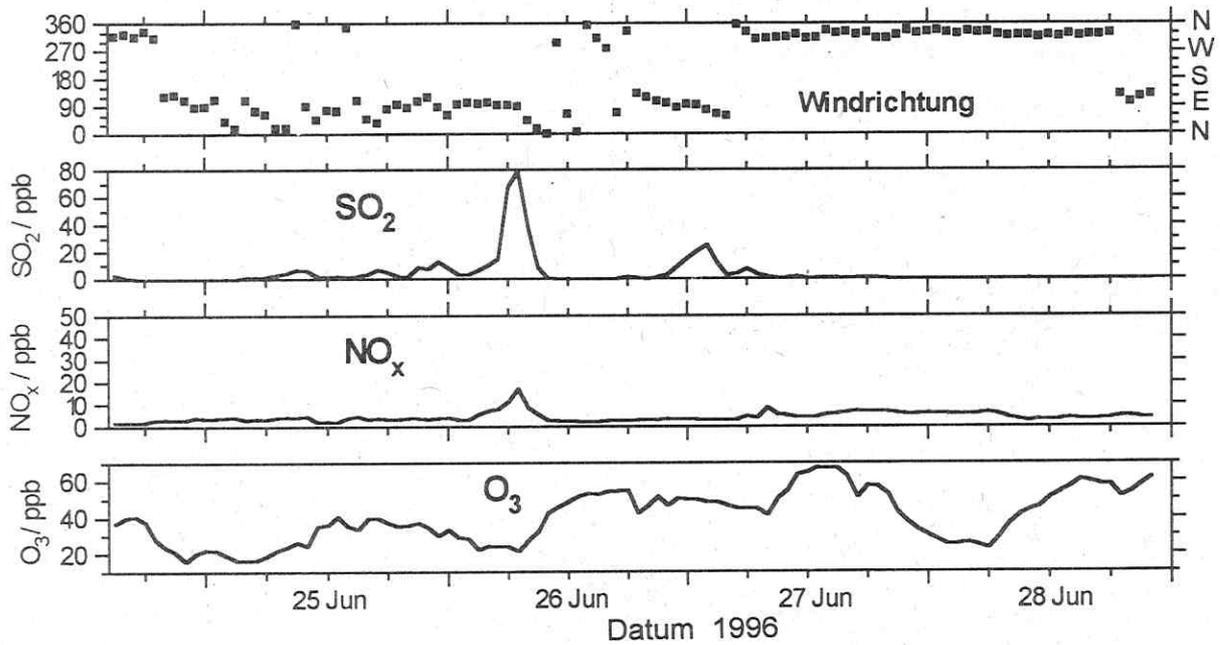


Abb. 7: Episoden hoher SO₂-Werte gibt es nur während Ostwind-Wetterlagen. Die Fahne des Kraftwerks Arzberg ist hier klar erkennbar. O₃ zeigt den während des Aufbaus einer photochemischen Episode typischen Verlauf.

Ausblick:

Unter Zuhilfenahme der Ergebnisse des Standorts Oberwarmensteinach soll eine Trendanalyse der luftthygienischen Parameter (1986-1996) durchgeführt werden. Die meteorologischen und luftthygienischen Messungen werden weitergeführt. Ab 1997 sollen zusätzlich zum gegenwärtigen Meßprogramm NH₃ und Nebel gemessen werden.

N-Bilanzen von Waldökosystemen - Genauigkeit und Interpretation

Bernhard Manderscheid

Lehrstuhl Bodenökologie, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Universität Bayreuth

1 Einleitung

Waldökosysteme der nördlichen Breiten werden heute durch N-Depositionen erheblich belastet.

Aus den N-Flüssen und Bilanzen werden weitreichende Schlußfolgerungen über die Entwicklung und Belastbarkeit von Waldökosystemen gezogen.

Vor allem werden Aussagen zur N-Sättigung aus den Stoffflußbilanzen abgeleitet. Nach AGREN & BOSATTA (1988) wird ein System als stickstoffgesättigt bezeichnet, wenn die Stickstoffverluste aus dem System die Größenordnung der Einträge erreichen oder sie übersteigen.

2 Material und Methoden

Die Versuchsfläche Coulissenhieb hat eine Größe von 2.7 ha. Sie liegt innerhalb des Fichtelgebirges im Lehstenbach Einzugsgebiet. Die Höhenlage beträgt etwa 760 m üNN. Die Versuchsfläche ist mit Fichten im Alter von etwa 148 Jahren bestockt. Die Bestandesdichte beträgt rund 322 Bäume/ha.

Die Bodenvegetation ist ein Mosaik aus *Deschampsia flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Dryopteris dilatata* und *Calamagrostis villosa*. Der Jahresniederschlag liegt zwischen 950-1050 mm yr⁻¹, die mittlere Lufttemperatur beträgt 5.7°C.

Das Ausgangsgestein ist Granit. Die Böden sind Braunerden bis Braunerde-Podsole. Die Bodenart ist Lehm bis sandiger Lehm.

Der Bodenlösungs-pH(CaCl₂) ist < 4, der Boden weist eine geringe Basensättigung auf.

Es wurden 20 räumlich getrennte Meßorte mit je einem Niederschlagssammler, sowie je einem Lysimeter und Tensiometer in 3 Tiefen installiert und beprobt. Die Probenahmeintervalle betragen 14 Tage, die Tensiometer wurden stündlich abgefragt.

Die Wasserflüsse wurden mit einem eindimensionalen numerischen Simulationsmodell (SIMULA18, MANDERSCHIED 1992) für jeden der 20 Erfassungseinheiten separat berechnet.

Die N-Flüsse wurden für jede der 20 Meßorte aus den Elementkonzentrationen und den Wasserflüssen berechnet.

Die quantitative Erfassung des Stickstoffkreislaufs in Waldökosystemen ist schwierig, da neben gelösten ionaren und organischen auch partikuläre und gasförmige Stickstoffverbindungen auftreten. Deshalb wird hier Gesamt-N (N_{tot}) definiert als $NH_4 + NO_3$. Die N-Bilanzen wurden aus den N-Flüssen im Bestandesniederschlag und den N-Flüssen im Sickerwasseraustrag (90 cm Tiefe) berechnet.

Jahr	N-Bilanz kg ha ⁻¹ yr ⁻¹	95% VB des MW kg ha ⁻¹ yr ⁻¹	n _x (Δ=±5 kg ha ⁻¹ yr ⁻¹)
1993	-4.2	±6.1	26
1994	9.3	±8.4	50
1995	6.0	±7.5	40

Tabelle 1: Jahresmittelwerte der N-Bilanzen, 95% Vertrauensbereich (VB) des Mittelwertes (MW) der Bilanzen und notwendiger Stichprobenumfang (n_x) für die geforderte Genauigkeit von ± 5 kg ha⁻¹ yr⁻¹ für die Versuchsfläche Coulissenhieb.

3 Ergebnisse

Die N-Flüsse mit der Kronentraufe und dem Sickerwasser sind auf der Fläche sehr heterogen (Abbildung 1). Auf der Versuchsfläche können stellenweise und jahresweise verschieden positive und negative Bilanzen auftreten (Abbildung 2), weswegen ausreichende Stichprobengrößen unabdingbar sind.

Um die Jahresbilanzen mit einer Genauigkeit von ±5 kg ha⁻¹ yr⁻¹ zu bestimmen, liegen die Stichprobengrößen bei 26 bis 50 (Tabelle 1).

Der 95%-Vertrauensbereich des Jahresmittelwertes ist 1993 und 1995 größer als der Mittelwert (Tabelle 1); ob eine ausgeglichene, negative oder positive N-Bilanz vorliegt, ist somit statistisch nicht abgesichert.

4 Schlußfolgerungen

Die räumliche Variation der N-Flüsse mit der Kronentraufe und dem Sickerwasser muß bei der Erfassung durch einen ausreichenden Stichprobenumfang berücksichtigt werden.

Nur durch die Einzelbeprobung verschiedener Meßorte auf einer Versuchsfläche sind Fehlerrahmen und Vertrauensintervalle überhaupt berechenbar.

Nur Bilanzen, bei denen der Vertrauensintervall des Mittelwertes angegeben wurde, sind sinnvoll interpretierbar.

5 Literatur

- AGREN, G. & BOSATTA, E. (1988): Nitrogen Saturation of Terrestrial Ecosystems. *Environmental Pollution* **54**: 185-197.
- MANDERSCHIED, B. (1992): Modellentwicklung zum Wasser- und Stoffhaushalt am Beispiel von vier Monitoringflächen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe A, Band 87*: 233 pages.
- MANDERSCHIED, B. & MATZNER, E. (1995A): Spatial and temporal Variability of Soil Solution Chemistry and Ion Fluxes through the soil in a mature Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) *Stand. Biogeochemistry* **30**: 99-114.
- MATZNER, E., STUHRMANN, M. & MANDERSCHIED, B. (1995): Wirkung von N-Einträgen auf Bodenprozesse des N-Haushaltes von Waldökosystemen. in IMA-Querschnittsseminar: Wirkungskomplex Stickstoff und Wald UBA Texte **28/95**: 59-67.

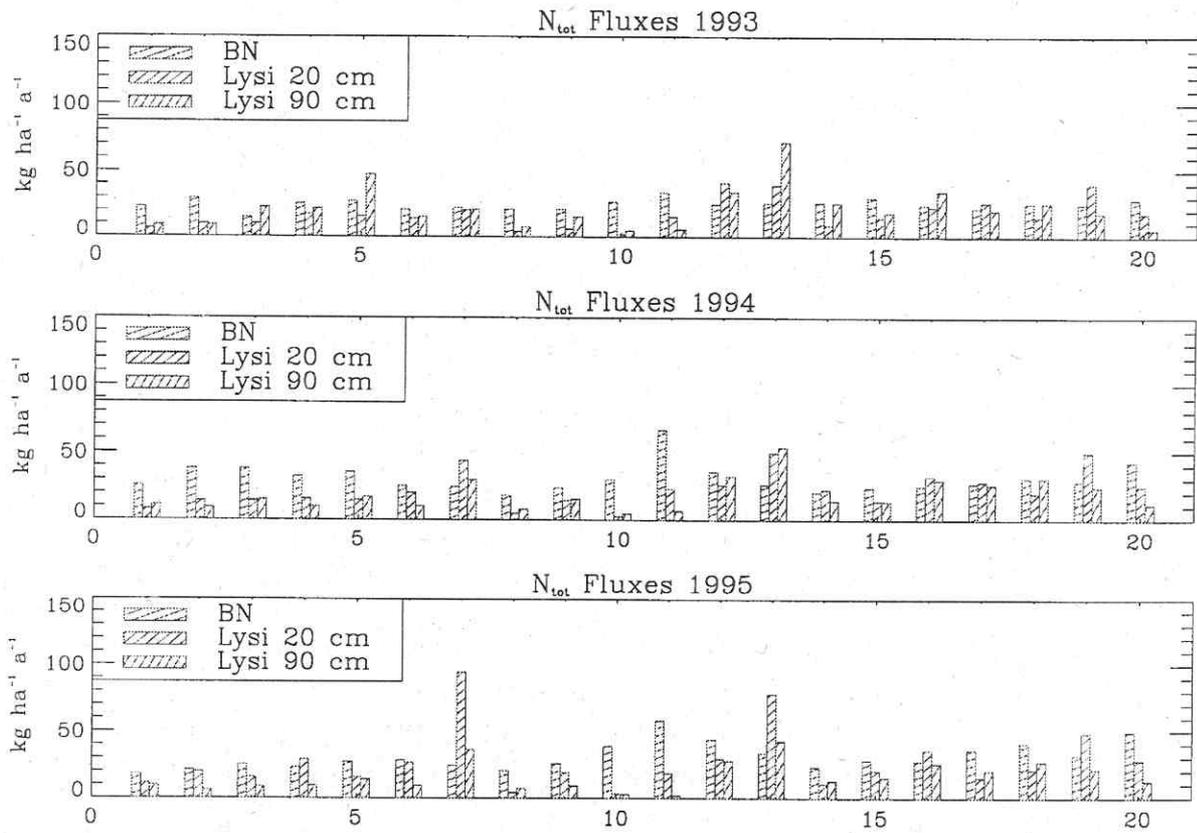


Abbildung 1: Jährliche N-Flüsse (1993-1995) mit der Kronentraufe (BN) und dem Sickerwasser in 20 cm (Lysi 20 cm) und in 90 cm (Lysi 90 cm) auf der Versuchsfläche Coulissenhieb für die 20 Meßorte.

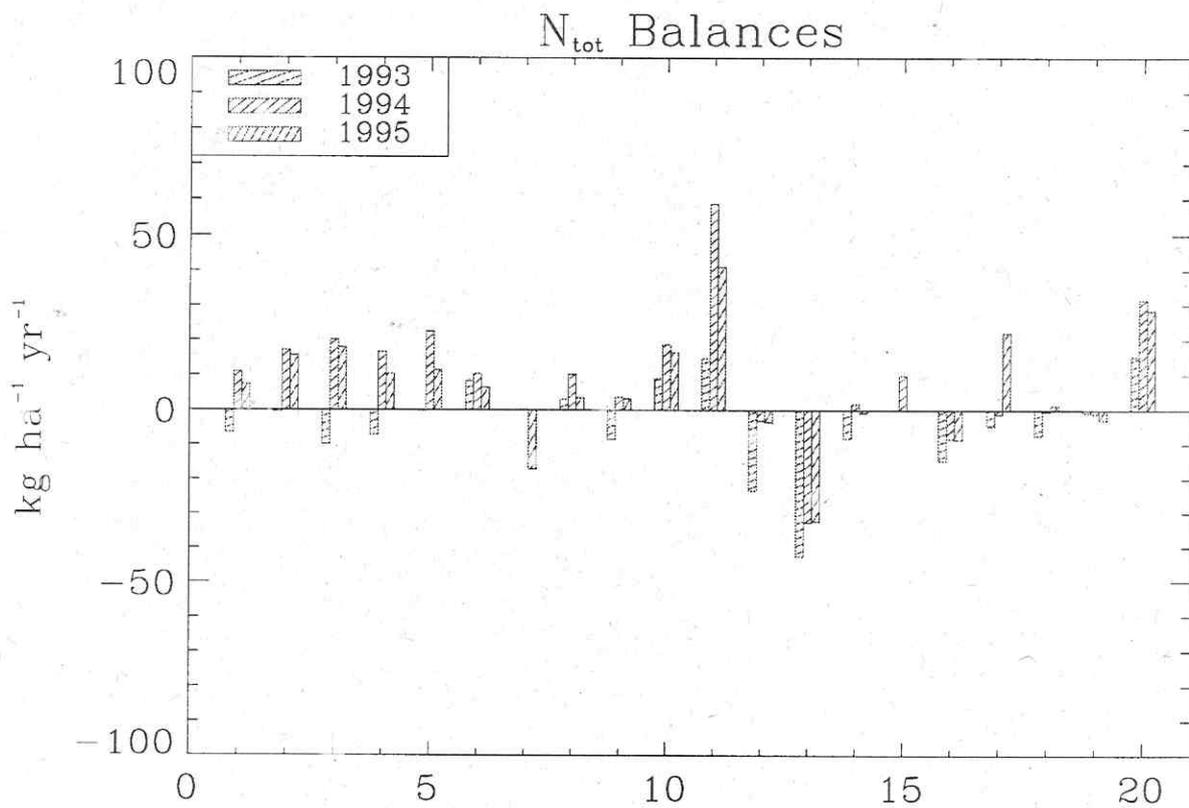


Abbildung 2: Jährliche N-Bilanzen (1993-1995, Kronentraufe-Sickerwasseraustrag in 90 cm) für die Versuchsfläche Coulissenhieb für die 20 Meßorte.

Aufnahme von Ammonium und Nitrat bei Waldbäumen

Gisela Schmidt, Christoph May, Nina Buchmann, Gerhard Gebauer, Ernst-Detlef Schulze

Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK) - Lehrstuhl für Pflanzenökologie, Universität Bayreuth

Um die Auswirkungen von atmosphärisch eingetragenem Ammonium und Nitrat im Ökosystem Wald beurteilen zu können, müssen die Flüsse und Umsetzungen von Stickstoff (N) im System sowohl qualitativ als auch quantitativ bekannt sein.

Kenntnisse über diese Prozesse liegen aus einer Untersuchung an einem 15jährigen Fichtenbestand vor (Buchmann et al., 1995, 1996). Dieses erste Tracer-Puls-Experiment zeigte zwei Hauptprobleme von ^{15}N -Markierungsversuchen auf:

- (1) Der Tracer wird in der Bodenlösung verdünnt und nur mit Kenntnis der N-Poolgrößen im Boden sowie von deren N-Isotopenverhältnissen können Aufnahmeraten berechnet werden.
- (2) Ein einziges Markierungsereignis innerhalb einer Wachstumsperiode reicht nicht aus, um den Einfluß der Wachstumsperiode auf die N-Aufnahme der Bäume zu quantifizieren, insbesondere unter dem Aspekt gleichbleibend hoher N-Depositionen im Jahresverlauf.

Im Rahmen dieses Projektes werden daher

- (1) die Flüsse und Umsetzungen von Ammonium und Nitrat in Nadel- und Laubwald-ökosystemen am Beispiel von Fichten- und Buchenbeständen untersucht,
- (2) Einflüsse von Bestandesalter und saisonale Effekte der N-Aufnahme erfaßt sowie
- (3) die Ammonium- und Nitratflüsse in die Pflanzen (Bäume und Bodenvegetation) auf Bestandesebene quantifiziert.

Diese Aspekte wurden mit Hilfe von ^{15}N -Tracer-Puls-Experimenten untersucht. Dabei wurden ^{15}N -Ammonium bzw. ^{15}N -Nitrat zu verschiedenen Zeitpunkten innerhalb einer Vegetationsperiode in Simulation einer nassen Deposition ausgebracht. Die Flüsse und Umsetzungen des Tracers werden in allen Kompartimenten des Systems über zwei Vegetationsperioden hinweg verfolgt.

Die Untersuchungen wurden mit drei Behandlungen (^{15}N -Ammonium, ^{15}N -Nitrat und Kontrollen) angelegt in

- einem 15jährigen Fichtenbestand (1991/1992)
- einem 140jährigen Fichtenbestand (1994/1995)

- je einem 10-, 30-, 60-, 80- und 140jährigen Buchenbestand (1995 - 1997)

in der Umgebung der jeweiligen BITÖK-Versuchsflächen im Fichtelgebirge (Fichte) bzw. im Steigerwald (Buche) (vgl. Schmidt et al. 1996, May et al. 1996).

Die bisherigen Daten zeigen:

- (1) Die Fichte nimmt Ammonium und Nitrat während der ganzen Wachstumsperiode hindurch auf, hauptsächlich jedoch direkt nach dem Austrieb. Damit haben im Jahresverlauf gleichbleibend hohe N-Einträge unterschiedliche Auswirkungen auf den N-Austrag.
- (2) Die Nutzung von Ammonium gegenüber Nitrat hängt bei der Fichte vom Ammonium:Nitrat-Verhältnis in der Bodenlösung ab. Unter natürlichen Bedingungen ist Ammonium die dominierende anorganische N-Quelle. Die Buche nutzt stärker Nitrat als die Fichte.
- (3) Die Bodenvegetation konkurriert sehr effektiv mit den Bäumen um N, nutzt dabei jedoch stärker Nitrat als die Fichte. Damit ist die Bodenvegetation ein wichtiger Bestandteil im N-Kreislauf. Je nach Bestand spielt sie eine nicht unerhebliche Rolle in der Kompensation zusätzlicher N-Einträge und kann damit Auswirkungen auf die Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser haben.
- (4) Die Buche nimmt ebenfalls Ammonium und Nitrat über die ganze Wachstumsperiode hinweg auf. Die Buche nutzt stärker Nitrat als die Fichte.

Literatur:

Buchmann N., Schulze E.-D., Gebauer G. (1995) ^{15}N -ammonium and ^{15}N -nitrate uptake of a 15-year-old *Picea abies* plantation. *Oecologia* **102**: 361-370.

Buchmann N., Gebauer G., Schulze E.-D. (1996) Partitioning of ^{15}N -labeled ammonium and nitrate among soil, litter, below- and above-ground biomass of trees and understory in a 15-year-old *Picea abies* plantation. *Biogeochemistry* **33**: 1-23.

May Ch., Schmidt G., Gebauer G., Schulze E.-D. (1996) The fate of ^{15}N -ammonium and ^{15}N -nitrate in the soil of a 140-year-old spruce (*Picea abies*) stand in the Fichtelgebirge (NE Bavaria). *Isotopes Environ. Health Stud.* **32**: 149-158.

Schmidt G., May Ch., Gebauer G., Schulze E.-D. (1996) Uptake of ^{15}N -ammonium and ^{15}N -nitrate in a 140-year-old spruce stand (*Picea abies*) in the Fichtelgebirge (NE Bavaria). *Isotopes Environ. Health Stud.* **32**: 141-148.

Verbleib eingetragenen Stickstoffs in Waldböden: Akkumulation von Humus

B. Berg und E. Matzner

Department of Forest Soils, Swedish University of Agric. Sci., P.O. Box 7001, S-750 07 Uppsala, Sweden

Lehrstuhl Bodenökologie, BITÖK, Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth, Germany

Einleitung

Die N-Bilanzen von Waldökosystemen weisen generell eine Akkumulation von N im Ökosystem auf, die in der Vegetation oder im Boden bestehen muß. Die Kenntnis der Senken und ihrer langfristigen Entwicklung ist daher für das Verständnis der Auswirkungen von N-Einträgen und für die Prognose der zukünftigen Entwicklung von ausschlaggebender Bedeutung. Der größte N-Vorrat im Ökosystem und im Boden besteht im Humus-N, über dessen Dynamik und Langzeitentwicklung wenig bekannt ist. Einige Untersuchungen (Billet et al. 1990, Matzner 1989) haben gezeigt, daß eine signifikante Zunahme der Mächtigkeit des Auflagehumus und damit der N-Vorräte unter Wald in den letzten Jahrzehnten stattgefunden hat. Die jährlichen Akkumulationsraten von N lagen zwischen 5-50 kgN/ha/a. (Tabelle 1). Gleichzeitig wurde in anderen Untersuchungen eine Abnahme der C/N-Verhältnisse des Humus gefunden, die ebenfalls auf eine N-Speicherung im Humus hindeutet (Hildebrand 1994, v. Zezschwitz 1985, Mc-Nulty et al. 1991). Ferner haben viele Untersuchungen zum Abbau von Humus gezeigt, daß N-Zugaben den Abbau hemmen, während sie in frühen Stadien der Zersetzung des Abbau von frischer Streu fördern (Berg and Matzner 1997).

Vor diesem Hintergrund vertreten wir die folgende Hypothese:

Die langfristigen N-Einträge in Waldökosysteme führen zu einer verstärkten Akkumulation von schwer zersetzlicher, N-reicher organischer Substanz in Böden. Dadurch entsteht eine relativ stabile, langfristige Senke für N in Waldökosystemen.

Tabelle 1: N-Akkumulation im Auflagehumus von Waldbeständen

a) N-Akkumulation im Auflagehumus unter Buche und Fichte im Solling

	N/ha			
	Buche		Fichte	
	Vorrat	C/N	Vorrat	C/N
1966	809	18	960	25
1973	953	21	1130	25
	± 220		±300	
1983	1269	19	2030	24
	±130		±220	
Jährliche N-Akkumulation 1966-1983		27		62

b) N-Akkumulation im Auflagehumus unter Fichte in Schottland (Billet et al. 1990)

15 Böden, 1949-1987

Durchschnittliche		
Akkumulation	:	21 kg N*ha ⁻¹ *a ⁻¹
Wertebereich	:	5-51 kg N*ha ⁻¹ *a ⁻¹
Keine Veränderung des C/N-Verhältnisses		
Bereich der C/N-Verhältnisse	:	15-25

Methodik

Es wurden 41 publizierte Zersetzungsstudien mit verschiedener Laub- und Nadelstreu aus Europa ausgewertet (Berg et al. 1996). Der Zersetzungsverlauf wurde dabei im Freiland mit der „Litter-bag“- Methode ermittelt. An die Zersetzungsverläufe (Massenverlust) wurde eine asymptotische Funktion angepaßt, aus der sich der Endwert der Zersetzung und damit der Anteil der Streu, der in schwer zersetzlichen, stabilen Bodenhumus übergeht, berechnen läßt (Abb.1). Dieser Endwert wurde in Beziehung zur Qualität der Streu, insbesondere zum Ausgangsgehalt an N gesetzt.

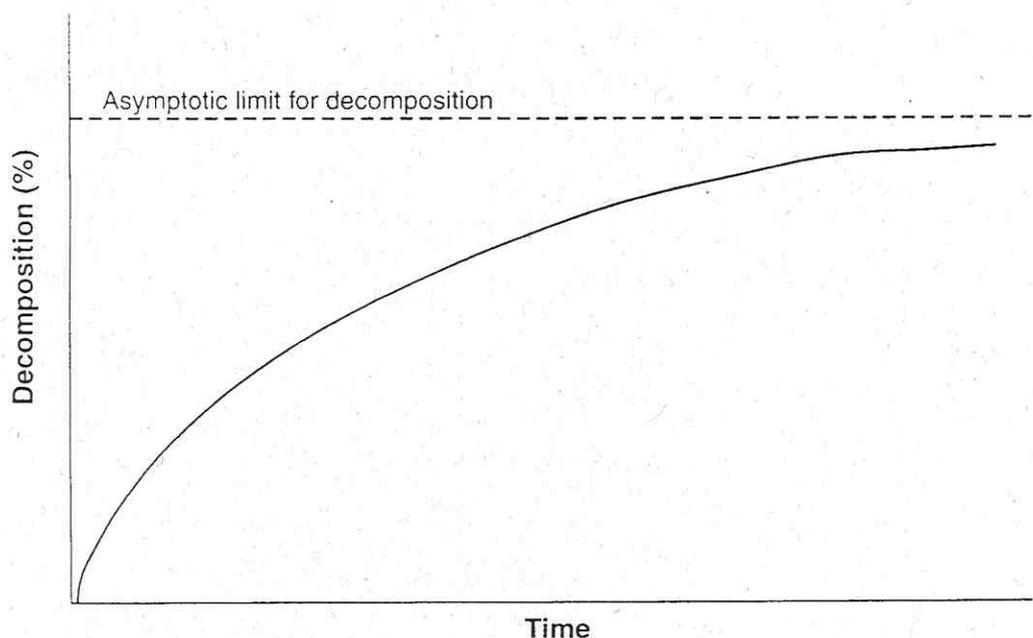


Abbildung 1: Schema des Zersetzungsverlaufes

Ergebnisse

Die berechneten Grenzwerte der Streuzersetzung und damit der Humusakkumulation zeigen einen deutlichen Zusammenhang zum N- und Mn-Gehalt der Ausgangsstreu (Abb. 2a und 2b). Mit steigendem N-Gehalt nimmt der Grenzwert der Zersetzung ab, während er mit steigendem Mn-Gehalt zunimmt. Die Grenzwerte weisen eine breite Streuung zwischen 100 und 40% Massenverlust auf.

Die Ursachen für eine Hemmung der Zersetzung durch ein hohes N-Angebot können verschieden sein:

- Bildung von Lignin-N-Komplexen, die schwer zersetzlich sind (Nömmik and Vahtras 1982, Liu et al. 1985)
- Hemmung der Aktivität von Lignin abbauenden Pilzen (Weißfäule-Pilze) durch hohes N-Angebot (Keyser et al. 1978)

Der Mechanismus des Zusammenhangs zwischen dem Endwert der Streuzersetzung und dem Mn-Gehalt der Streu könnte über das Lignin-abbauende Enzym Mn-Peroxidase gesteuert werden, dessen Aktivität durch geringere Mn-Gehalte der Streu herabgesetzt wird (Perez and Jeffries 1992).

Schlußfolgerungen

- Ein erhöhtes N-Angebot führt zur verstärkten Akkumulation von N im Humus
- Eine Abschätzung der durch die Zersetzungshemmung bedingten Akkumulation von N in Humusverbindungen führt zu Größenordnungen zwischen 5 (unbelastet) und 20 (hohe N-Einträge) kgN/ha/a. Diese Raten sind v.a. für belastete Ökosysteme bedeutend höher als bisher angenommen und müßten bei der Berechnung von sog. „kritischen Belastungsraten“ für N berücksichtigt werden.
- In weiteren Untersuchungen sollte die Allgemeingültigkeit der postulierten Zusammenhänge geprüft werden. Dies könnte durch den Vergleich von gemessenen und aus der Prognose des Zersetzungsverlaufs abgeleiteten N-Gehalten des Humus erfolgen. Dazu müßten an einem größeren Standortkollektiv die N-Gehalte der Streu und des Humus bestimmt werden.

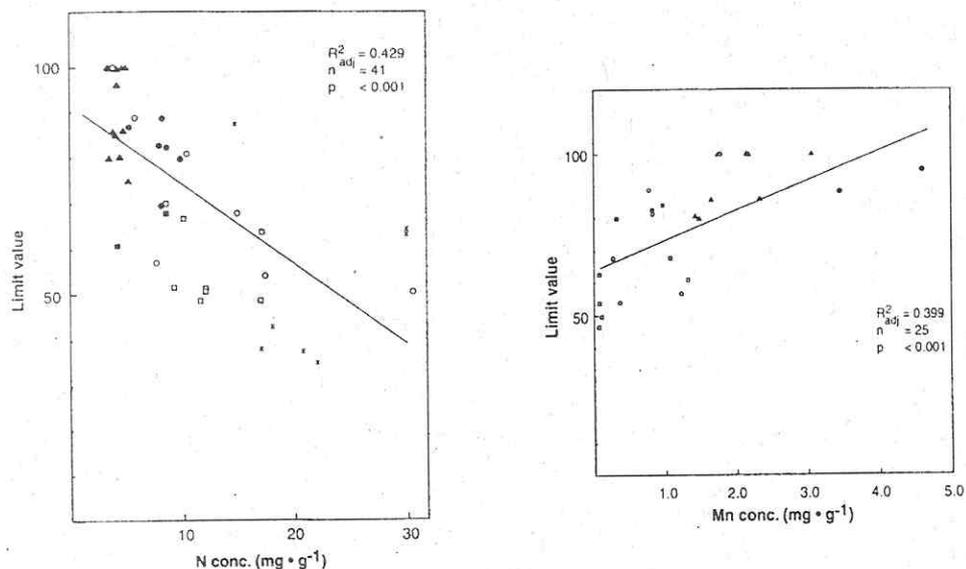


Abbildung 2: Berechnete Grenzwerte der Streuzersetzung in Abhängigkeit vom N- und Mn-Gehalt der Streu.

Literatur

- Berg, B., Ekbohn, G., Johansson, M.-B., McClaugherty, C., Rutigliano, F. and Virzo de Santo, A. (1996) Maximum decomposition limits of forest litter types: a synthesis. *Can. J. Bot.* 74, 659-672.
- Berg, B. and Matzner, E. (1997) Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Envir. Rev.*, in press.
- Billet, M.R., Fitzpatrick, E.A. and Cresser, M.S. (1990) Changes in the storage of Carbon and Nitrogen status of forest soil organic horizons between 1949/50 and 1987. *Environmental Pollution* 66, 67-79.
- Hildebrand, E.E. (1994) Der Waldboden - ein konstanter Produktionsfaktor? *Allg. Forst. Zeitschrift* 49/2, 99-104.
- Keyser, P., Kirk, T.K. and Zeikus, I.G. (1978) Ligninolytic enzyme of *Phanerochaete chrysosporium*: synthesized in the absence of lignin in response to nitrogen starvation. *Bacteriol.* 135, 790-797.
- Liu, S.-Y., Freyer, A.J., Minard, R.D. and Bollag, J.-M. (1985) Enzyme-catalyzed complex-formation of amino esters and phenolic humus constituents. *Soil Sci. Soc. Am J.* 49, 337-342.
- Matzner, E. (1989) Acidic Precipitation: Case Study: Solling, West Germany. In: „Advances in Environmental Science: Acid Precipitation“. Adriano, D.C., M. Havas (eds), Springer Verlag, New York, Vol 1, 39-83.
- Mc-Nulty, S.G., Aber, J.D. and Bonne, R.D. (1991) Spatial changes in forest floor and foliar chemistry of spruce-fir forests across New England. *Biogeochemistry* 14, 13-29.
- Nömmik, H. and Vahtras, K. (1982) Retention and fixation of ammonium and ammonia in soil. In: „Nitrogen in agricultural soil“. Stevenson, F.J. (ed.) *Agronomy Monographs* No. 11. Agronomy Society of America, Madison, Wis. pp. 123-171.
- Perez, J. and Jeffries, T.W. (1992) Roles of manganese and organic acid chelators in regulating lignin degradation and biosynthesis of peroxidases by *phanerochaete chrysosporium*. *Appl. Environ. Microbiol.* 58, 2402-2409.
- v. Zezschwitz, E. (1985) Qualitätsänderungen des Waldhumus. *Forstw. Cbl.* 104, 205-220.

Die Bedeutung der Deposition für die oberirdische Stickstoffaufnahme

Bruckner, G.⁽¹⁾, Katz, C.⁽²⁾, Schulze, E.-D.⁽³⁾, Eiden, R.⁽¹⁾

(1) Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Abt. Klimatologie

(2) Büro für Technikfolgenabschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB)

(3) Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Pflanzenökologie

Einleitung

Bei Bilanzierungen der Stickstoff(N)-Depositionen in Waldökosystemen wird im allgemeinen die oberirdische N-Aufnahme in die Pflanzen nicht ausreichend berücksichtigt. Die N-Depositionen werden deshalb mit der Messung der 'Kronentraufe' generell unterschätzt (Rustad et al. 1994). Daß N-Verbindungen in Niederschlagswässern bei der Kronenraumpassage aufgenommen werden können, wurde schon früher beobachtet (z.B. Matzner 1986). Daß auch die oberirdische N-Aufnahme aus der Gas- und Partikelphase eine nicht zu vernachlässigende Bedeutung für den N-Haushalt von Fichten haben kann, wird erst seit einigen Jahren vermutet (Sutton et al. 1993). Über die genauen Mechanismen der Aufnahme aus der flüssigen und der Gasphase ist bislang wenig bekannt. Dieses Wissen wird jedoch für Depositions-Modelle, die N-Bilanzen der Bestände und critical loads-Konzepte (UBA Bericht 1995) benötigt.

Mit Hilfe von ¹⁵N-Tracern untersuchten wir die oberirdische Aufnahme von NH₃, NO_x, NH₄⁺ und NO₃⁻ in Abhängigkeit der wichtigsten mikrometeorologischen und pflanzenphysiologischen Parameter. Hier können nur wenige Ergebnisse dargestellt werden. Die Versuche zur Aufnahme von NH₃ (Bruckner 1996) und NO_x (Katz 1991) wurden in der GSF München, mit der Hilfe und Unterstützung von Dr. Payer, Dr. Langebartels, Dr. Gnatz, Prof. Lütz, Frau Dietrich und den Technikern der GSF, durchgeführt. Die Aufnahme von NH₄⁺ und NO₃⁻ aus der flüssigen Phase untersuchten wir im Labor und im Freiland (Katz 1991; Bruckner 1996).

Ergebnisse und Diskussion

1) Aufnahme von NH₃ und NO_x in die Stomata (Expositions-kammerversuche)

Die NH₃- und NO_x-Aufnahme durch die Stomata stieg linear mit der Konzentration an (Abb. 1). Die NH₃-Aufnahme war dabei wesentlich höher als die NO_x-Aufnahme. Die NH₃-Aufnahme war eng mit der stomatären Leitfähigkeit korreliert ($r=0.89$). Sie war weitaus höher als die NH₃-Adsorption an die Kutikula (Abb. 2). Auch die NO_x-Aufnahme steht unter stomatärer Kontrolle, die NO_x-Adsorption an die Kutikula ist vernachlässigbar klein. Das zeigten bereits Messungen (Fowler et al. 1991) und auch Berechnungen (Bruckner 1996). Bei hohen relativen Luftfeuchten wird mehr NH₃ in die Stomata aufgenommen als bei niedrigen (Abb. 3). Dies wird durch eine Ko-deposition von NH₃ und SO₂ über die Stomata noch verstärkt (Abb. 3).

Aus diesen Ergebnissen lassen sich einige neue Aspekte zur Deposition und Aufnahme von N-Gasen ableiten:

1) *Die gasförmige N-Aufnahme in die Stomata steigt linear mit der Konzentration.*

Damit wird bei steigenden N-Emissionen auch die Deposition und die oberirdische N-Aufnahme ansteigen.

2) *Die NH₃-Aufnahmerate ist weitaus höher als die von NO_x.*

Bei Niedriglicht, aber gleichen stomatären Leitfähigkeiten und gleichen Konzentrationen, ist die NH₃-Aufnahme weit höher als die NO_x-Aufnahme. Daraus folgt, daß die mesophyll-interne Konzentration von NO_x nicht immer null ist. Das erniedrigt die NO_x-Deposition.

3) *Die Stomata sind der Hauptdepositionsort für N-Gase wie NH₃ und NO_x.*

Unsere Versuche zeigten, daß die N-Konzentrationen auf Kutikula und Rinde nicht immer null sind, wie bislang in Modellberechnungen angenommen (z.B. Fowler et al. 1993), denn es deutete sich eine Sättigung der Kapazität auf der Kutikula an, je mehr Stickstoff dort deponierte. Dadurch verringert sich die Deposition an die Kutikula (Woodrow et al. 1990), verglichen mit den Stomata. Die stärkere Aufnahme über die Stomata, im Vergleich zur Adsorption von NH₃ an die Kutikula, läßt sich folgendermaßen erklären: In der Region direkt über den Stomata bildet sich noch in der laminaren Grenzschicht ein Bereich aus, in dem nahezu 100% relativer Luftfeuchte vorherrschen. Hier müßte, nach den Diffusionsgesetzen von Flagan und Seinsfeld (1988) die Diffusivität von Gasen herabgesetzt sein, da die mittlere freie Weglänge und die Molekülgeschwindigkeit aufgrund des hohen Gehaltes an Wassermolekülen geringer ist. Gelangt also z.B. ein NH₃-Gasmolekül durch Diffusion in diesen Raum, so verbleibt es dort aufgrund der niedrigeren Diffusivität länger und es diffundiert schwerer wieder heraus. Der Diffusionskoeffizient von NH₃ und auch H₂O ist in diesem Bereich also niedriger als an jedem anderen Ort in der laminaren Grenzschicht über der Nadel. Da die Depositionsgeschwindigkeit von NH₃ wächst, wenn das Verhältnis der Diffusionskoeffizienten von H₂O zu NH₃ abnimmt (Bruckner et al. 1996), ist die Depositionsgeschwindigkeit von NH₃ in diesen Bereich über den Stomata höher als an jedem anderen Ort in der laminaren Grenzschicht. Ist dann die NH₃ Konzentration im Mesophyll null, wird sich ein starker Konzentrationsgradient zwischen diesem Bereich über den Stomata und dem Mesophyll aufbauen. Dadurch ist der Fluß durch die Stomata erhöht im Vergleich zum Fluß an die Kutikula. Je mehr Gasmoleküle sich bei höheren Gaskonzentrationen in diesem Raum befinden, umso höher (bei C_i=0) müßte demnach die Deposition in die Stomata sein, selbst wenn die stomatären Leitfähigkeiten gleich bleiben. Das ist genau das, was wir bei höheren NH₃-Konzentrationen messen konnten.

4) *Bei hohen Luftfeuchten ist die Deposition von NH₃ in die Stomata erhöht.*

Während allgemein hoher relativer Luftfeuchten in der Umgebung der Nadel, ist die Transpiration niedrig. Bei der Transpiration wirkt der Wasserfluß aus den Stomata in die Atmosphäre dem Fluß des N-Gases in die Stomata entgegen. Die Konsequenz ist, daß während hoher Luftfeuchten und damit niedriger Transpiration die Gasdeposition in die Stomata höher ist, als bei hoher Transpiration während niedriger Luftfeuchten (Bruckner 1996).

2) Aufnahme und Adsorption von NH₄⁺ und NO₃⁻ über Kutikula und Rinde (Freilandversuche).

Bei NH₄⁺-Konzentrationen wie sie im Freiland im Regen (70 bis 1000 µmol l⁻¹; Eiden et al. 1989) vorkommen stieg die NH₄⁺-Aufnahme im Freiland und Laborversuch linear an (Abb.

4). Bei Konzentrationen wie sie im Nebel (1000 bis 1600 µmol l⁻¹) im Fichtelgebirge beob-

achtet wurden (Eiden et al. 1989) erreichte die NH_4^+ -Adsorption ihre Sättigung (Abb. 4). Die NO_3^- -Aufnahme war weder im Freiland noch im Laborversuch von der NO_3^- -Konzentration abhängig (Abb. 5). Am Beispiel von NH_4^+ wurde gezeigt, daß die NH_4^+ -Aufnahme stärker vom Zustand der Wasserversorgung der Pflanzen abhängt als von der Dicke des Feuchtefilms auf den Oberflächen, besonders in den ersten Stunden nach einem Regenereignis (Abb. 6).

Aus diesen Ergebnissen können wir einige neue Aspekte zur Deposition und Aufnahme von Partikeln ableiten:

1) *Nach Deposition durch Regen oder Partikel werden maximal 30% des NH_4^+ und 3% des NO_3^- auf den Oberflächen aufgenommen.*

Der Rest wird mit dem nächsten Regen abgewaschen. Die Partikeldeposition ist also für die oberirdische Aufnahme von geringerer Bedeutung. Demnach sind die N-Konzentrationen auf Kutikula und Rinde im Freiland zwischen zwei Regenereignissen nicht immer null, wie bislang in Modellberechnungen angenommen. Das erniedrigt die gasförmige N-Deposition an Kutikula und Rinde zwischen zwei Regenereignissen.

2) *Im Freiland können auch beachtliche Mengen an NO_3^- über Kutikula und Rinde aufgenommen werden.*

Obwohl Kutikula und Rinde als Ausschlußräume für die Aufnahme von Anionen gelten (Baker und Hall 1988), wurden im Freiland beachtliche Mengen an NO_3^- aufgenommen. Dies und die insgesamt höhere Aufnahme von NH_4^+ und NO_3^- bei den Freilandversuchen im Vergleich zu denen im Labor, führen wir darauf zurück, daß unter dem Einfluß von sauren Depositionen und Ozon (Turunen und Huttunen 1990, Zech et al. 1985), aber auch durch eine Verengung der C:N-Verhältnisse in den Nadeln durch hohe atmosphärische N-Einträge (Bruckner 1996) die Kutikula durchlässiger für Ionen wird, also auch für NO_3^- .

3) *Die Aufnahme von N-Ionen aus der flüssigen Phase ist, vor allem in den ersten Stunden nach einem Regenereignis oder nach Ausbildung von Feuchtefilmen, stärker von der Wasserversorgung der Pflanzen als von den Eigenschaften des Feuchtefilms auf den Oberflächen abhängig.*

Die Versuche von Katz (1991) deuteten an, daß die Aufnahme von Ionen aus Feuchtefilmen auf den Pflanzenoberflächen einem passiven Wasserfluß über die Kutikula der Nadeln, und in Zweigen entlang der Rinden- und Holzstrahlen bis in die Parenchymzellen im Holz folgt. Deshalb war bei den hier gezeigten Versuchen der ^{15}N -Anteil im Holz größer als in der Rinde. Der passive Fluß von Stickstoff mit dem Wassereinstrom war umso höher, je schlechter wasserernährt die Pflanzen waren. Die Eigenschaften des Wasserfilmes auf den Oberflächen, also z.B. dessen Dicke, hatte nur einen geringen Einfluß auf die N-Aufnahme aus der flüssigen Phase.

Zusammenfassung

- Oberirdisch deponierter Stickstoff kann 10% bis 20% des N-Bedarfes von Fichten decken (Schulze et al., 1989 Bruckner 1996; Katz 1991).
- Gase wie NH_3 und NO_x werden über die Stomata aufgenommen.

- Selbst bei hohen allgemeinen relativen Luftfeuchten und damit Feuchtefilmen auf den Nadeloberflächen, ist die Aufnahme von N-Gasen in die Stomata weitaus größer als eine Deposition an die Kutikula.
- Die gasförmige N-Aufnahme steigt linear mit der Konzentration an. Damit wird bei steigenden anthropogenen Emissionen auch die Aufnahme von N-Gasen ansteigen.
- Die gasförmigen Aufnahmearten über die Stomata sind weitaus höher als die ionenförmigen N-Aufnahmearten aus Feuchtefilmen über Kutikula und Rinde.
- Damit ist die gasförmige N-Deposition weitaus bedeutsamer für die oberirdische Aufnahme als die N-Deposition über Regen und Nebel (Bilanz: Bruckner 1996).
- Die Aufnahme von NH_4^+ ist bei Konzentrationen wie sie im Nebel im Fichtengebiet vorkommen (Eiden et al. 1989) abgesättigt. Bei der NO_3^- -Aufnahme spielt die Konzentration keine Rolle.
- Für die oberirdische Aufnahme sind reduzierte N-Verbindungen weitaus wichtiger als oxidierte N-Verbindungen. In diesem Zusammenhang ist es auch bedeutsam, daß seit Anfang der 90er Jahre die Emissionen oxidiert und reduzierter N-Verbindungen zunehmen (pers. Mitteil. TAB).

Literatur:

- Baker D.A., Hall J.L. (1988) 1. Introduction and principles. In: Solute transport in plant cells and tissues, Baker D.A., Hall J.L. (eds) *Plant sciences*, 1-27.
- Bruckner G. (1996) Deposition und oberirdische Aufnahme von gas- und partikelförmigem Stickstoff aus verschiedenen Emissionsquellen in ein Fichtenökosystem, *Bayreuther Forum Ökologie* Band 29, ISSN 0944-4122.
- Eiden R., Peters K., Trautner F., Herterich R., Gietel G. (1989) Air pollution and deposition. In: Forest decline and air pollution, Schulze E.-D., Lange O.L., Oren R. (eds.) *Springer Verlag Berlin* 57-107.
- Flagan R.C., Seinsfeld J.H. (1988) Fundamentals of Air Pollution Engineering. *Engelwood Cliffs, New Jersey*.
- Fowler D., Duyzer J.H., Baldocchi D.D. (1991) Input of trace gases, particles and cloud droplets to terrestrial surfaces. *Proc. Soc. Edin.* 97B, 35-59.
- Katz C. (1991) Die Aufnahme gasförmiger und gelöster anorganischer Stickstoffverbindungen über Nadeln und Zweige der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.), Dissertation Universität Bayreuth, Pflanzenökologie.
- Matzner E. (1986) Deposition/Canopy-interactions in two forest ecosystems of nordwest Germany. In: Atmospheric pollutants in forest areas (eds. Georgii H.W.) *Reindel Publ. Company*, 247-262.
- Rustad L.E., Kahl J.S., Norton S.A., Fernandez I.J. (1994) Underestimation of dry deposition by throughfall in mixed northern hardwood forests. *J. Hydrology* 162, 319-336.
- Suton M.A., Pitcairn C.E.R., Fowler D. (1993) The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities. In: *Advances in Ecological Research* 24 (eds. Begon M., Fitter A.H.), 301-390.
- Schulze E.-D., Lange O.L., Oren R. (1989) Forest decline and air pollution. *Ecological Stud.* 77, *Springer Verlag Berlin*.
- Turunen M., Huttunen S. (1990) A review of the response of epicuticular wax of conifer needles to air pollution. *Jour. of Environ. Qual.* 19, 35-45.
- UBA Bericht (1995) Wirkungskomplex Stickstoff und Wald, ISSN 0722-186x.
- Woodrow I.E., Ball J.T., Berry J.A. (1990) Control of photosynthetic carbon dioxide fixation by the boundary layer, stomata and ribulose 1,5-biphosphate carboxylase/oxygenase. *Plant Cell Environ.* 13, 339-347.
- Zech W., Sutter T., Popp E. (1985) Elemental analysis and physiological responses of forest trees in SO_2 -polluted areas of NE-Bavaria. *Water, Air and Soil Pollut.* 21, 175-183.

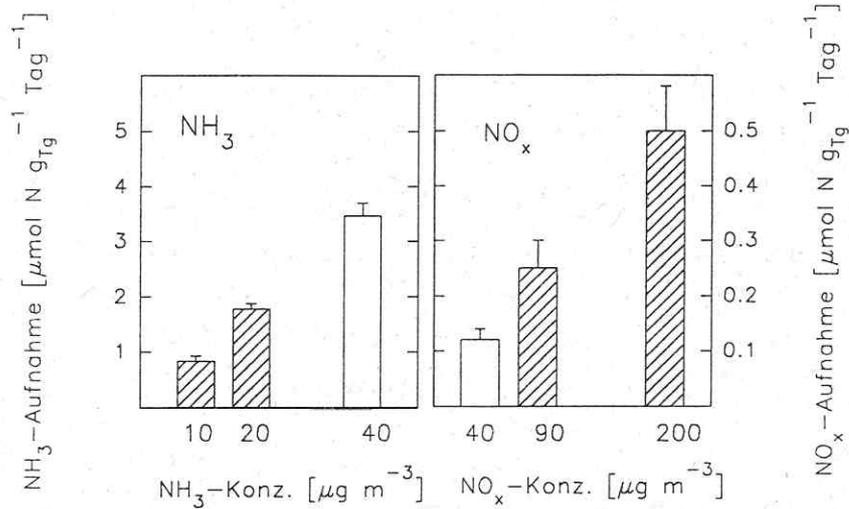


Abb. 1 NH₃- und NO_x-Aufnahmeraten über die Stomata in Abhängigkeit von den Konzentrationen in der Luft der Expositions-kammern, dargestellt am Beispiel 1-jähriger normal N-ernährter Fichten. Die NH₃-Aufnahmeraten im Vergleich zu denen von NO_x bei gleicher Konzentration (40 μg m⁻³) und vergleichbarer stomatärer Leitfähigkeit (35-45 μmol m⁻² s⁻¹) sind gesondert gekennzeichnet durch die nicht schraffierten Balken.

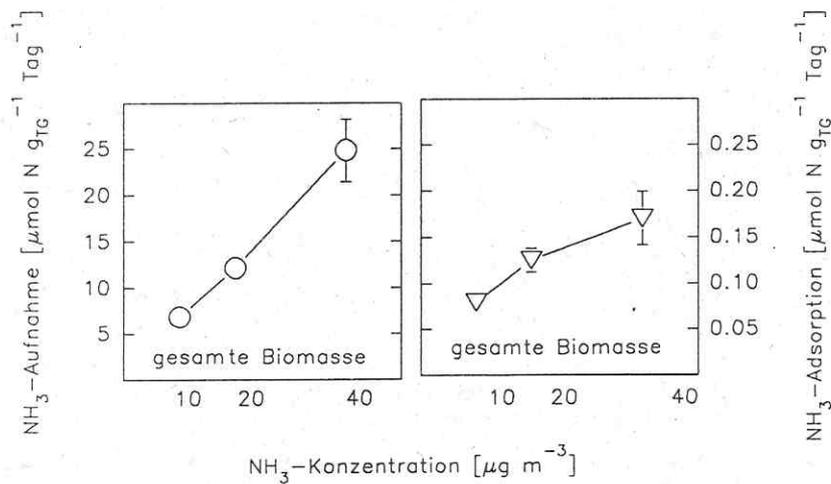


Abb. 2 NH₃-Aufnahme über die Stomata und NH₃-Adsorption an Kutikula und Rinde in Abhängigkeit von den Konzentrationen in den Expositions-kammern und auf den Fichtenoberflächen.

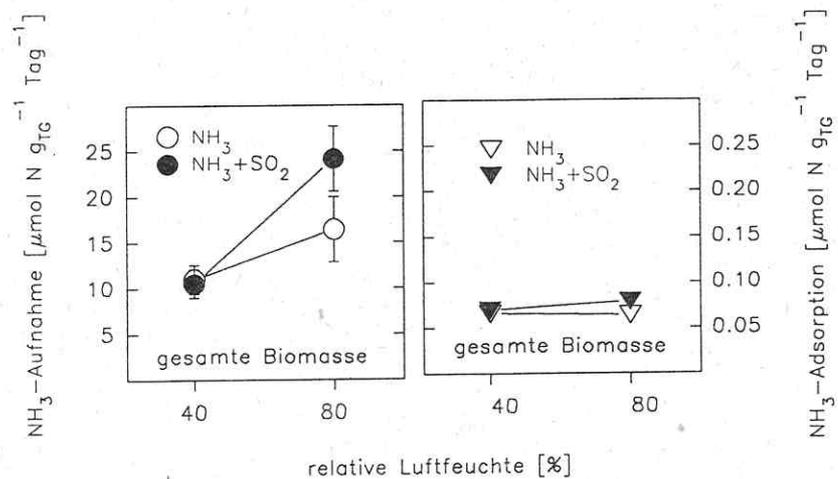


Abb. 3 NH₃-Aufnahme über die Stomata und NH₃-Adsorption an Kutikula und Rinde in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchte und einer Kodeposition mit SO₂.

Abb. 4 NH_4^+ -Aufnahmeraten im Freiland (15-jhg. Fichten) und Labor (3-jhg. Fichten) in Nadeln und Zweige, in Abhängigkeit von den Konzentrationen auf den Nadeloberflächen.

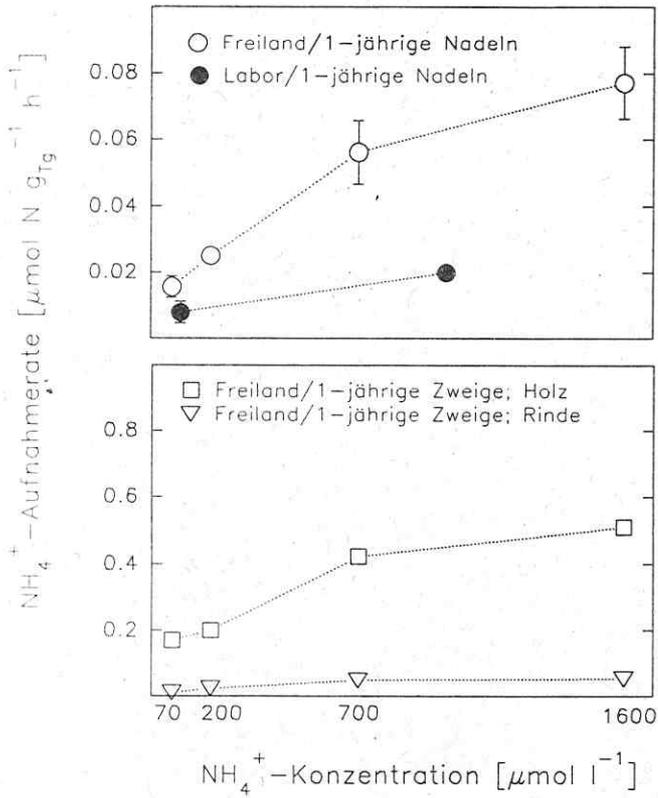


Abb. 5 NO_3^- -Aufnahmeraten im Freiland (15-jhg. Fichten) und Labor (3-jhg. Fichten) in Nadeln und Zweige, in Abhängigkeit von den Konzentrationen auf den Nadeloberflächen.

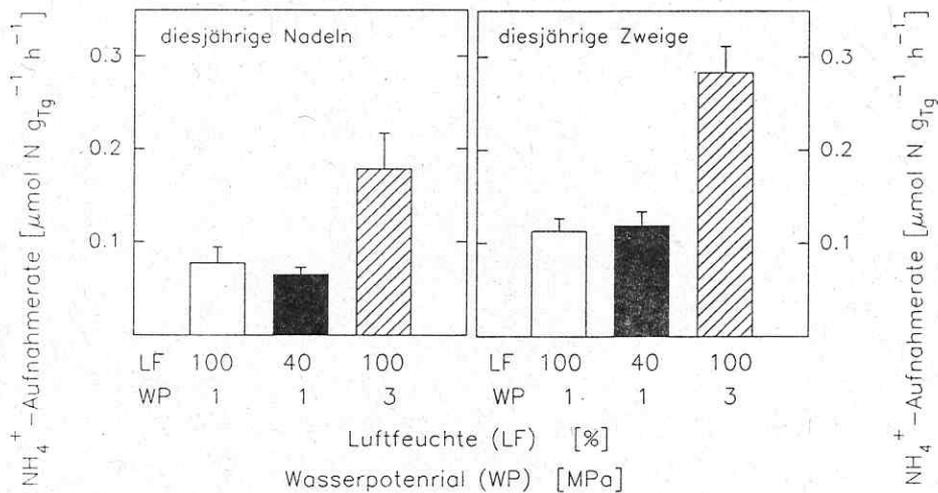
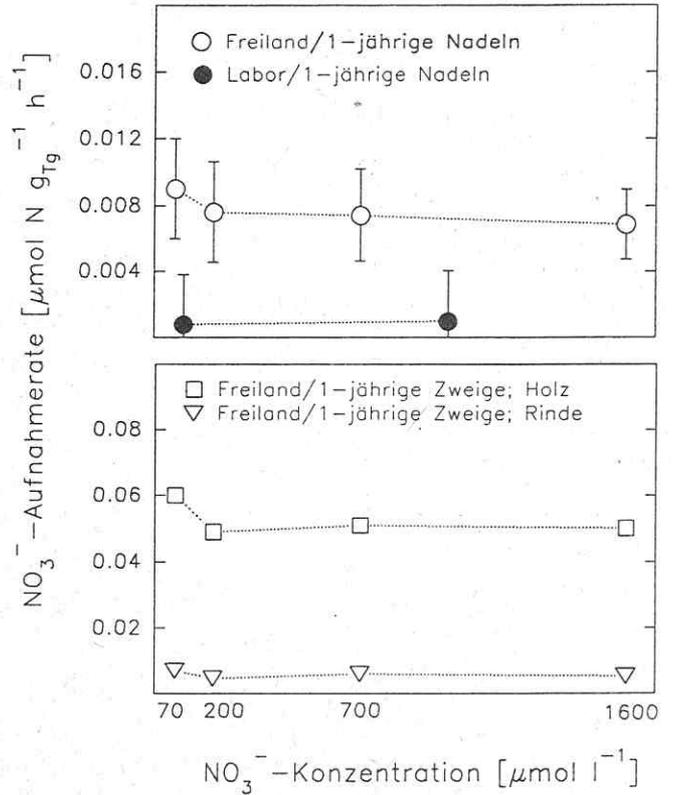


Abb. 6 NH_4^+ -Aufnahmeraten in Abhängigkeit von der Wasserversorgung der Fichten (3-jhg.) und von der Dicke des Feuchtefilmes auf den Nadelflächen.

Evolutionäre Anpassung des Waldwachstums an die Nährstoffversorgung

Alois Kastner-Maresch und Michael Hauhs

Lehrstuhl für Ökologische Modellbildung, BITÖK, Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth
Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung, Universität Bayreuth

Einleitung

Das Höhenwachstum wird in der Forstwissenschaft häufig als Indikator für die Standort-eigenschaften benutzt. Auf eine abstrakte Weise wird dadurch eine integrierte Qualitäts-eigenschaft des Bodens definiert. Die Qualität kann in stickstofflimitierten Systemen durch den Inputfluß und die Mineralisierungskapazität der Zersetzer für Stickstoff ausgedrückt werden. Vor diesem Hintergrund wurde das Modell TRAGIC++ entwickelt.

Hauptziel des vorgestellten Modellierungsansatzes ist die Suche nach einem minimalen Modellsystem, das die Reproduktion des forstwirtschaftlichen Erfahrungswissens ermöglicht.

Als Teilschritte zur Erreichung dieses Ziels sind zu nennen:

- 1) Die biologische Rekonstruktion der Verhaltensplastizität wird als Ergebnis der Anpassung an die Konkurrenz unter äußerer Limitierung in Energie- und Nährstoffverfügbarkeit beschrieben.
- 2) Die Erfahrungen über die Reaktion des Wachstums auf die Nutzungseingriffe des Menschen wird modelliert.
- 3) Das Modellsystem wird zu einem Bewertungs- und Analyseinstrument unter der Bedingung von geänderten äußeren Bedingungen ausgebaut .

Methodik der Modellierung

Das Wachstumsmodell (TRAGIC++) beruht auf einer einzelbaumorientierten mathematischen Darstellung des Waldbestandes (Hauhs et al. 1995). Die individuellen Bäume können sich regenerieren und durch Variation der Parametern einer empirisch gegebenen Höhenwachstumskurve in ihrem Höhenwachstumsverlauf an extern vorgegebene Boden-verhältnisse anpassen.

Die lokale Konkurrenz zwischen den Bäumen um den Raum für das Wachstum und um Nährstoffe ist auf der Basis der expliziten räumlichen Darstellung der Einzelbäume realisiert. Das Wachstum wird in jährlichen Schritten berechnet. Für jeden Baum werden pro Jahr ein neuer Spitzentrieb und an den Astsegmenten neue Seitentriebe angelegt.

Die Beschattung der Bäume wird durch "Beschattungskegel" für jedes Stammsegment und durch die daraus berechneten Reduktionsfaktoren für die unbeschattete potentielle Photosynthese modelliert. Die Verteilung der produzierten Kohlenhydrate in die ober- und unterirdischen Organe wird durch einen dynamischen Prozeß gesteuert, der ein Gleichgewicht der Aktivitäten zwischen diesen unterschiedlichen Bereichen zum Ziel hat. Die Transportwurzeln und die Splintholzanteile

des Stamms und der Äste werden als Kosten für eine Investition in die produktiven Pflanzenteile (Feinwurzeln und Nadeln) betrachtet. Implizit wird angenommen, daß das Wachstum der Biomasse maximiert wird.

Durch ein Mineralisierungsmodul wird erreicht, daß der Nährstoffkreislauf geschlossen werden kann. Der Austrag aus dem System wird wesentlich durch die Wurzelichte bestimmt. Die Nährstoffverteilung und Nährstoffaufnahme im Boden wird durch Nährstoffpakete (Wusel) modelliert, die an zufälligen Stellen freigesetzt und mit gleicher Wahrscheinlichkeit in eine der sechs möglichen Raumrichtungen bewegt werden. Falls ein Wusel auf ein Wurzelvoxel auftrifft, wird die getragene "Ladung" an Nährstoff aufgenommen und die Wurzel kann an diesen Trefferstellen wachsen.

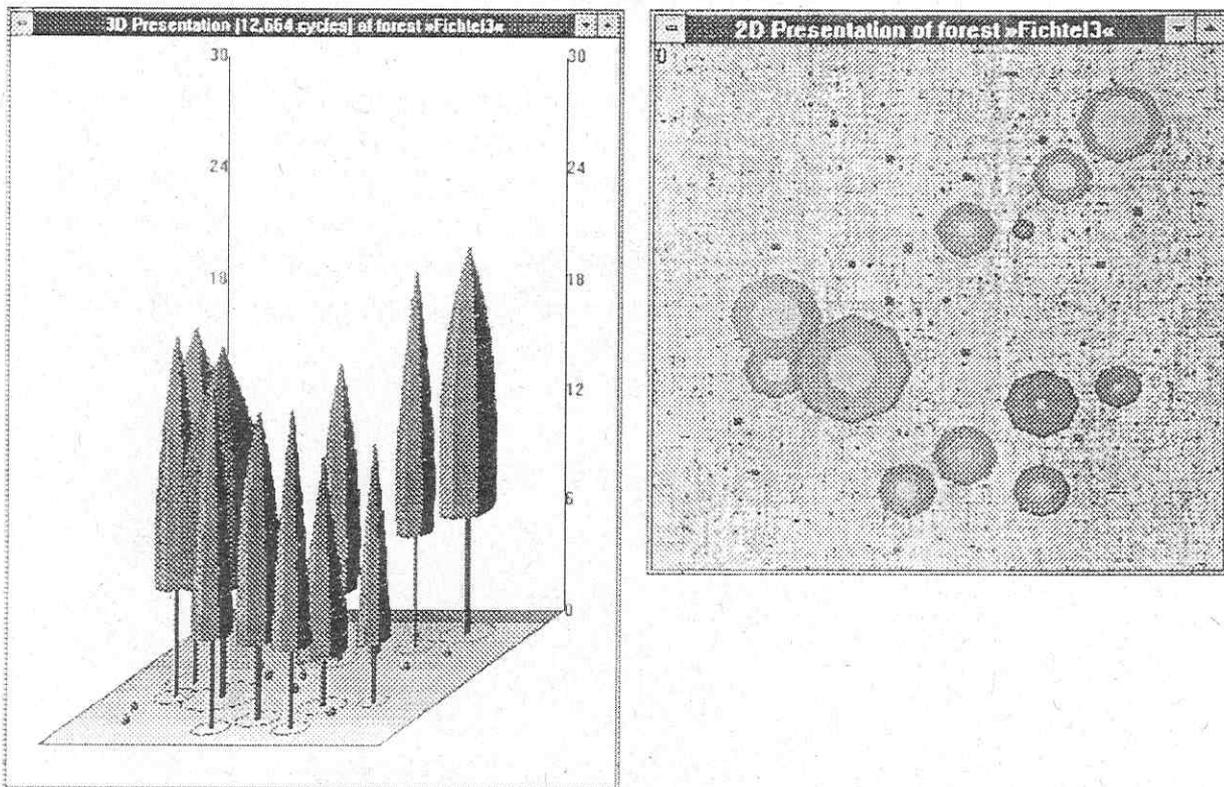


Figure 1 a,b: The stand after 12000 years (approximately 180 generations of trees).

Die qualitativen Beobachtungen zu unterschiedlichen Versorgungssituationen im Boden konnten im Modell reproduziert werden. Die Bandbreite des beobachteten Biomassewachstums (niedergelegt in den klassischen Ertragstafeln) kann beispielsweise durch die Variation von nur zwei Bodenparametern (Inputfluß und dessen Granularität) im Modell reproduziert werden (Hauhs, et al. 1995).

Die Anpassung der Höhenwachstumsstrategie an die Eigenschaften des Standorts führt zu einem mehr konservativen Verlauf. Das heißt, daß die Kopplung des Höhenwachstums an die Standorteigenschaften durch die langzeitliche Anpassung verstärkt wurde (Hauhs, et al. 1995).

Schlußfolgerungen

- Im Modellsystem ist eine hohe Komplexität der räumlichen Strukturen aus relativ einfachen Bausteinen analog zum Ökosystem erzeugbar (Kronen-, Wurzel- und Bestandesstruktur). Für die Simulation der Bestandesstruktur ist ein sehr gutes graphisches Interface (2D- und 3D-Darstellungen) notwendig (Abb. 1 a und b), um Eingriffe durch Pflanzung und Durchforstung einfach zu ermöglichen.
- Modelle zur Anwendung in der Forstpraxis sollten nach anderen Kriterien entwickelt werden als bisher für rein wissenschaftliche Anwendungszwecke üblich. Neben der intuitiven Bedienbarkeit muß die flexible zeitliche Aggregation der Informationen möglich sein.

Literatur

- Hauhs, M., Kastner-Maresch, A., Rost-Siebert, K. (1995): A model relating forest growth to ecosystem-scale budgets of energy and nutrients. *Ecol. Mod.* 83:229-243.
- Kastner-Maresch, A., Hauhs, M. (1995): Die Modellierung des Wachstums von Waldbeständen über längere Zeiträume. In: Ostendorf, B.: Räumliche Modellierung von Ökosystemen im Landschaftsmaßstab. Bayreuther Forum Ökologie, Band 13. BITÖK, Bayreuth.
- Mäkelä, A. (1986): Implication of the pipe model theory on dry matter partitioning and height growth of trees. *Journal of Theoretical Biology*, 123:103-120.

Einfluß der Blattlaus-Populationsdynamik von *Cinara ssp.* auf die N-Flüsse in Kronentraufe und Boden

Beate Michalzik, Lehrstuhl für Bodenökologie;

Bernhard Stadler, Abteilung Tierökologie, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Universität Bayreuth;

Thomas Müller, Institut für Mikrobielle Ökologie und Bodenökologie, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Paulinenaue

Einleitung

Neue Studien über Stoff- und Ionenflüsse in Waldökosystemen zeigen große räumliche und zeitliche Heterogenitäten, was hauptsächlich auf den System-Input, den Bestandesniederschlag, zurückzuführen ist (Manderscheid und Matzner 1995). Für den Stickstoffhaushalt spielt dabei der Kronenbereich in zweierlei Hinsicht eine wichtige Rolle:

Zum einen unterliegen die anorganischen Stickstoff-Flüsse in starkem Maße dem aktuellen, atmosphärischen NH_4/NO_3 -Depositionsgeschehen im Kronenraum, zum anderen ist wenig bekannt über die Umsetzung gelöster organischer N-Verbindungen (DON) im Kronenbereich und den potentiellen N_{org} -Input in das System.

Untersuchungen verschiedener Waldstandorte zeigen, daß DON einen nicht unerheblichen Anteil zum N-Haushalt beiträgt (Cortina et al. 1995, Manderscheid und Göttlein 1995, Matzner 1988, Qualls und Haines 1991, Stevens und Wannop 1987), wobei immer noch unklar ist, ob DON als System-Input (als Produkt atmosphärischer N_{anorg} -Deposition) oder als systeminterner Umsatz zu werten ist.

Es existieren nur wenig prozeßorientierte Studien, die als Teilursache für die hohe Variabilität der Stoff-Flüsse die Ökologie herbivorer Insekten-Populationen und ihre Interaktion mit der mikrobiellen Biomasse der Phyllosphäre näher untersuchten (Stadler und Müller 1997).

Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen die Verknüpfung der Blattlaus-Populationsökologie der Gattung *Cinara*, die Auswirkungen ihrer Honigtau-Ausscheidung auf die Biomasse der mikrobiellen Phyllosphärenflora und den Effekt auf die Flüsse der N-Fractionen im Bestandesniederschlag und in Lösungen der organischen Auflage.

Methoden

Standort und Beprobung

Die Versuchsfläche ist auf dem Waldstein (Fichtelgebirge, NO-Bayern), ca. 800 m üNN gelegen und wird von einem 10-15jährigen Jungfichtenbestand (*Picea abies*) bestockt. Bei den Bodenformen handelt es sich um Podzole und podzolige Braunerden über verwittertem Granit. Die Humusform ist als Moder oder moderartiger Rohhumus anzusprechen und erreicht Mächtigkeiten zwischen 10 und 15 cm.

Die Beprobung erfolgte zu 6 Zeitpunkten zwischen Ende Juni und Ende August, zunächst im 1-wöchigen Abstand (die 3 ersten Termine) dann alle zwei Wochen. Es wurden je 5 Kontroll- und 5 Befallsbäume unterschiedlicher Blattlausbefallsstärke beprobt. Unter jedem Baum wurde je 1 Standard-Regensammler ($A = 326 \text{ cm}^2$) und in unmittelbarer Nähe dazu je 1 freidränendes Humuslysimeter ($A = 202 \text{ cm}^2$) installiert. Zu jeder Probennahme wurde die Blattlauskoloniegröße auf den Nadeln über den Regensammlern geschätzt. Diese steht potentiell für die Honigtauproduktion des Folgetermins zur Verfügung.

Chemische Analysen

Alle Proben wurden innerhalb von 24h 0,45 µm-filtriert und bis dahin bei 2°C gekühlt gelagert. Die Analysen wurden innerhalb von max. 6 Tagen durchgeführt. Unfiltriertes Material wurde sofort tiefgefroren.

1. Gesamt-N (N_{total})

Messung nach Thermooxidation (> 700°C, Pt-katalysiert) als NO_x mittels Elektro-Lumineszenz-Detektion

2. Gelöster organischer N (DON)

Als Differenz aus N_{total} und den anorganischen N-Formen NH_4 und NO_3 , welche ionenchromatographisch bestimmt wurden.

3. Gesamt-Aminosäure-N

(Konzentration in unfiltrierter Lösung als Maß der mikrobiellen Biomasse (Joergensen und Brookes 1990)). Alkalische Hydrolyse mit NaOH und anschließender kolorimetrischen Messung mit Ninhydrin (veränderte Methode nach Allen 1981)

4. Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Messung nach Persulfat-UV-Oxidation als CO_2 .

5. Hexose-Kohlenstoff (Hexose-C)

Bestimmung nach der Anthron-Methode (Jermyn 1975)

Hypothesen

- 1) Durch die C-reiche Honigtau-Ausscheidung von Blattläusen nimmt die Biomasse NH_4 - und NO_3 -metabolisierender Mikroorganismen in der Nadelphyllosphäre zu.
- 2) Der Blattlaus-Befall auf Fichten trägt damit indirekt zu erhöhten Flüssen gelöster N-Fractionen im Bestandesniederschlag bei.
- 3) Der Blattlaus-Befall auf Fichten bewirkt eine Zunahme der Flüsse gelöster N-Fractionen in der organische Auflagenlösung .

Populationsökologie von *Cinara spp* auf *Picea abies*, Waldstein, 1994-96

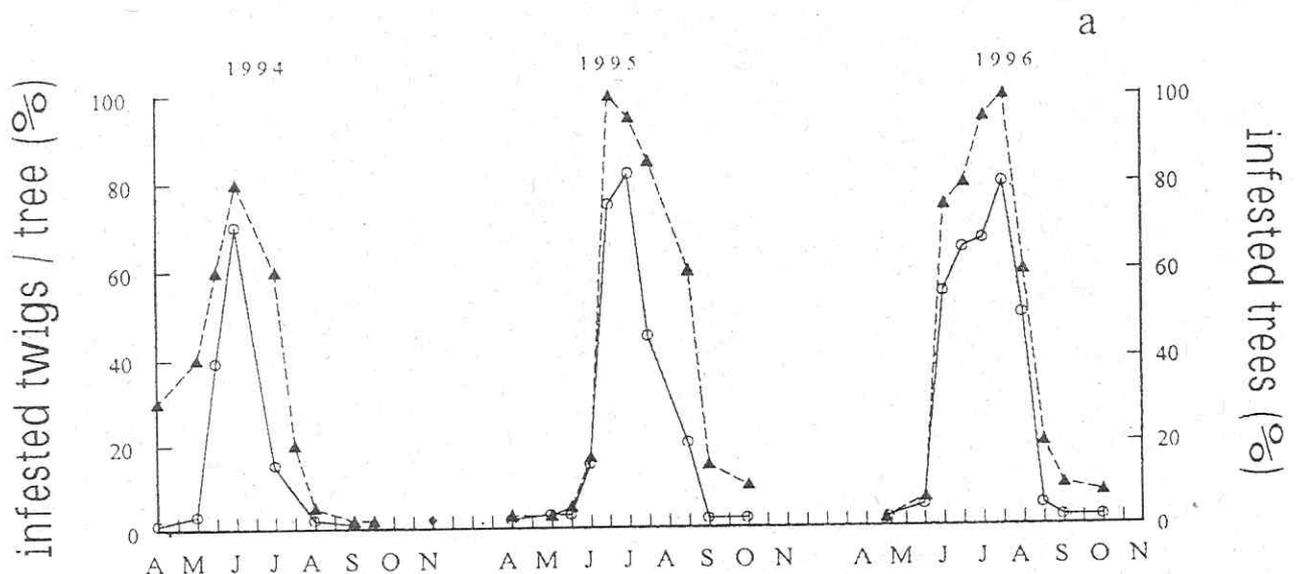


Abb 1. Gestrichelte Linie: mittlere, relative Anzahl von Bäumen mit *Cinara spp*- Befall; Durchgezogene Linie: befallene Zweige pro Baum; Standort: Waldstein, April bis November der Jahre 1994-96

Differenz zwischen Befalls- und Kontrollbäumen: Flußgewichtete Mittelwerte der DOC- und Hexose-C-Flüsse [mg C/m² * 7Tage] im Bestandesniederschlag

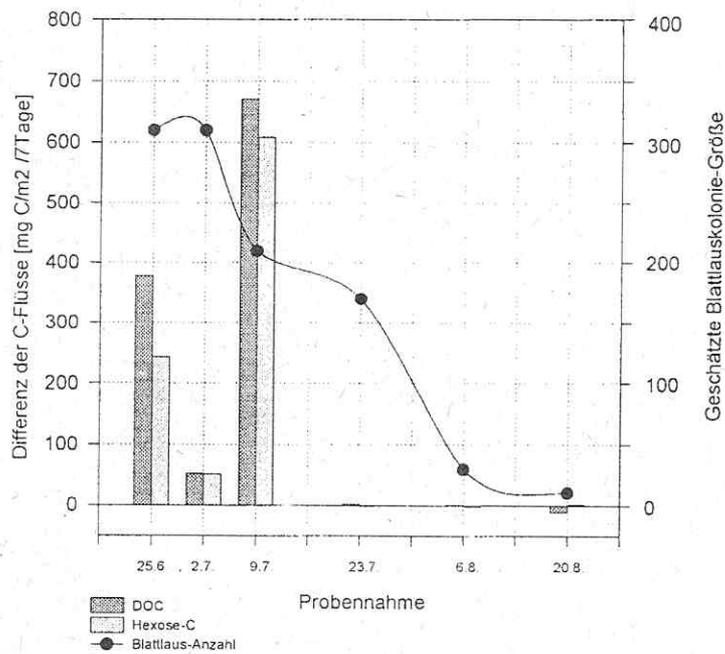


Abb 2. Der Verlauf zeigt für die ersten 3 Termine (zum *Cinara*-Populationsmaximum) hohe DOC-Flüsse im Bestandesniederschlag, die im wesentlichen aus Hexose-Zucker-C bestehen, einem Hauptbestandteil der von *Cinara spp* abgegebenen Honigtäus. Die Absolutflüsse bewegen sich zwischen 30- 1000 [mgC/m² * 7Tage]

Wachstum von Mikroorganismen auf befallenen und nicht-befallenen Fichtennadeln

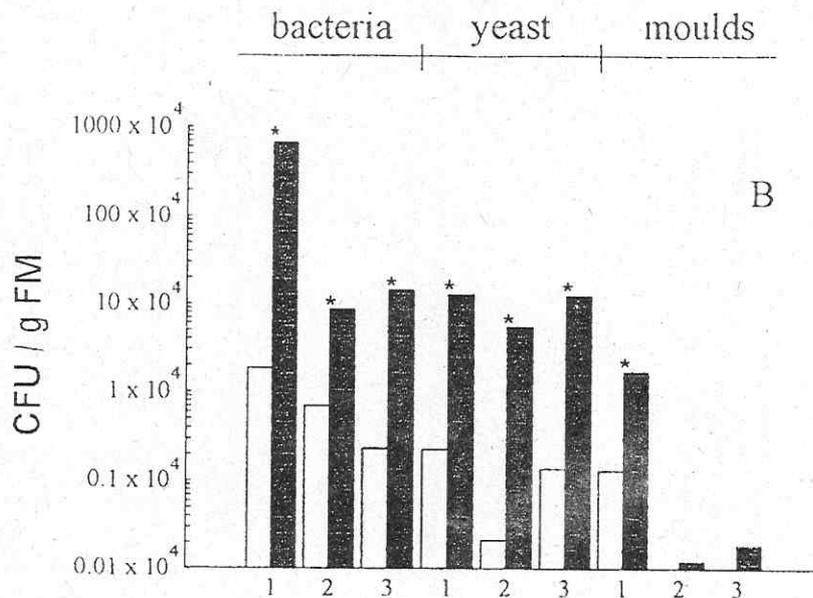


Abb 3. Anzahl der koloniebildenden Einheiten (CFU) aerober, heterotropher Bakterien, Hefen und Schimmelpilze pro Gram Nadel-Frischmasse (FM) von Zweigen der Norwegischen Fichte; Probennahme: 3. Juli 1995, Populationshochphase; Ungefüllte Säulen: nicht-befallene Zweige; Gefüllte Säulen: mit *Cinara*-Befall. Säulenpaare mit * unterscheiden sich signifikant voneinander auf einem Niveau von P < 0,05 (Mann-Whitney U-Test). 1. Komplex-Medium 2. Mineral-Medium mit NH₄⁺ 3. Mineral-Medium mit NO₃⁻ (Die gleichen Untersuchungen für den 29. Mai und den 5. September zeigten kaum signifikante Unterschiede zwischen Befalls- und Kontrollzweigen; Stadler und Müller 1997)

Differenz zwischen Befalls- und Kontrollbäumen: Flußgewichtete Mittelwerte der DON-, $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_3\text{-N}$ - und N_{total} -Flüsse [mg N/m² * 7Tage] im Bestandesniederschlag

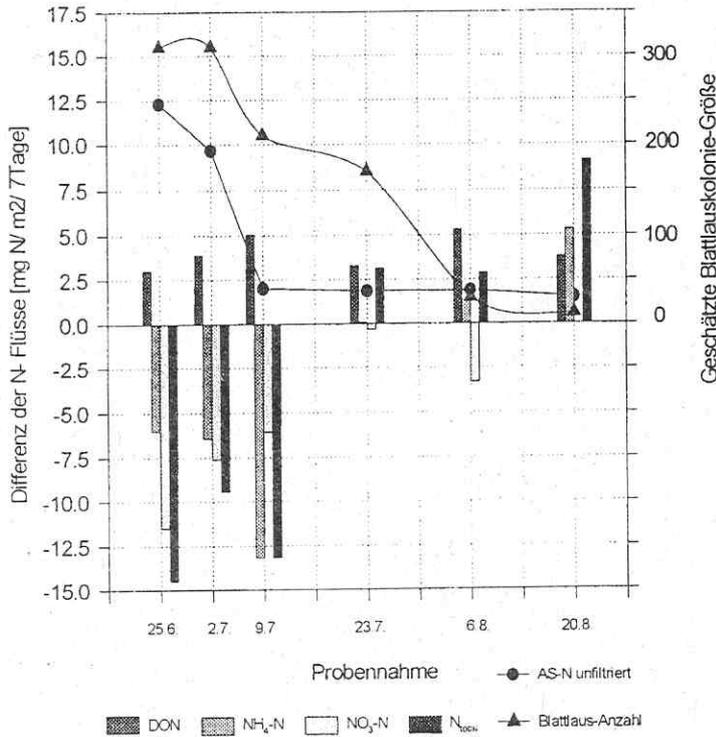


Abb. 4 Durch den *Cinara*-Befall kommt es an den ersten 3 Terminen zu einer massiven Abnahme der anorganischen N-Flüsse im Befalls-BN und zu einer Erhöhung des partikulären (unfiltrierten) Aminosäure-N-Flusses (AS-N), während DON relativ konstant bleibt. Als Begründung zum Verbleib von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ bietet sich die Festlegung des anorg. N in der mikrobiellen Biomasse an, für die der partikuläre AS-N ein Indikator darstellt (Joergensen und Brookes, 1990). Da die Daten mit großen Standardabweichungen (20-70% vom Mittelwert) behaftet sind (bedingt durch die unterschiedliche *Cinara*-Populationsdynamik am Einzelbaum), sind diese Ergebnisse in erster Linie qualitativ zu werten. Die Absolutflüsse für Gesamt-N bewegen sich zwischen 10 und 60 mg N/m² * 7Tage.

Differenz zwischen Befalls- und Kontrollbäumen: Flußgewichtete Mittelwerte der DON-, $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_3\text{-N}$ - und N_{total} -Flüsse [mg N/m² * 7Tage] in Bodenlösungen der org. Auflage

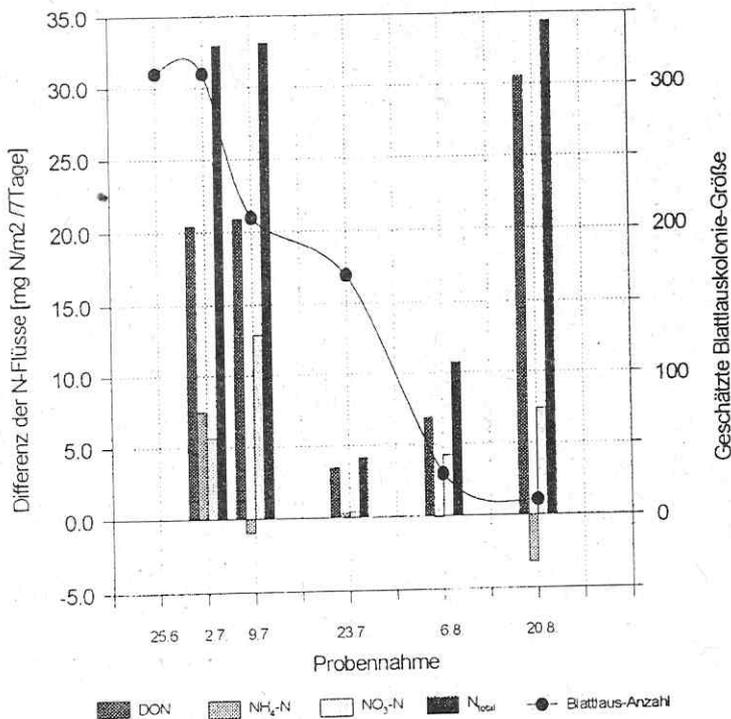


Abb. 5 Für die Bodenlösung der organischen Auflage unter *Cinara* spp.-befallenen Bäumen liegen die Kontrollbereinigten Flüsse aller N-Fractionen (Ausnahme: $\text{NH}_4\text{-N}$ am 9.7. und 20.8.) deutlich höher als die der Kontrollen. (Die Absolutflüsse für Gesamt-N bewegen sich zwischen 5 und 80 mg N/m² * 7Tage). Da dies nicht auf den erhöhten Eintrag von N-Formen durch den Bestandesniederschlag zurückzuführen ist (vgl. Abb. 4), muß ein anderer Faktor für die erhöhten N-Flüsse verantwortlich sein. Der erhöhte Eintrag von leichtverfügbaren C-Verbindungen (vgl. Abb. 2) durch die Einwaschung von Honigtau in den BN führt in den Bodenlösungen unter den Befalls-Bäumen zu erhöhten DOC und Hexose-C-Flüssen (Daten nicht gezeigt). In einem C-limitierten System, wie der organischen Auflage, kann dies zu einer verstärkten Mineralisierung und Degradation der org. Substanz beitragen.

Schlußfolgerungen

- 1) Die Honigtau-Ausscheidung von Blattläusen (speziell *Cinara spp.*) bewirkt eine Zunahme der Biomasse von NH_4^- und NO_3^- -metabolisierender Bakterien und Hefen in der Nadelphyllosphäre.
- 2) Der Blattlaus-Befall trägt nicht zu einer Erhöhung der gelösten N-Fractionen in den Bestandesniederschlag bei. Es kommt darüber hinaus zu einer Umlagerung und Festlegung von anorganischen N-Formen in der mikrobiellen Biomasse, was mit dem höheren Fluß partikulären Aminosäure-Stickstoffs einhergeht.
- 3) Die Einwaschung des DOC-reichen Honigtaus in die organische Auflage beschleunigt die N-Mineralisation und führt zu einer Zunahme der N-Flüsse in der organischen Bodenlösung.

Literatur

- Allen, G. 1981: Sequenzierung of proteins and peptides ; pp. 140- 141, in: North-Holland publishing Comp. Amsterdam.
- Cortina, J., Romanya, J. and Vallejo, V.R. 1995: Nitrogen and phosphorus leaching from the forest floor of a mature *Pinus radiata* stand; in *Geoderma* 66: 321- 330.
- Jermyn, M. A. 1975: Increasing the sensitivity of the Anthrone method for carbohydrate; *Anal. Biochem.* 68, 332-335.
- Joergensen, R.G. and Brookes, P.C. 1990: Ninhydrin-Reactive Nitrogen Measurements of Microbial Biomass in 0,5 M K_2SO_4 Soil Extracts. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 22, No. 8: 1023-1027.
- Manderscheid, B. und Göttlein, A. (Hrsg.)(1995): Wassereinzugsgebiet " Lehstenbach ", das BITÖK-Untersuchungsgebiet am Waldstein (Fichtelgebirge, NO-Bayern). Bayreuther Forum Ökologie, Bd. 18.
- Manderscheid, B. and Matzner, E. 1995: Spatial and temporal variation of soil solution chemistry and ion fluxes through the soil in a mature Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. *Biogeochemistry* 30: 99-114.
- Matzner, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben d. Uni Göttingen, Reihe A, Bd 40: 1-217.
- Qualls, R.G., Haines, B.L. and Swank, W.T. 1991: Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. in *Ecology* 72 (1), 254- 266.
- Stadler, B. and Müller, T. 1997: Aphid honeydew and its effect on the phyllosphere microflora of *Picea abies* (L.) Karst. *Oecologia* (in press).
- Stevens and Wannop 1987: Dissolved organic nitrogen and nitrate in an acid forest soil. *Plant and Soil* 102, 137-139 1987.

Danksagung

Wir danken der tatkräftigen Mithilfe von Frau A. Glaßer, Frau J. Hübner und Frau B. Popp für die Laboranalysen von N_{tot} , NH_4 , NO_3 und DOC. Die Studie wird durch das BMBF, Förder-Nr.PT BEO 51-0339476 B, finanziert.

Eine Modellhierarchie zur Schätzung der Wassernutzungseffizienz bei veränderten Umweltbedingungen

E. Falge, U. Joss, M. Alsheimer, R. Geyer, B. Köstner, Ü. Niinemets, R. Ryel und J.D. Tenhunen

Lehrstuhl für Pflanzenökologie II, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth

Einführung

Die Wassernutzungseffizienz von Pflanzen (WUE, $\text{mmol CO}_2/\text{mol H}_2\text{O}$), d.h. der Gewinn von assimiliertem Kohlenstoff pro verdunstetem Wasser, wird als ökophysiologische Kenngröße vor allem bei der Beurteilung der Bedeutung von Standortfaktoren (Licht, Luftfeuchte, Bodenwasser, Nähr-, Schadstoffe) für das Pflanzenwachstum herangezogen. Die WUE kann diurnal, saisonal und auch zwischen einzelnen Photosyntheseorganen stark schwanken. Explizite Werte der WUE in der Literatur sind oft schwer vergleichbar, da sie sich auf unterschiedliche zeitliche und räumliche Integrationsebenen beziehen und häufig nur über kurze Zeitkonstanten (s, h) und für Pflanzenebenen relativ geringer Integration (Blätter, Zweige) bestimmt wurden. Will man Veränderungen der WUE und deren Auswirkungen auf das Ökosystem quantifizieren, kann dies nur durch Modelle geschehen, die Werte hoher zeitlicher (Tage, Monate, Jahre) und räumlicher (Pflanze, Bestand, Landschaftsausschnitt) Integration liefern.

Ziel

Beschreibung von Auswirkungen veränderter Umweltbedingungen (Temperatur, atmosphärische CO_2 -Konzentration, Bodenwasserverfügbarkeit, N-Ernährung) auf den Gaswechsel von Pflanzenbeständen (Wald, Wiese) zur Quantifizierung der Licht-, Stickstoff- und Wassernutzungseffizienz (LUE, NUE, WUE) über längere Zeiträume.

Es ist hierbei jedoch zu beachten, daß die anzuwendenden Modelle Gasaustauschreaktionen unter veränderten Steuerfaktoren beschreiben unter Annahme gegenwärtig vorgefundener ökophysiologischer Prozesse. Sie schließen bisher keine langfristigen Anpassungen der Blattphysiologie und der Pflanzen- bzw. Bestandesstruktur an veränderte Umweltbedingungen ein. Die Modelle fungieren als Werkzeuge, um mögliche Reaktionsnormen und Interaktionen unterschiedlicher Faktoren und Prozesse aufzuzeigen.

Modellhierarchie

PSN5 - CYLICON - STANDFLUX

Eine Hierarchie von prozeßorientierten Modellen (Fig. 1) wurde entwickelt, um die CO_2 -Aufnahme, Leitfähigkeit und Wasserabgabe von Blättern (PSN5), individuellen Bäumen (CYLICON) und Waldbeständen (STANDFLUX) zu beschreiben. Diese Modelle simulieren die Reaktion wesentlicher metabolischer Prozesse des Gaswechsels auf Umweltbedingungen und erzielten gute Übereinstimmung mit unabhängig gemessenen Werten (Falge et al. 1996). Die Modelle erlauben ferner eine explizite und implizite Kopplung der Gaswechselraten an N-Pools (physiologisch) und C-Pools (strukturell) im Vegetationsbestand. Durch

die Vorgabe klimatischer Treibervariablen können Auswirkungen auf den Gaswechsel der Vegetation vorhergesagt und mit Hilfe der stomatären Leitfähigkeit die Aufnahme von atmosphärischen Gasen berechnet werden.

BIGLEAF

Für Bestandesvergleiche wurde ein einfaches BIGLEAF-Modell entwickelt, das die biologische Information der anderen hierarchischen Modelle impliziert, jedoch mit vereinfachten Algorithmen die C-Fixierung, Leitfähigkeit und Transpiration auf Bestandesebene berechnet. BIGLEAF wird dazu benutzt, Veränderungen in der Ökosystemfunktion aufgrund von verschiedenen Bestandesaltern, Blattflächenindizes und veränderter Nährstoffverfügbarkeit zu beschreiben.

PROXEL

Für Anwendungen auf der Landschaftsebene müssen zu den Austauschvorgängen zwischen Vegetation und Atmosphäre weitere Ökosystemaspekte berücksichtigt werden, wie z.B. der Interzeptionsanteil am Niederschlag, der Bestandesniederschlag, der Bodenwasserspeicher oder die Versickerungsrate. Zu diesem Zweck wurde das BIGLEAF-Modell für Fichtenwälder mit dem Bodenkompartment des Modells PROXEL (process oriented pixel water balance model) verknüpft. PROXEL besteht aus 4 gekoppelten Kompartimenten: Atmosphäre, Kronendach, ungesättigte Zone und Grundwasser. Die Berechnung der Bodenwasserbilanz stützt sich auf die Arbeit von Eagleson (1978). Prozesse der Infiltration, Perkolation und kapillarer Aufstieg werden auf die als homogen betrachtete ungesättigte Zone bezogen.

PROXEL kann als Kerneinheit in einem GIS-gestützten Landschaftsmodell benutzt werden. Es kann an verschiedene Vegetationstypen (Grasland, Nadel-, Laubwald) angepaßt und um weitere Module (z.B. Stickstoffmodell) erweitert werden.

PROXEL wurde anhand von drei relativ großen Datensätzen der Wasserbilanz von Fichtenwaldbeständen validiert. Das mit BIGLEAF gekoppelte Modell wurde benutzt, um die Auswirkungen verdoppelter CO₂-Konzentrationen auf die CO₂-Aufnahme und die Wasserbilanz von Fichtenbeständen in den Vogesen (Aubure) und im Fichtelgebirge (Weiden Brunnen) zu beschreiben.

Effekte erhöhter CO₂-Konzentration unter trockenen und feuchten Bedingungen

Für zwei Fichtenbestände in Wassereinzugsgebieten (Aubure/Vogesen, Weiden Brunnen/Fichtelgebirge), die ähnliche Einstrahlungsstärken und Dampfdruckdefizite der Luft zeigen, sich jedoch durch stärkere Bodentrockenheit in Aubure unterscheiden, wurden Transpirations-, Photosynthese- und Versickerungsraten der Bestände berechnet (Tab. 1). Es ergab sich für die Simulation bei verdoppelter CO₂-Konzentration, daß bei feuchtem Boden die Bestandestranspiration gegenüber der unter normaler CO₂-Konzentration reduziert ist. Dadurch wird der Bodenwasserspeicher langsamer ausgeschöpft und kann in der zweiten, trockenen Sommerhälfte noch genutzt werden, während unter normalen CO₂-Konzentrationen zu diesem Zeitpunkt die Transpiration in Aubure bereits stark eingeschränkt war.

Während unter beständig feuchten Bedingungen am Standort Weiden Brunnen die WUE bei verdoppelter CO₂-Konzentration relativ konstant über den Sommer um das 1.8-fache gegenüber der bei normaler CO₂-Konzentration modellierten Variante erhöht war, nahm die verbesserte WUE in Aubure mit zunehmender Trockenheit vom 1.9- zum 1.5-fachen der Werte unter normalen CO₂-Konzentrationen ab, erreichte jedoch unter günstigen Witterungsbedingungen wieder Werte des Frühlommers.

	CO ₂ [ppm]	Aubure (trocken)	Weiden Brunnen
Nettophotosynthese	350	59	43
[mol m ⁻²]	700	81	57
Transpiration	350	133	132
[mm]	700	107	80
Wassernutzungseffizienz	350	8.0	5.9
[mmol (CO ₂) mol ⁻¹ (H ₂ O)]	700	13.6	12.8
Versickerung	350	27	30
[mm]	700	38	58

Tab.1 Änderungen der berechneten Nettophotosynthese, der Transpiration, der Wassernutzungseffizienz und der Versickerung zwei verschiedener Fichtenbestände (austrocknend in Aubure, Vogesen und Weiden Brunnen, Fichtelgebirge) bei einer Erhöhung der atmosphärischen CO₂-Konzentration von 350 auf 700 ppm. Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf jeweils 75 Tage (14.6.-27.8.) der Jahre 1990 (Aubure) und 1994 (Weiden Brunnen).

Einbezug von Stickstoffeffekten in Gaswechselmodelle

Ähnlich dem Düngungseffekt des CO₂ erwartet man auch bei erhöhter N-Versorgung eine Verbesserung der WUE durch eine Zunahme der Photosynthesekapazität. Um unterschiedliche N-Situationen simulieren zu können, ist die Einbeziehung eines Stickstoffmodells notwendig. Eine mögliche Realisierung wurde bereits für *Acer saccharum* erarbeitet (Niinemets und Tenhunen 1996). Anhand eines umfangreichen Datensatzes von *Acer saccharum* (Ellsworth, Weber, unpublished) wurde ein prozeßorientiertes Gaswechselmodell für C₃-Pflanzen entwickelt, das insbesondere Effekte von Lichtgradienten bei unterschiedlicher N-Investition in Carboxylierung und biochemische Prozesse berücksichtigt. Die Blattdicke bzw. das spezifische Blattgewicht (Trockenmasse/Blattfläche) gilt als wichtigster struktureller Parameter, da er mit der Anzahl photosynthetisch aktiver Zellschichten korreliert. Schlüsselparameter des Modells sind N-Gehalt pro Blatttrockenmasse, Koeffizienten der N-Verhältnisse in RUBISCO und bioenergetischen Verbindungen, N-Gehalt in Lichtsammel-pigmenten der Thylakoide und der Anteil von Blattchlorophyll zu Blattstickstoff im Lichtsammelkomplex. Das Modell eignet sich als Werkzeug, um Licht- und N-Nutzungseffizienz, d.h. ihre Bedeutung für den Kohlenstoffgewinn, den Wasserverbrauch und die stomatare Leitfähigkeit von C₃-Pflanzen zu untersuchen.

Zukünftige Arbeiten

Ein adäquates Bestandesstruktur-, Mikroklima- und Gaswechselmodell liegt bereits vor. Ebenfalls vorhanden ist ein Blattmodell, das Verschiebungen der N-Investition im Photosyntheseapparat der Blätter in Abhängigkeit von Lichtgradienten berücksichtigt und gleichzeitig die Auswirkungen veränderter CO₂-Konzentrationen auf den Blattgaswechsel beschreibt.

Folgende Arbeitsschritte sind zukünftig notwendig:

- Parameterisierung des Blattmodells für die entsprechenden Arten
- Analyse der grundlegenden Zusammenhänge zwischen Blattstruktur, Biochemie und Photosynthese und deren Änderung in Anpassung an langfristige Strahlungsbedingungen im Kronendach
- Parameterisierung des Bestandesmodells bzgl. Bestandesstruktur für den untersuchten Bestand

Literatur

Eagleson P S (1978) Climate, soil, and vegetation. 3. A simplified model of soil moisture movement in the liquid phase. *Water Resources Research* 14, 722-730

Falge E, Graber W, Siegwolf R, Tenhunen JD (1996) A model of the gas exchange response of *Picea abies* to habitat conditions. *Trees* 10: 277-287

Niinemets Ü, Tenhunen JD (1996) A model separating leaf structural and physiological effects on carbon gain along gradients for the shade-tolerant species *Acer saccharum*. *Plant Cell Environ*, im Druck

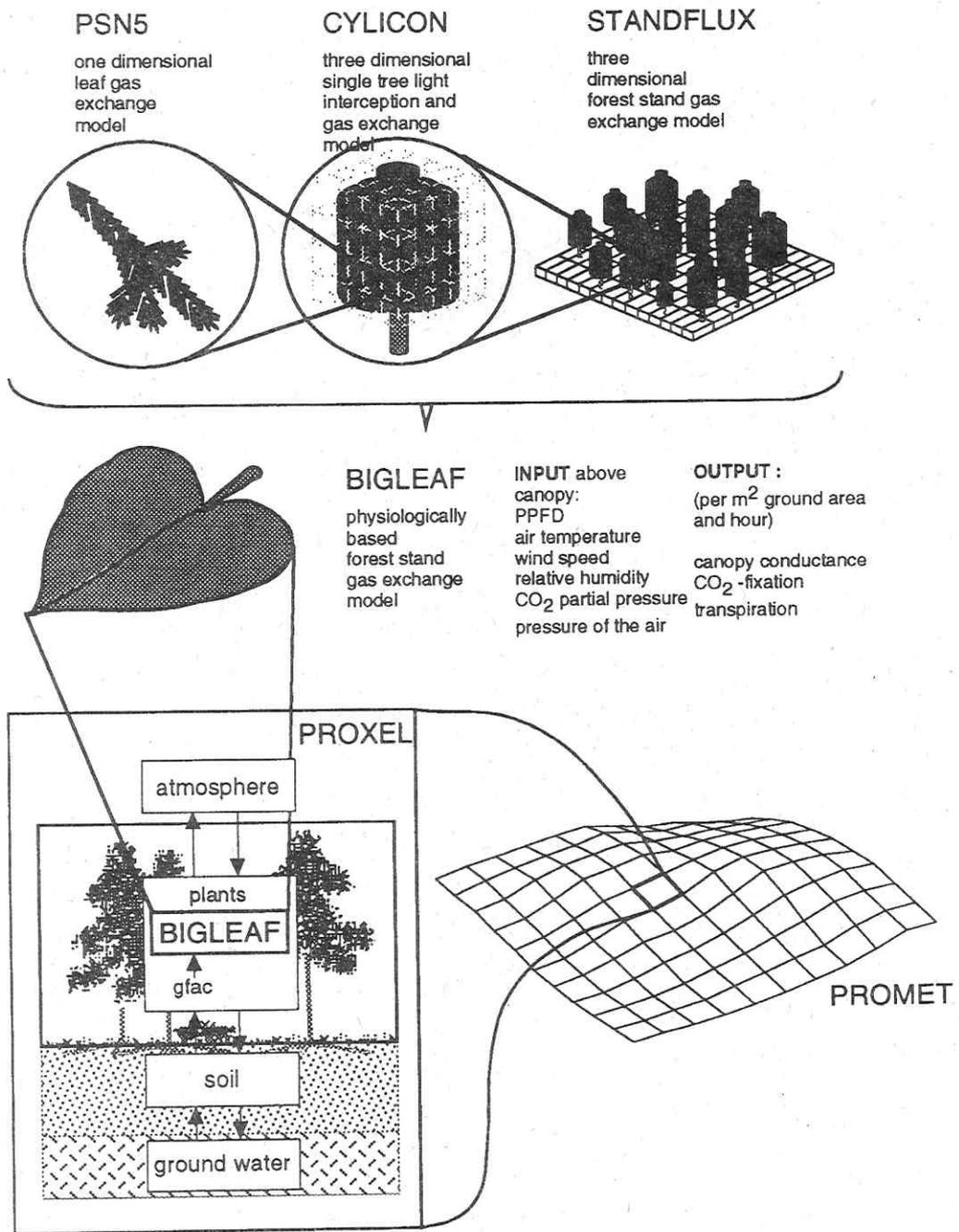


Abb. 1 Hierarchie der verschiedenen Modelle, die den Informationsfluß vom Blattgaswechselmodell PSN6 bis zur Landschaftsebene PROMET (process oriented Model of EvapoTranspiration, W. Mauser, Institut für Geographie, Univ. München) gewährleisten. Verifikationen oder Modellkalibrierungen finden auf den unterschiedlichen Ebenen der Hierarchie statt, um Aggregationsfehler zu vermeiden.

Calamagrostis villosa im Fichtelgebirge

Ausbreitungsbiologie und Konkurrenzverhalten

Heike Betz und Pedro Gerstberger

Lehrstuhl für Pflanzenökologie, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Universität Bayreuth

Einleitung:

Parallel zu den aufgetretenen Waldschäden in den höher gelegenen Nadelwaldforsten (> 800 m üNN) der zentral- und osteuropäischen Mittelgebirge (als Folge anthropogener Luftschadstoff-Depositionen) ist auch eine starke Expansion (Dominanz-Zunahme und Arealausbreitung) der Waldbodengräser festzustellen (Bott & Schulze 1996, Fiala 1996).

Im Fichtelgebirge (Nordost-Bayern) spielt vor allem das rasenbildende Rhizomgras *Calamagrostis villosa* (Wolliges Reitgras) eine Schlüsselrolle, da die Art aufgrund ihrer offenbar angestiegenen Konkurrenzkraft alle anderen Krautschichtarten am Standort verdrängen kann (Abb. 1). Gleichzeitig verhindert die im Herbst bzw. Winter gebildete dichte Strohschicht des Grases aus absterbenden Blättern und Halmen auch die Keimung und Sämlingsentwicklung der Waldbäume nachhaltig.

Fragen:

Die experimentellen Untersuchungen zur Populationsbiologie ausgewählter Krautschichtarten von Fichtenforsten sollen deshalb folgende Fragen klären:

- Welche (möglicherweise aktuell geänderten) Standortfaktoren bedingen die erhöhte Konkurrenzkraft von *Calamagrostis villosa*?
 - Lichtfaktor (Ausdünnung der beschattenden Kronenschicht) ?
 - Eintrag von atmosphärischen Schadstoffen in die Waldökosysteme ?
- Aufgrund welcher Eigenschaften bzw. endogener Faktoren ist *Calamagrostis villosa* befähigt, konkurrierende Arten auszuschalten ?
untersucht wurden:
 - Ausbreitungsverhalten (Rhizombildung, Selbstaussaat) ?
 - Ressourcen-Nutzung (düngende, luftgetragene N-Verbindungen) ?

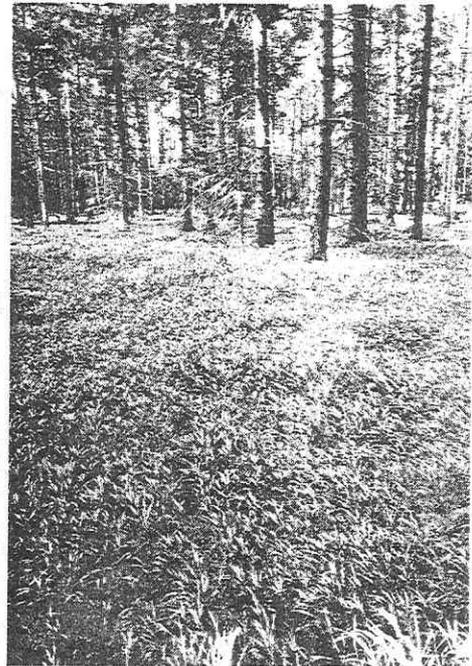


Abb. 1 Dominanzbestand von *C. villosa* am Schneeberg (Fichtelgebirge) bei ca. 900 m üNN

Methoden:

Es wurden insgesamt 140 Dauerquadrate (DQ) zu je 1 x 1 m in *Calamagrostis*-Reinbeständen (40), bzw. an der Ausbreitungsfront (100) angelegt und folgende Faktoren-Kombinationen getestet:

1. DQ im Freiland
2. DQ im Fichten-Altbestand
3. DQ im Fichten-Altbestand mit zusätzlicher Beschattung (50%)
 - I. *Calamagrostis*-Ausbreitungsfront in Konkurrenz mit *Deschampsia flexuosa*
 - II. *Calamagrostis*-Ausbreitungsfront in Konkurrenz mit *Urtica dioica*
- A. DQ mit zusätzlicher N-Düngung (NH_4NO_3 : entsprechend 40 kg bzw. 120 kg N ha^{-1})
- B. DQ ungedüngt zur Kontrolle

In den DQs an der Ausbreitungsfront wurden die Halmzahlen über 2 bzw. 3 Vegetationsperioden ermittelt, in den DQs im Reinbestand wurde die ober- und unterirdische Biomasse geerntet und ihre einzelnen Kompartimente sowie ihre Elementgehalte (N, S, Mg, Al, Zn, Fe, PO_3) bestimmt. Sämtliche Ergebnisse werden in einer Dissertation der Erstautorin veröffentlicht.

Ergebnisse:

Abb. 2 zeigt die signifikante Zunahme der Halmzahl im Verhältnis zum Nitratgehalt im Boden bei vollem Lichtgenuß.

Bei Beschattung und im Wald führt ein erhöhtes Nitratangebot (z.B. aus N-Depositionen) nur zu einer geringen Zunahme der Halmzahl. Unter suboptimalen Lichtbedingungen (Beschattung durch Fichten-Baumkronen) ist die Entwicklung der oberirdischen Biomasse von *C. villosa* demnach gehemmt. Die Zusatz-Düngung kann diese Hemmung nur an der Ausbreitungsfront, nicht jedoch im Reinbestand kompensieren. Anthropogene N-Depositionen können im Reinbestand daher nur bei steigendem Lichtangebot genutzt werden (bei 120 kg N ha^{-1} und Freiland: Aufnahme rate 47.9 %; im beschatteten Bestand: 12.2 %).

Abb. 3 zeigt die positive Reaktion der Halmzahl von *C. villosa* auf ansteigende Phosphatkonzentrationen im Boden.

Schlussfolgerungen:

● Die starke Reaktion (Erhöhung der oberirdischen Biomasse, Erhöhung der Anzahl der Rhizome) von *Calamagrostis villosa*-Beständen auf zusätzliche N-Düngung belegt, daß das ehemalige Verbreitungsareal dieser Art sowohl licht- als auch N-limitiert war und die derzeitigen atmosphärischen Stickstoff-Depositionen in mehrfacher Hinsicht verantwortlich sind für die gestiegene Konkurrenzkraft und das beobachtete Ausbreitungsverhalten dieser Art (siehe auch Koppisch 1995).

● Erst bei höherem Lichtgenuß ist *C. villosa* in der Lage, auch im Reinbestand die hohen, düngenden N-Depositionen zu nutzen und hieraus Konkurrenzvorteile gegenüber allen anderen Waldbodenpflanzen zu gewinnen.

Die in jüngster Zeit in den zentraleuropäischen Gebirgen vielerorts (Erzgebirge, Thüringer Wald, Harz, Fichtelgebirge) festzustellende Ausbreitung des säuretoleranten Grasses kann somit als Ausdruck eines synergistischen Effekts von N-Depositionen und Ausdünnung der Fichtenkronen bzw. Absterben von Fichtenbeständen (durch SO₂-Depositionen) und dem damit verbesserten Lichtangebot in der Krautschicht betrachtet werden.

- *C. villosa* gewinnt möglicherweise auch dadurch einen Vorteil, daß infolge verringerter Wassernutzung durch die Baumschicht (Waldschäden), eine größere Niederschlagswassermenge der Krautschicht zur Verfügung steht. Dies könnte u.U. eine Ausbreitung auch in tiefere Lagen begünstigen, da *C. villosa* dort bisher nur auf edaphisch feuchteren und kühleren Standorten anzutreffen ist.
- Da die Selbstverjüngung der Waldbäume durch die dichte Grasvegetation und die kompakte Streuschicht weitgehend behindert wird (Tuma 1996), sind Neubegründungen von Wäldern nur mit hohem Aufwand möglich (Pflanzung von Jungbäumen (Heistern), die über die Grasschicht hinausragen).

Literatur:

Bott, H. & Schulze, E.-D. 1996: Competition and spreading characteristics of *Calamagrostis villosa* (CHAIX.) GMEL. in the Western Fichtelgebirge. In: Forschungsbericht 1995. Bayreuther Forum Ökologie 28: 79-83.

Fiala, K. 1996: A study of grass vegetation in clear-cut areas. Objectives and aims of the projects. In: Fiala, K. (ed.): Grass ecosystems of deforested areas in the Beskydy Mts. 7-12. Brno.

Koppisch, D. 1995: Nährstoffhaushalt und Populationsdynamik von *Calamagrostis villosa* (CHAIX.) GMEL. einer Rhizompflanze des Unterwuchses von Fichtenwäldern. Bayreuther Forum Ökologie 12: 1-187.

Tuma, I. 1996: Litter decomposition in *Calamagrostis arundinacea* and *C. villosa* stands in the Beskydy Mts. In: Fiala, K. (ed.): Grass ecosystems of deforested areas in the Beskydy Mts. 135-144. Brno.

Calamagrostis villosa -Halmzuwachs zu Nitrat im Boden

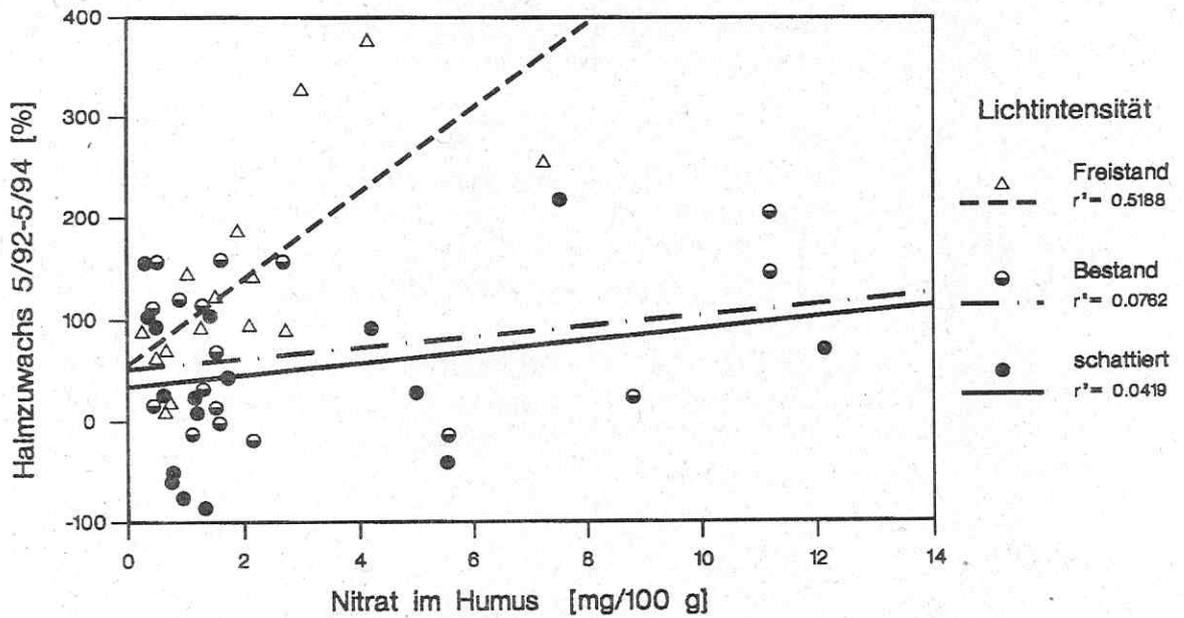


Abb. 2 Halmzuwachs von *Calamagrostis villosa* in Abhängigkeit von Nitrat in der Humusschicht bei 3 verschiedenen Lichtintensitäten.

Calamagrostis villosa -Halmzuwachs zu Phosphat im Boden

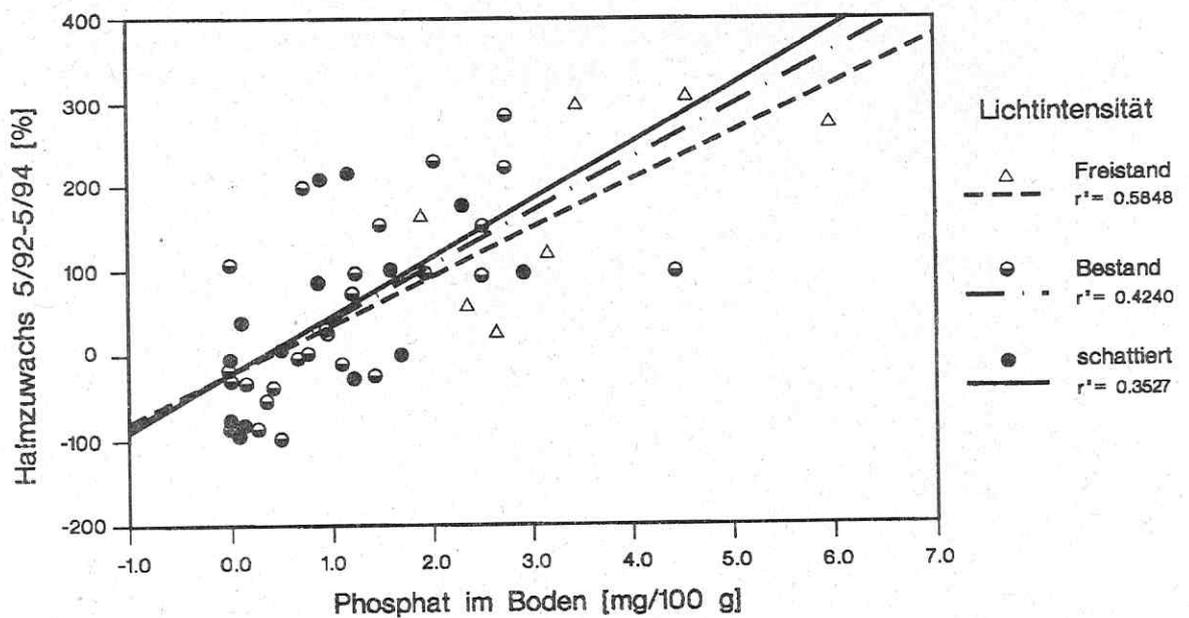


Abb. 3 Halmzuwachs von *Calamagrostis villosa* in Abhängigkeit von Phosphat im Boden bei 3 verschiedenen Lichtintensitäten.

Parameter der Nitratauswaschung mit dem Sickerwasser in europäischen Wäldern

N. Dise, E. Matzner, P. Gundersen

Department of Earth Sciences, The Open University, Milton Keynes, MK7 6AA United Kingdom
Lehrstuhl Bodenökologie, BITÖK, Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth, Germany
Danish Forest and Landscape Research Institute, Hoerholm Kongevej 11, 2970 Hoerholm, Denmark

Einleitung:

Die gegenwärtigen N-Einträge in vielen Regionen Europas übersteigen die Kapazität der Waldökosysteme Stickstoff zu binden, so daß es zur Auswaschung von Nitrat mit dem Sickerwasser in Grund- bzw. Oberflächenwässer kommt. Bei Betrachtung der N-Bilanzen verschiedener Ökosysteme zeigte sich, daß trotz ähnlicher Deposition sehr verschiedene Raten der Nitratauswaschung auftreten (Dise and Wright 1995). Für das Verständnis der Zusammenhänge, für Prognosen der zukünftigen Entwicklung des N-Haushalts und für die regionale Vorhersage des Risikos der Nitratauswaschung ist der Zusammenhang zwischen Nitratausträgen und einfach zu bestimmenden Ökosystemparametern zu untersuchen. Dieses empirische Vorgehen stellt eine wichtige Ergänzung zu deterministischen Ansätzen zur Beschreibung des N-Haushaltes dar, da möglicherweise sensitive Parameter abgeleitet werden können, die im Rahmen der deterministischen Modellierung zu berücksichtigen sein werden.

Das Ziel der hier vorgestellten Untersuchung ist es daher, auf der Basis veröffentlichter Daten zum N-Haushalt europäischer Waldökosysteme, solche Zusammenhänge aufzuzeigen und zu bewerten.

Methodik:

Als Datenbasis dienten Daten aus insgesamt 114 Waldökosystemen:

ENSF Datenbank (Hauhs et al. 1989):

66 Standorte, 9 Länder, 7 Laubwaldstandorte, Zeitraum variabel zwischen 1979-1987

Matzner und Grosholz 1997:

11 Fichtenstandorte, 5 Länder, Zeitraum variabel zwischen 1973- 1991

Tietema und Beier 1995:

12 Nadelwaldstandorte, 9 Länder, Zeitraum variabel zwischen 1983 - 1994

UNECE-IM, 1996

Integrated Monitoring sites. 25 Standorte, 15 Länder, 5 Laubwaldstandorte, Zeitraum 1991 - 1994

Alle Flußdaten wurden zu langjährigen Mittelwerten verrechnet. Die N-Austräge mit dem Sickerwasser bzw. mit dem Abfluß wurden mit den folgenden Flüssen und Ökosystemparametern korreliert:

N-Fluß in der Kronentraufe

Bodenparameter: pH, KAK, austauschbare Kationen, C/N im Humus, %C , N im Humus (mg/g)

Vegetationsparameter: %N in Nadeln, %N in Streu

Ergebnisse:

Die Gegenüberstellung der N-Einträge mit der Kronentraufe und der N-Austräge mit dem Sickerwasser (Abb. 1) zeigt:

- Die Standorte mit geringen N-Einträgen (< 10 kg/ha/a) zeigen keine Nitrat- austräge mit dem Sickerwasser
- Standorte mit mittleren N-Einträgen (10-40 kg/ha/a) sind indifferent: Es werden sowohl hohe als auch keine Austräge gefunden.
- Hoch belastete Standorte (> 40 kg/ha/a) zeigen geschlossen eine deutliche Nitrat- auswaschung
- Die Standorte mit einem hohen (> 60%) Ammoniumanteil in der Deposition haben eine größere relative N-Festlegung als diejenigen mit überwiegend Nitrateintrag.

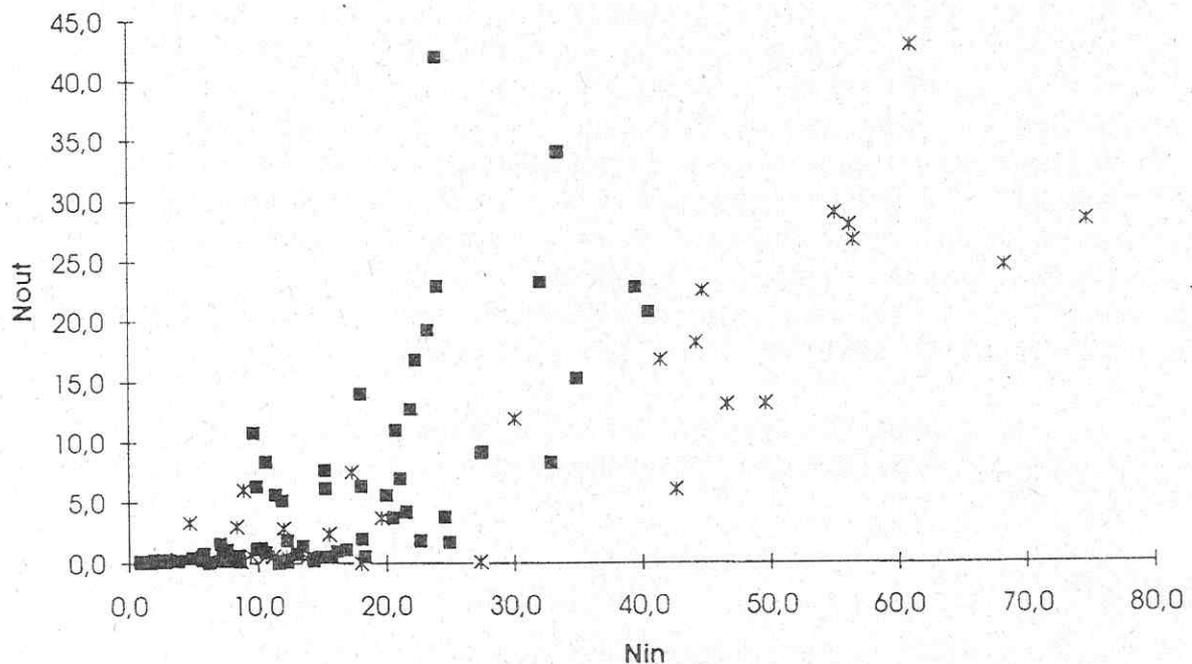


Abb. 1: Nitrat- austräge gegen N-Flüsse in der Kronentraufe in europäischen Waldökosystemen (+ = N-Fluß in der Kronentraufe besteht zu mehr als 60% aus NH_4)

Die Berechnung der Nitrat- austräge zeigte, daß statistische Modelle mit 2 Variablen gute Zusammenhänge ergeben. Die Berechnung mit mehr als 2 Variablen führte zu keiner signifikanten Verbesserung. Die Modelle mit den besten Ergebnissen waren:

$$\begin{aligned} \text{I } N_{\text{out}} &= 0.57(N_{\text{in}}) - 0.67(C/N) + 15.4 \quad r^2 = 0.68, \quad p = 0.004, \quad N = 31 \\ \text{II } N_{\text{out}} &= 0.52(N_{\text{in}}) - 3.10(\text{pH-B}) + 11.9 \quad r^2 = 0.78, \quad p = 0.07, \quad N = 33 \\ \text{III } N_{\text{out}} &= 0.47(N_{\text{in}}) + 0.63(N_{\text{hum}}) - 10.8 \quad r^2 = 0.81, \quad p = 0.06, \quad N = 20 \end{aligned}$$

N_{out} = N-Austrag mit dem Sickerwasser bzw. mit dem Abfluß

C/N = C/N im Auflagehumus

pH-B = $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ im B-Horizont

N_{in} = $\text{NH}_4 + \text{NO}_3$ in der Kronentraufe (kg/ha/a)

N_{hum} = N-Gehalt des Auflagehumus (mg/kg)

Es besteht eine positive Korrelation zwischen N-Austrägen und N-Einträgen ($r^2=0.55$, $p=0.0000$, $N=114$), die durch die Einbeziehung von Ökosystemparametern noch verbessert werden kann. Insbesondere die Qualität des Auflagehumus (ausgedrückt

als C/N oder als N-Gehalt) scheint geeignet das Risiko für das Auftreten von Nitratverlusten abzuschätzen.

Der negative Zusammenhang zwischen N-Austrägen und pH im B-Horizont ist nicht ohne weiteres interpretierbar: Fehlende Nitratimmobilisierung im Unterboden, bzw. geringe Wurzelaktivität könnten die Ursachen sein.

Genauigkeit der statistischen Modelle:

Für ein Beispiel ($N_{in} = 20 \text{ kg/ha/a}$; $C/N = 26$; $N_{hum} = 13 \text{ mg/g}$; $\text{pH B-Horizont} = 4.6$) wurden die Nitrat austräge und ihre 95% Konfidenzintervalle berechnet.

Für Modell

I: $N_{out} = 9.2 \text{ kg/ha/a} \pm 15$

II: $N_{out} = 7.9 \text{ kg/ha/a} \pm 8$

III: $N_{out} = 6.7 \text{ kg/ha/a} \pm 12$

Schlußfolgerungen:

- Der Zusammenhang zwischen N-Einträgen und Nitrat auswaschung zeigt, daß die Ursachen für den Nitrat austrag in den erhöhten N-Einträgen liegen.
- Die Humusqualität ist ein entscheidender Ökosystemparameter, der mit der Nitrat auswaschung korreliert. Dies kann über abnehmende mikrobielle Immobilisierung mit steigendem N-Gehalt des Humus und über die Zunahme der Nitrifikation mit Zunahme des N-Gehaltes erklärt werden. An anderer Stelle (Hildebrand 1994, v. Zezschwitz 1985) wurde auf die Verengung der C/N-Verhältnisse des Humus in den letzten Jahrzehnten hingewiesen. Damit hat sich auch das Risiko für Nitrat austräge unter Wald erhöht.
- Deterministische Modelle zum N-Haushalt von Waldökosystemen sollten die Qualität des Humus und seine Veränderungen mit der Zeit berücksichtigen.
- Der hier vorgestellte empirische Ansatz zur Berechnung von Nitrat austrägen ist noch ungenau. Die 95% Konfidenzintervalle liegen noch bei $\pm 10 - 15 \text{ kg/ha/a}$. Die Zahl der Fallstudien für diese Auswertung war allerdings recht gering (ca. 30) und sollte durch die Einbeziehung weiterer Fallstudien in Zukunft verbessert werden.

Literatur:

Dise, N.B. and Wright, R.F. (1995) Nitrogen Leaching from European Forests in Relation to Nitrogen Deposition. *Forest Ecology and Management* 71, 153-161.

Gundersen, P. et al. (1997) *For. Ecol. Management*, in preparation.

Hauhs, M., Rost-Siebert, K., Paces, T., Vigerust, B. and Raben, G. (1989) Summary of European data. In: J.L. Malanchuk and J. Nilsson (eds.) *The role of nitrogen in the acidification of soils and surface waters*. Council of Nordic Ministers, Miljörapport 89:10, 5.1-5.37.

Hildebrand, E.E. (1994) Der Waldboden - ein konstanter Produktionsfaktor? *Allg. Forst. Zeitschrift* 49/2, 99-104.

Matzner, E. und Grosholz, C. (1997) Beziehung zwischen NO_3 -Austrägen, C/N-Verhältnissen der Auflage und N-Einträgen in Fichtenwald (*Picea abies* Karst.)-Ökosystemen Mitteleuropas. *Forstw. Cbl.* in press.

Tietema, A. and Beier, C. (1995) A correlative evaluation of nitrogen cycling in the forest ecosystems of the EC projects NITREX and EXMAN. *Forest Ecology and Management* 71, 143-152.

v. Zezschwitz, E. (1985) Qualitätsänderungen des Waldhumus. *Forstw. Cbl.* 104, 205-220.

Räumliche Muster der Nitratkonzentrationen im Oberflächen- und Grundwasser

Gunnar Lischeid

Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Universität Bayreuth

Einleitung

Stickstoffeinträge in terrestrische Ökosysteme liegen nach wie vor auf hohem Niveau. Aufgrund der Vielzahl beteiligter Prozesse lassen sich mögliche Auswirkungen nicht leicht abschätzen. Andererseits zeigen sich in den vorliegenden Datensätzen durchaus interpretierbare Muster.

Untersuchungsgebiet

Eines der beiden Hauptuntersuchungsgebiete des BITÖK ist das 4,2 km² große Einzugsgebiet des Lehstenbachs im Fichtelgebirge. Das Gebiet liegt auf 690 - 877 m Höhe (Manderscheid und Göttlein 1995, LfW 1994). Auf tiefgründig verwittertem Granit haben sich saure Braunerden gebildet, in den Talauen herrschen moorige Böden auf ca. 1/3 der Einzugsgebietsfläche vor. Das Gebiet ist zu 95% mit Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) bestockt, es öffnet sich nach Südosten.

Ergebnisse

Mittlere Konzentrationen

Die mittleren NO₃-Konzentrationen der Grundwässer unterscheiden sich nicht wesentlich von denen benachbarter Quell- oder Bachwässer. Hingegen zeigt sich eine Korrelation mit der topographischen Höhe. Dabei fallen die deutlich höheren Konzentrationen der nach Westen exponierten Meßstellen auf (Abb. 1, Tab. 1). Die NO₃-Konzentration des Bestandesniederschlags ist zwar ebenfalls mit der topographischen Höhe, deutlich stärker aber mit dem Bestandesalter und der Bestandeshöhe korreliert.

Biotische Faktoren

Um den Einfluß biotischer Faktoren abschätzen zu können, wurde bei den Zeitreihen der NO₃-Konzentration in Oberflächenwässern mittels Fourier-Analyse das Ausmaß der Amplitude ermittelt, das allein durch die Periode = 1 Jahr bestimmt wird (= "Jahres-Amplitude"). In Tabelle 1 sind Korrelationen verschiedener Parameter mit dieser Größe, der Differenz zwischen dem 10%- und dem 90%-Perzentil, sowie mit den langjährigen Mittelwerten der NO₃-Konzentrationen angegeben.

Die Fourier-Amplitude ist am stärksten mit der mittleren NO₃-Konzentration (Abb. 2) und der Exposition (Minimum der Fourier-Amplitude für nordwestliche Exposition) korreliert. Die Differenz zwischen 10%- und 90%-Perzentil zeigt dagegen nur schwache Korrelationen zu den aufgeführten Parametern.

Tabelle 1: Korrelationen zwischen mittlerer NO₃-Konzentration, Jahres-Amplitude und absoluter Amplitude (Differenz zwischen 10% und 90%-Perzentil der Konzentrationen) zu verschiedenen Parametern. Signifikanzniveaus: *: 95%, **: 99%, ***99.5%, n.s.: nicht signifikant

	mittl. NO ₃ -Konz.	Jahres-Amplitude	90%-10%
Höhe ü. NN	0.676***	n.s.	0.395*
Bestandesalter ⁺	n.s.	n.s.	n.s.
Exposition [#]	n.s.	-0.760**	n.s.
Anteil vermoorter Flächen ⁺	n.s.	n.s.	n.s.
mittlere NO ₃ -Konzentration		n.s.	0.369*

⁺ im jeweiligen Teileinzugsgebiet (B. Ostendorf, mündliche Mitteilung)

[#] jeweils nach optimierter Rotation des Koordinatensystems

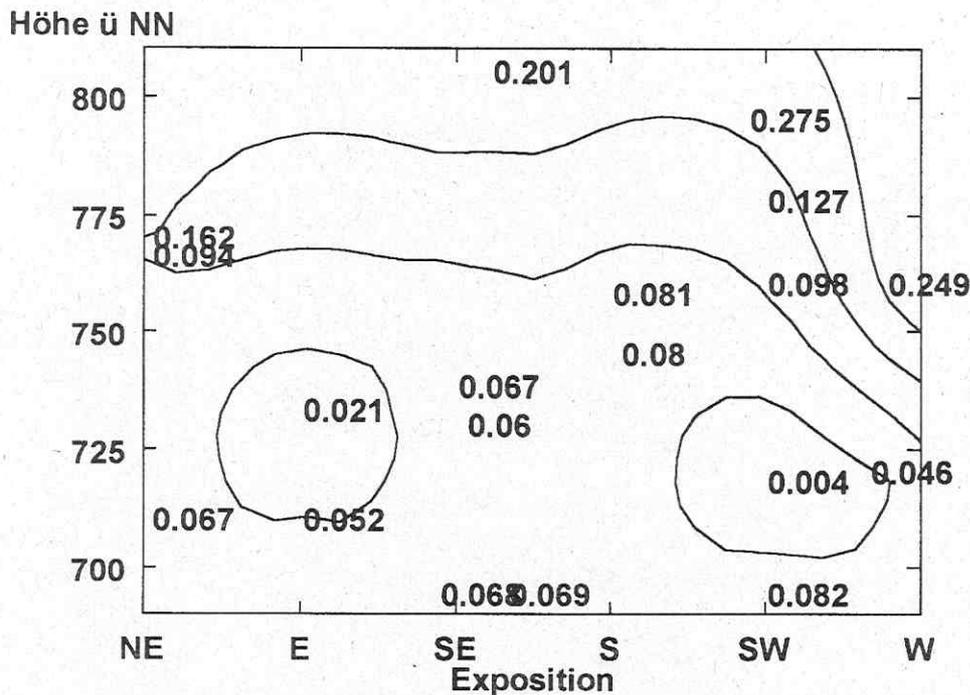


Abbildung 1: Mittlere NO₃-Konzentrationen in Oberflächen- und Grundwässern in Abhängigkeit von topographischer Höhe und Exposition. Die Isolinien (Abstand: 0.05 mmol/l) wurden durch Kriging ermittelt, die gemessenen Werte sind jeweils angegeben.

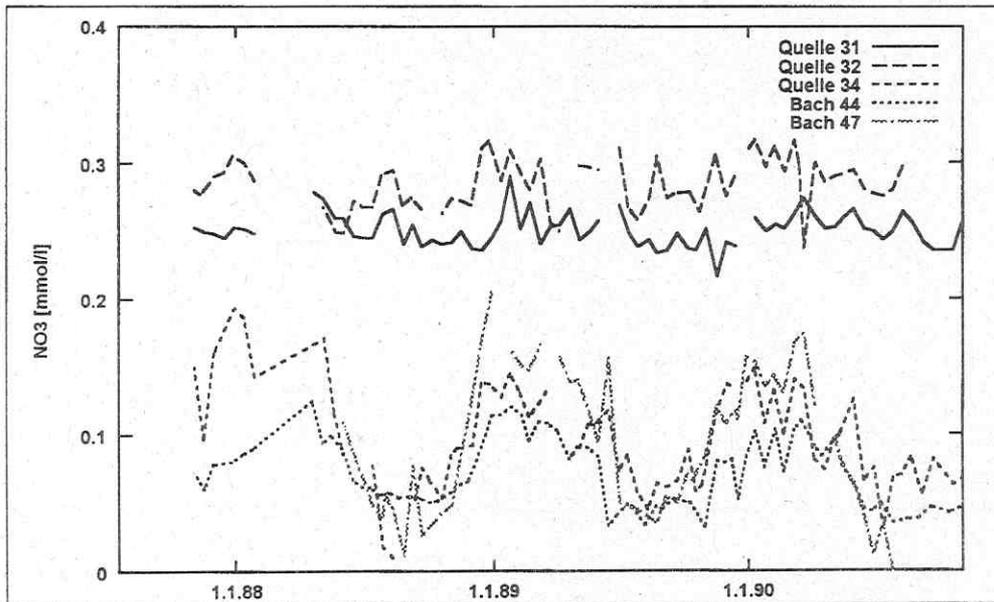


Abbildung 2: Zeitreihen der NO_3 -Konzentrationen in verschiedenen Oberflächenwässern.

Diskussion

Der relativ geringe Stichprobenumfang, sowie die Interkorrelationen zwischen verschiedenen Größen lassen lediglich erste Abschätzungen zu, die im Detail jeweils zu überprüfen sind. Z.B. nimmt der Anteil vermoorter Flächen mit der Höhe ab; andererseits nimmt vermutlich die Interzeptionsdeposition mit der Höhe zu, sowie die Mächtigkeit des Aquifers und damit die Verweilzeiten ab.

Die Zunahme der mittleren NO_3 -Konzentrationen, sowie die Abnahme der Fourier-Amplitude mit der Höhe ist sicher teilweise auf diese Einflußgrößen zurückzuführen. Die beobachteten Abhängigkeiten von der Exposition sprechen für einen deutlichen Einfluß der biotischen Aktivität, sowie eventuell der Deposition.

In dieser ersten Analyse zeigt sich kein deutlicher Einfluß etwaiger Redoxprozesse in den vermoorten Bereichen. Ein solcher Effekt könnte allerdings dadurch überdeckt werden, daß in den vermoorten Talauen relativ altes Grundwasser in die Vorfluter hinein entwässert. Der Untersuchung von Fließwegen und Verweilzeiten kommt deshalb besondere Bedeutung zu.

Danksagung

Das Projekt wurde gefördert aus Mitteln des BMBF, Vorhaben-Nr. PT BEO 51-0339476 B.

Literatur

- LFW (1994): Auswirkungen des Sauren Regens und des Waldsterbens auf das Grundwasser. Dokumentation und Meßdaten des Entwicklungsvorhabens 1988 - 1992. Materialien Bd. 40, 387 S.
- Manderscheid, B und Göttlein, A. (1995): Wassereinzugsgebiet 'Lehstenbach' - das BITÖK-Untersuchungsgebiet am Waldstein (Fichtelgebirge, NO-Bayern). Bayreuther Forum Ökologie, Bd. 18, 84 S.

SIMFONI - Ein numerisches Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in Forstökosystemen

Kai U. Totsche,

Abteilung Bodenphysik, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK),
Universität Bayreuth

Einleitung

Ein grundlegendes Verständnis der Stickstoffdynamik im System Boden-Pflanze ist von zentraler Bedeutung für die Pflege und das Management von Agrar- und Forstlandschaften.

Da Stickstoff in den häufigsten Fällen der limitierende Wachstumsfaktor ist, konzentrierte sich die Agrarforschung im Wesentlichen auf die Optimierung der Stickstoffversorgung der Pflanze im Hinblick auf eine Maximierung der Erträge. Aspekte des Grundwasser- und Bodenschutzes spielten in diesem Zusammenhang nur eine untergeordnete Rolle. Aufgrund hoher Nitrat Sickerungsraten landwirtschaftlich genutzter Flächen stellen die Stickstoffeinträge ein wachsendes Problem für die Grundwasserqualität dar.

Neben traditionellen landwirtschaftlichen Bewirtschaftungstechniken, die Stickstoffauswaschungen begünstigen, führen erhöhte atmosphärische Immissionen von Stickstoff zu einer Stimulierung der mikrobiellen Aktivität, die in der Folge zur erhöhten Verlagerung mineralischer Stickstoffspezies in das Grundwasser führen.

Zusätzlich erschwert wird diese Problematik durch anthropogene Störungen des globalen Stickstoffkreislaufs durch erhöhte Emission gasförmiger Stickstoffspezies aufgrund der Verbrennung fossiler Brennstoffe und Waldrodungen. Sowohl die Tiefensickerung ins Grundwasser als auch die Verflüchtigung gasförmiger Stickstoffspezies in die Atmosphäre stellen bedeutende Grenzflächenflüsse des Systems Boden-Pflanze dar, die zum Teil auf drastische Weise die Umwelt beeinflussen. Die Vermeidung möglicher Gefährdungen menschlicher Gesundheit und menschlichen Lebens gewinnt daher wachsendes Gewicht im öffentlichen und politischen Interesse. In Anbetracht dieser Problematik stellt die wesentliche Herausforderung der angewandten Umweltwissenschaften die Bereitstellung fundamentalen Wissens dar, um land- und forstwirtschaftliche Bearbeitungs- und Produktionsmethoden zu entwickeln, die zu einer Minimierung von Verlusten führen, aber dennoch die Erwirtschaftung ökonomisch akzeptabler Erträge ermöglichen.

Numerische Simulationsmodelle auf der Basis mechanistischer Prozeßbeschreibungen erlauben eine synoptische Analyse von komplexen Wechselbeziehungsgeflechten. Sie sind von daher besonders geeignet auf der Basis von Prozeßszenarien die Auswirkung aktiver Eingriffe und Umweltänderungen auf Systemvariablen zu studieren.

Konzeptioneller Ansatz

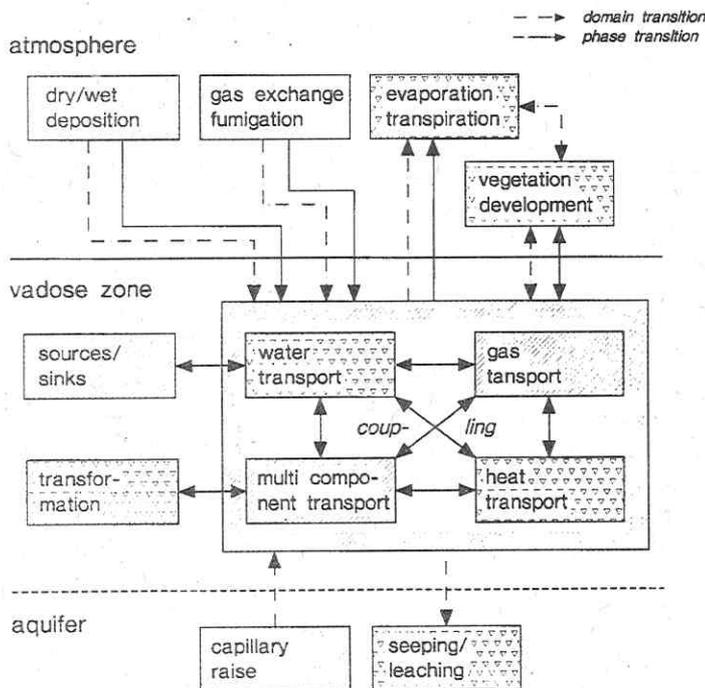


Fig. 1: Schematische Darstellung der Modellkomponenten. Rechtecke mit Dreieckscharaffur: Modellkomponenten von WHNSIM. Schraffierte Rechtecke: neue Modellkomponenten von SIMFONI.

Eine detaillierte Beschreibung des Modells, der verwendeten numerischen Gleichungen und Prozeduren ist in Totsche und Huwe (1997a) gegeben.

Modell Evaluation

Um die Validität des Modells zu bewerten, wurde jedes Prozess-Modul gegen entsprechende analytische Lösungen getestet. Für den stationären Wärmetransport (Fig.2), wurde die bei Parker und van Genuchten (1984) angegebene Lösung verwendet, für den instationären Wärmetransport (Fig. 3) eine von Özisik (1980) vorgestellte Lösung.

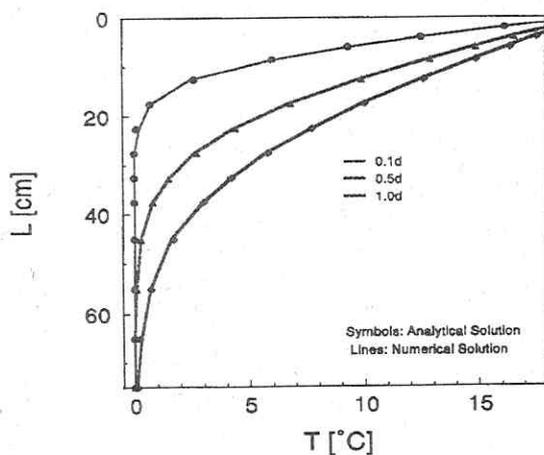


Fig. 2: Stationärer Wärmetransport

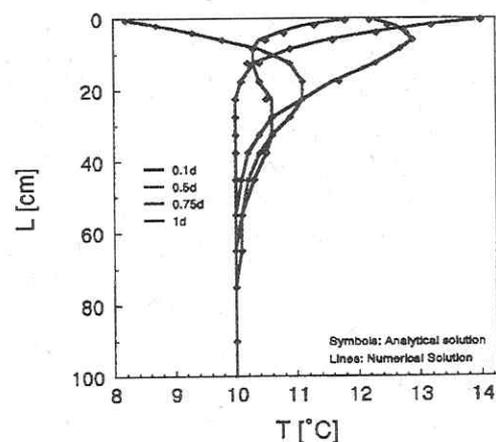


Fig. 3: Instationärer Wärmetransport

Der Wassertransport (Fig.4) wurde gegen experimentell bestimmte Daten getestet, die bei Haverkamp et al. (1977) angegeben worden sind. Die Abweichungen

zwischen der bei Haverkamp angegebenen Lösung und der hier dargestellten Lösung für größere Zeiten und Tiefen liegen in der unterschiedlichen Parameterisierung der hydraulischen Funktionen (SIMFONI: van Genuchten-Mualem; Haverkamp: Philips-Lösung) begründet. Eine weitere Verbesserung der Güte ist durch eine Verfeinerung des Gitters in größeren Profiltiefen zu erreichen. Aus Gründen der Rechenzeit wurde für die numerische Lösung ein Gitter mit 150 Knoten realisiert, während Haverkamp et al. (1997) 200-300 Knoten verwendet haben. Das Stofftransport-Modul (Fig.5) wurde ebenfalls gegen eine bei Parker und van Genuchten (1984) angegebene Lösung getestet. Die entsprechenden analytischen Lösungen wie auch die expliziten Parameterwerte, die für die numerische Simulation verwendet wurden, sind in Totsche und Huwe (1997b) angegeben. In allen Fällen wird eine befriedigende Übereinstimmung zwischen numerischer und analytischer Lösung erreicht.

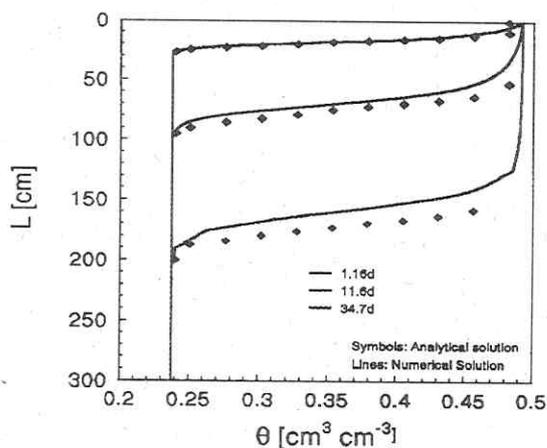


Fig. 4: Eindimensionale Infiltration

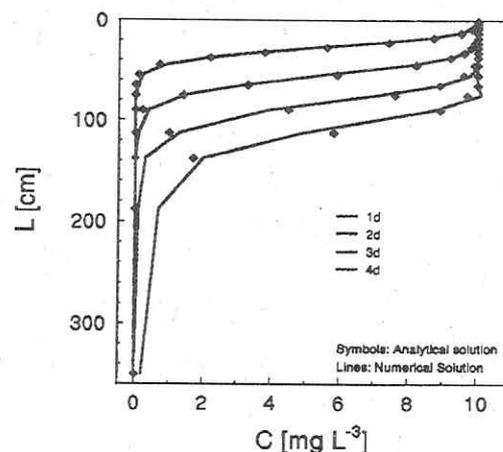


Fig. 5: Eindimensionaler Stofftransport

Modell-Anwendung

Im Folgenden werden erste Simulationläufe für den Standort Coulissenhieb (Waldstein, Fichtelgebirge, NO-Bayern) wiedergegeben. Die Simulationen wurden bisher ohne Modell-Kalibrierungen durchgeführt.

Dies wird Gegenstand weiterer Arbeiten im Rahmen der Simulationen sein. Der Simulationszeitraum umfaßt 6 Monate (28.2.-29.8.1994), die Ergebnisse wurden auf Tagesmittelbasis ausgegeben. Alle notwendigen Standortparameter wurden Manderscheid und Göttlein (1995) entnommen.

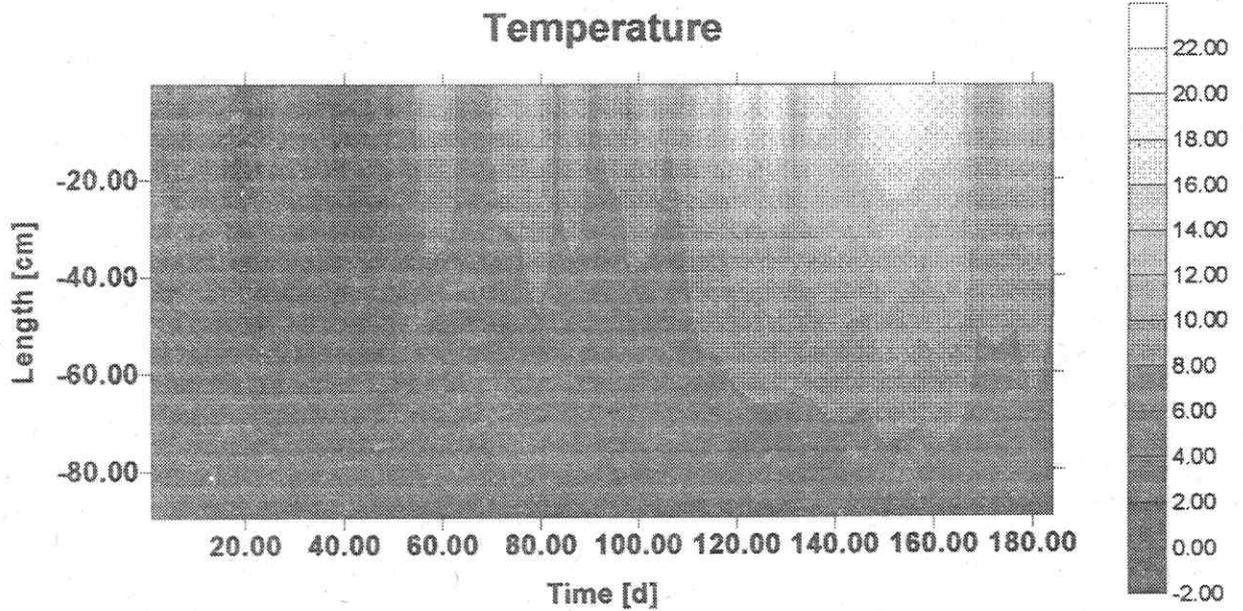


Fig. 6: Temperaturverlauf Coulissenhieb

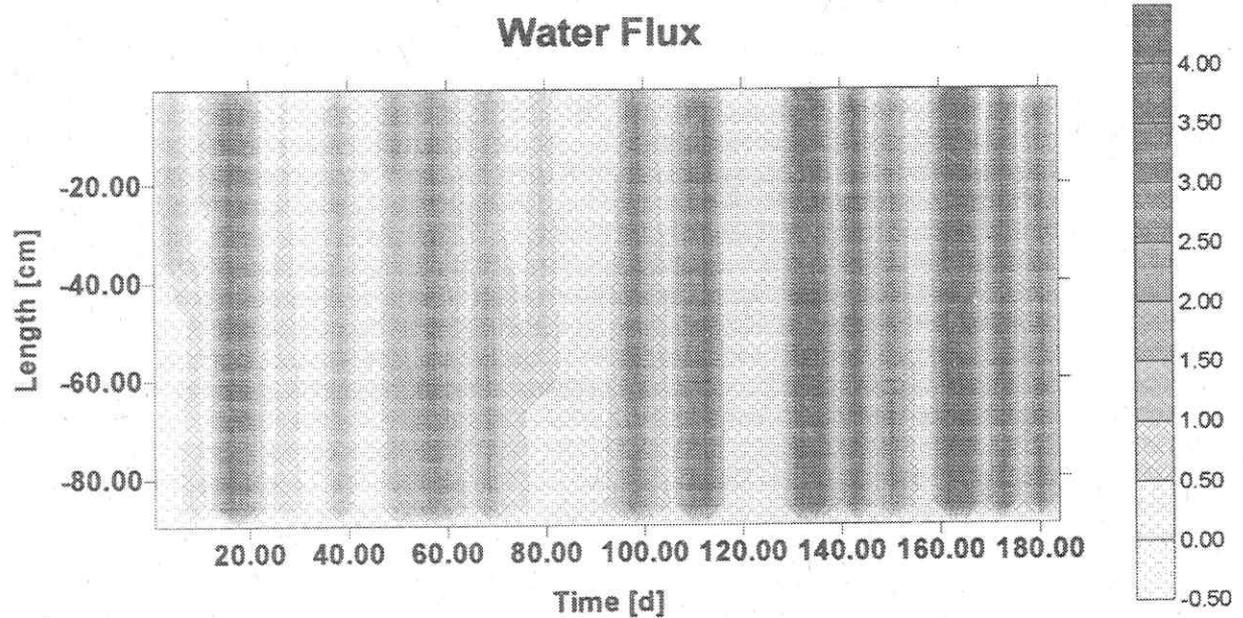


Fig. 8: Wasserfluß Coulissenhieb

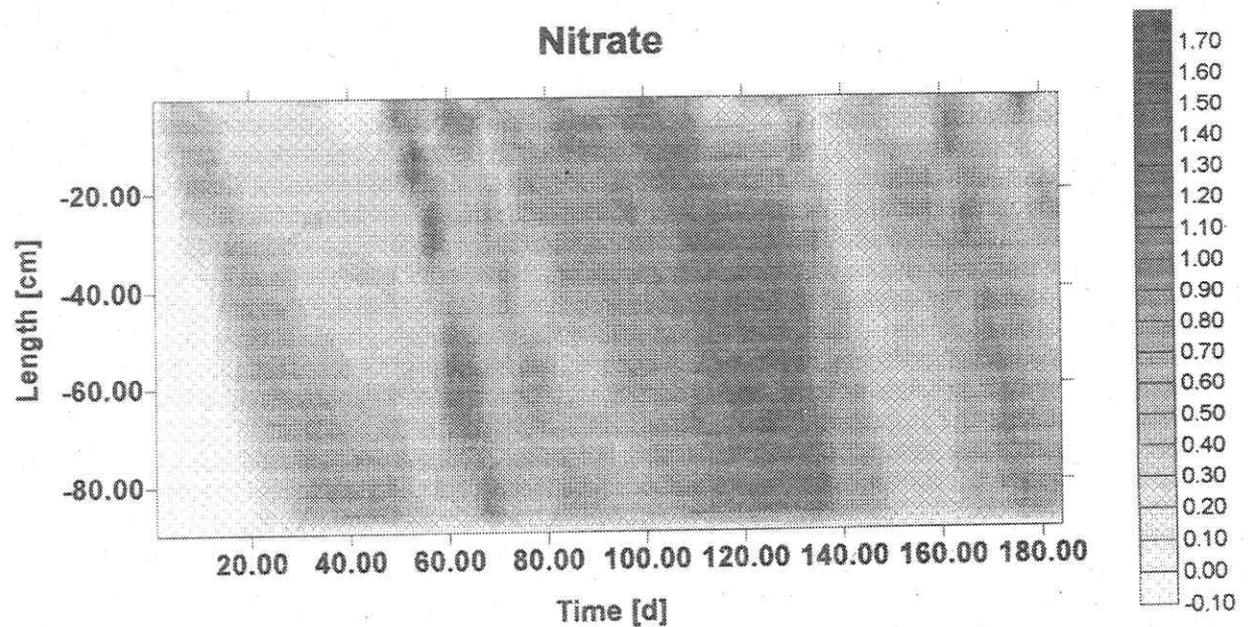


Fig. 9: Nitratfluß, Coulissenhieb

Die hydraulischen Parameter zur Wasserflußsimulation wurden durch inverse Modellierung mit dem Modell SHYPFIT (Durner, 1994) gemessener pf-WG Daten erhalten. Die thermischen Bodeneigenschaften wurden entsprechend der Theorie von de Vries (1975) berechnet.

Literatur

- Durner, W. (1994): SHYPFIT users manual. Research Report 1994. 1 University of Bayreuth, Department of Hydrology.
- Haverkamp, R., M. Vauclin, J. Touma, P. J. Wierenga, and G. Vachaud (1977): A Comparison of Numerical Simulation Models for One-Dimensional Infiltration. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41: 285-294.
- Özisik, M. H. (1980): Heat Conduction. Wiley Interscience, New York.
- Parker, J. C.; van Genuchten, M. T.(1984): Deterministic transport parameters from laboratory and field tracer experiments. In: Virginia Agricultural Experimental Station S. Bulletin 84-83.
- Totsche, K. U. und B. Huwe (1997): SIMFONI: A numerical Model for the Simulation of Nitrogen Budget and Nitrogen Dynamics in Forest Soils. Part 1: Report and Documentation, BITÖK-No: 36-043/93, Project-No: PT BEO 51 - 0339476 B, (in prep.).
- Totsche, K. U. und B. Huwe (1997): SIMFONI: A numerical Model for the Simulation of Nitrogen Budget and Nitrogen Dynamics in Forest Soils. Part 2: Model evaluation and application, BITÖK-No: 36-043/93, Project-No: PT BEO 51 - 0339476 B (in prep.).
- de Vries, D. A. (1977): Heat transfer in soils. In: Heat and Mass Transfer in the Biosphere, J. Wiley and Sons, New York.

**Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ)
und
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (MLU)**

Ökosystemforschung in der mitteldeutschen Agrarlandschaft - Stand und Perspektiven

H. Mühle, St. Claus, W. Diepenbrock und K.-J. Hülsbergen

1 Charakterisierung der Untersuchungsregion

Das mitteldeutsche Löß-Schwarzerde-Gebiet gehört aufgrund seiner fruchtbaren Böden zu den landwirtschaftlichen Gunststandorten Deutschlands. Die Region ist daher geprägt durch eine intensive ackerbauliche Nutzung auf großen Ackerschlägen.

Dieses Gebiet gehört zu den niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands. Die vom Westen heranströmende feuchte Meeresluft staut sich an der Westabdachung des Harzes und verliert dort einen großen Teil ihrer Niederschlagsfracht. Dadurch gelangt nur sehr wenig Niederschlag in die östlich gelegene Ebene. Für dieses sogenannte mitteldeutsche Trockengebiet werden mittlere jährliche Niederschlagswerte zwischen 460 bis 550 mm angegeben (SCHUMANN UND MÜLLER 1995). Diese in Deutschland seltene Kombination von hoher Bodenfruchtbarkeit und geringen Niederschlägen macht das Gebiet für Untersuchungen zu einer umweltgerechten Landbewirtschaftung interessant.

Die Landwirtschaft im mitteldeutschen Raum befindet sich, wie in vielen agrarisch geprägten Regionen Deutschlands auch, in einer zwiespältigen Situation. Einerseits gilt es, landwirtschaftliche Produkte in beträchtlichen Mengen und mit hoher Qualität zu erzeugen, andererseits werden von der Landwirtschaft ökologische Leistungen erwartet, die sich nicht vermarkten lassen. So wird beispielsweise im regionalen Entwicklungsprogramm für den Regierungsbezirk Halle die Querfurter Platte - eine der fruchtbaren Regionen Mitteldeutschlands - als Vorranggebiet sowohl für die Landwirtschaft als auch für die Trinkwassergewinnung ausgewiesen.

1.	Einzelblatt	6.	Ackerschlag
2.	Kompartiment einer Einzelpflanze	7.	Fruchtfolge
3.	Gesamtpflanze	8.	Landwirtschaftsbetrieb
4.	Mikrobestand an Pflanzen	9.	Landschaft
5.	Versuchsparzelle	10.	Region

Abb. 1: Hierarchische Ebenen in einem Ökosystem

Es erhebt sich die Frage nach einer dauerhaft umweltgerechten Landnutzung, die derartige Konflikte überwinden hilft. Es treten dabei Probleme auf, die auf unterschiedlichen Maßstabebenen und Niveaus eines gedachten hierarchischen Systems zu lösen sind (Abb.1). Durch geschickte Verknüpfung der Ergebnisse verschiedener Ebenen dieses Systems können Aussagen zur Reaktion eines Ökosystems auf höherem Niveau getroffen werden. Auf den Ebenen 1-4 erfolgt im allgemeinen die Erfassung physiologischer Merkmale. Auf diese Weise können Ursache-Wirkungsprinzipien pflanzlicher Reaktionen unter variierenden Klima- und Bodenbedingungen ermittelt werden. Die Untersuchungen auf den Ebenen 5-9 betreffen die Kompartimente Biosphäre-Boden-Atmosphäre sowie deren Interaktionen, und die Ebenen 8-10 schließlich sind geeignet, um die natürlichen, die ökonomischen und die soziologischen Komponenten eines Systems und deren Wechselwirkungen zu ermitteln.

2 Verbundprojekte in der mitteldeutschen Agrarlandschaft

In der mitteldeutschen Agrarlandschaft gibt es kein als Institution existierendes Ökosystemzentrum, das vergleichbar wäre mit den Zentren in Göttingen, Bayreuth oder München. Es gibt vielmehr eine Reihe von Verbundprojekten, in denen Mitarbeiter sowohl des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GbmH (UFZ) als auch der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (MLU) sowie anderer wissenschaftlicher Einrichtungen kooperierten bzw. noch kooperieren.

Sie sind nachfolgend aufgeführt:

1. Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes (STRAS)
Laufzeit: 01.01.92-30.06.95
Sprecher: M. Körschens (UFZ), E.-G. Mahn (MLU)
Förderung durch BMBF und Land Sachsen-Anhalt
2. Stabilität und Belastbarkeit von agrarischen Ökosystemen homogener Areale (STABÖK)
Laufzeit: 01.01.93-30.04.96
Leiter: St. Claus (AÖF Quedlinburg), H. Mühle (UFZ)
Förderung durch BMBF
3. Regeneration hochbelasteter Ökosysteme/Landschaften für eine nachhaltige Landnutzung - der Ballungsraum Leipzig-Halle-Bitterfeld als Modellregion (REGNAL)
Laufzeit: 01.01.93-30.06.96
Leiter: K. Henle (UFZ)
Förderung durch BMBF
4. Untersuchung von Langzeiteffekten des ökologischen Landbaus auf Fauna, Flora und Boden im Ökohof Seeben (boco)
Laufzeit: 1994-1999
Leiter: W. Diepenbrock, K.-J. Hülsbergen (MLU)
Förderung durch die boco-Stiftung
5. Entwicklung von Modellen zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen auf der Ebene des Landwirtschaftsbetriebes (REPRO)
Laufzeit: 1994-1999
Leiter: W. Diepenbrock, K.-J. Hülsbergen
Förderung durch BMBF, DBU und Land Sachsen-Anhalt
6. Verbundprojekte des UFZ im PB Agrarlandschaften (Leiterin H. Mühle):
 - 6.1. Nachhaltige umweltschonende Landnutzung unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Aspekte (UFZ 1)
 - 6.2. Folgen der Nutzungsänderung für die biologische Vielfalt in Ökosystemen der Agrarlandschaft (UFZ 2)

Die Forschungsarbeiten sind sowohl methodisch (Entwicklung bzw. Vervollständigung von Modellen, Schließen von Wissenslücken) als auch betriebs- oder landschaftsbezogen orientiert. Die unter Punkt 1-3 genannten Verbundprojekte wurden abgeschlossen, die unter Punkt 5 aufgeführten Projekte laufen Ende 1996 aus. Die Ergebnisse der Projekte STRAS und REGNAL (1 und 3) wurden bereits veröffentlicht und auf Tagungen vorgestellt. Hier soll vor allem auf die Resultate aus STABÖK (2), boco (4) und REPRO (5) eingegangen werden. Die Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg bearbeitet und koordiniert die interdisziplinären Forschungsprojekte 4 und 5 mit ökosystemarem Ansatz; beide Vorhaben sind auf die Systemebene des landwirtschaftlichen Betriebes bezogen. Das UFZ befaßt sich stärker mit landschaftsorientierter Forschung.

Die Projekte hängen miteinander zusammen. Die von der Sektion Bodenforschung des UFZ im Rahmen von STRAS erzielten Ergebnisse sowie die grundfinanzierte Entwicklung des Bodenprozeßmodells CANDY waren ebenso wie STABÖK Bestandteil von Verbundprojekt 6.1.

3 Forschungsansätze und Ergebnisse

Stabilität und Belastbarkeit von agrarischen Ökosystemen homogener Areale

Für die Abschätzung der aktuellen Landnutzung sowie von Nutzungsänderungen und deren Auswirkungen auf den Landschaftshaushalt sind Modelle geeignet, mit deren Hilfe Entwicklung und Wachstum von Pflanzenbeständen, Wasserhaushalt, CO₂-Haushalt sowie Stickstoffhaushalt im System berechnet werden können (MÜHLE UND CLAUS 1996). Die damit verbundenen Untersuchungen stellen den Inhalt von

Verbundprojekt STABÖK (2) dar. Ziel dieses Projektes war die Charakterisierung und Quantifizierung des Reaktionsvermögens von agrarischen Ökosystemen homogener Areale. Es basierte auf drei Säulen:

- den experimentellen Voraussetzungen
- den theoretischen Arbeiten (Modellierung) und
- dem Ökosystem-Monitoring

Die Stoff- und Energieflüsse im System "Boden-Pflanzenbestand-Schädling-Nützlinge-Atmosphäre" werden mit Hilfe von einem aus Teilmodellen bestehenden Komplexmodell abgebildet. Dieses komplexe Modell stellt ein erweiterbares Netz miteinander verbundener interner und externer Teilmodelle dar. Es umfaßt folgende Modelle:

- das objekt- und ereignisgesteuerte Pflanzenmodell für Wachstum und Entwicklung der Pflanzen
- das Modell für die Ontogenese
- das Modell für den Energie- und Wasseraustausch
- das externe Modell für den CO₂-Austausch
- das externe Bodenprozeßmodell für Wärme-, Wasser- und Stickstofftransport im Boden und dessen C- und N-Haushalt
- das externe Modell der Wechselwirkungen zwischen Getreideblattläusen und Marienkäfern

Die externen Modelle sind als Prozeduren sogenannter Laufzeitbibliotheken (dynamic link libraries DLL) über problemspezifische Interfaces mit dem Pflanzenmodell gekoppelt.

Mit dem Generieren und Löschen von Kompartimenten ändert das gesamte System im Verlauf der Ontogenese seine Struktur, und damit ändert sich auch die des zugehörigen Systems von Differentialgleichungen. Mit diesen werden die Raten für die Stoffumwandlungen und für die Stoffverlagerungen in den Flußobjekten formalisiert. Diese Raten hängen einerseits von den Zustandsgrößen der Massen, andererseits vom Zustand der Ontogenese und von den Umgebungsgrößen ab. Diese Größen werden über Steuer- bzw. Umweltcharakteristiken eingekoppelt.

Mit dem komplexen Modell ist es möglich, verschiedene Standorte hinsichtlich der Reaktionen von Kulturpflanzenbeständen zu vergleichen, den Einfluß variiert Witterungsbedingungen auf das betrachtete agrarische Ökosystem zu quantifizieren oder auch die Wirkungen erhöhter CO₂-Konzentrationen abzuschätzen. Damit gewinnen derartige Komplexmodelle an Bedeutung im Zusammenhang mit Untersuchungen von Klimaeffekten, die mit dem in der Atmosphäre erwarteten Anstieg der Konzentrationen sogenannter Treibhausgase verbunden sind.

Tab.1: Einfluß einer erhöhten CO₂-Konzentration auf Zustandsgrößen des Ökosystems

Zustandsgröße	350 ppm abs.	rel.	450 ppm rel.	550 ppm rel.	650 ppm rel.
TM Sproß dt/ha	57	100	100	107	107
TM Korn dt/ha	84	100	112	118	124
TM ges. dt/ha	141	100	109	116	120
Gesamt-N Sproß kg/ha	25	100	100	100	100
Gesamt-N Korn kg/ha	148	100	103	106	105

Im vorliegenden Fall wurde das Komplexmodell für Fallstudien bei Variation der atmosphärischen CO₂-Konzentration von 450, 550 und 650 ppm eingesetzt (Tab. 1). Als Vergleichsvariante diente das Versuchsjahr 1992/93 mit der Witterung von Quedlinburg, die dem langjährigen mittleren Witterungsverlauf dieses Standortes ähnelt. Die durchschnittliche atmosphärische CO₂-Konzentration betrug 350 ppm.

Aus Tabelle 1 geht hervor, daß vor allem die Korntrockenmasse und die Gesamttrockenmasse mit Erhöhung der CO₂-Konzentration steigen. Das Optimum für die Bildung von Biomasse und vor allem für den Kornertrag scheint noch nicht erreicht zu sein. Das bestätigt Angaben anderer Autoren, die erhöhte wirtschaftlich nutzbare Erträge bei CO₂-Konzentrationen meist bei Gewächshauskulturen nachwiesen und das Optimum zwischen 700 und 900 ppm angeben (MORTENSEN 1987, IDSO 1989).

Die simulierten Steigerungen der Erträge sollten jedoch nicht verallgemeinert werden, denn sie gelten nur für gleichbleibende Rahmenbedingungen. Derartige Fallstudien sind vor dem Hintergrund möglicher, durch das Treibhausgas CO₂ mitverursachter Klimaänderungen zu interpretieren. CO₂ zählt zu den langlebigen Treibhausgasen, es verbleibt mehr als 100 Jahre in der Atmosphäre und wird wegen der weltweiten Verteilung global wirksam. Es wird damit gerechnet, daß die globalen Veränderungen (BEESE et al. 1993, 1994, 1996) sowohl die mittlere globale Temperatur erhöhen als auch zu Witterungsextrema in verschiedenen Klimazonen der Erde führen. Die zu erwartende Temperaturverteilung auf der Erde ist jedoch noch unklar. Weiterentwickelte Klimamodelle, die für ein engmaschigeres Gitternetz als bisher gelten müßten, könnten zur Abschätzung regionaler Auswirkungen mit derartigen Modellen wie dem hier vorgestellten gekoppelt werden.

Die modular aufgebauten Teilmodelle können zur Charakterisierung und Quantifizierung von biotischen und abiotischen Prozessen im betrachteten System eingesetzt werden. Die Teilmodelle lassen sich auch autonom zur Simulation von Einzelprozessen verwenden. Ein Beispiel dafür liefert das Bodenprozeßmodell CANDY, das an ein geographisches Informationssystem (ARC/INFO) zur Untersuchung von Bodenprozessen in größeren Arealen gekoppelt wird (FRANKO UND SCHENK 1995, FRANKO, OELSCHLÄGEL UND SCHENK 1995). Durch die Überlagerung der Informationsebenen Boden, Witterung und Bewirtschaftung werden homogene Einheiten (Patches) erzeugt, die in Landschaftsausschnitten ein "Mosaik" ergeben und damit die Heterogenität dieses Ausschnittes abbilden. Auf diese homogenen Areale sind eindimensionale Modelle wie das CANDY anwendbar, und es kann eine Simulation von Zielgrößen erfolgen. FRANKO UND SCHENK (1996) haben für die agrarisch genutzten Böden des Landes Sachsen-Anhalt solche Größen wie z.B. Grundwasserneubildung, mittlere jährliche Wasserbilanz, umsetzbarer Kohlenstoff im Boden und Stickstoffnachlieferung berechnet und als thematische Karten bereitgestellt. Diese Informationen bilden eine wichtige Grundlage zur funktionsorientierten Landschaftsbewertung und -optimierung als Voraussetzung für eine umweltgerechte Landbewirtschaftung.

Untersuchung von Langzeiteffekten des ökologischen Landbaus auf Fauna, Flora und Boden im Ökohof Seeben

In dem von der boco-Stiftung geförderten Forschungsprojekt werden die Wirkungen der Umstellung von konventionell-intensiver auf ökologisch-extensive Landbewirtschaftung unter den Bedingungen des mitteleuropäischen Trockengebietes in dem 350 ha großen Landwirtschaftsbetrieb "Ökohof Seeben", der am nördlichen Stadtrand von Halle liegt, analysiert. Der Untersuchungsbetrieb wird nicht als Lehr- und Versuchsgut bewirtschaftet. Damit sind Einfluß- und Steuerungsmöglichkeiten durch die Versuchsansteller ausgeschlossen. Die landwirtschaftliche Nutzfläche ist ausreichend groß und gut arrondiert, um mögliche Randeffekte, z.B. durch Abdrift von Agrochemikalien aus benachbarten Betrieben, gering zu halten.

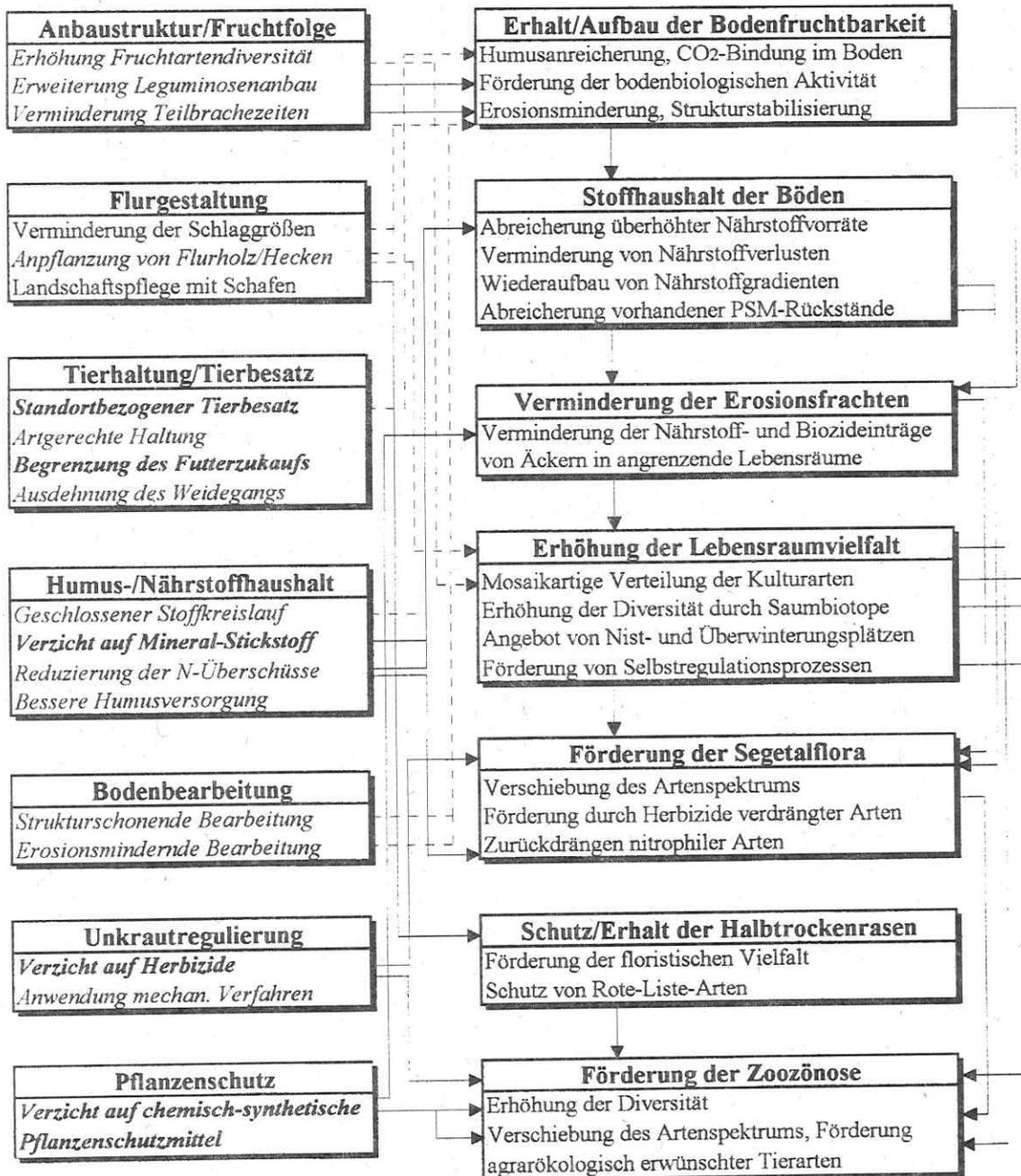
Vor Versuchsbeginn wurden Arbeitshypothesen zu Langzeiteffekten des ökologischen Landbaus formuliert (Abb.2). Die Auswahl der Untersuchungsmerkmale und Analysenmethoden wurde entsprechend den zu erwartenden Langzeitwirkungen getroffen. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes werden gleichbleibende Methoden angewendet, um die Vergleichbarkeit mit den Startwerten zu gewährleisten. Es werden Aussagen zur gegenwärtigen Belastungssituation von Fauna, Flora und Böden, zu möglichen Veränderungen unter dem Einfluß der Extensivierung und Umstellung auf ökologischen Landbau, zu den anzustrebenden Zielzuständen und den dazu notwendigen Bewirtschaftungsmaßnahmen erwartet (DIEPENBROCK UND HÜLSBERGEN 1996).

Entwicklung von Modellen zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen auf der Ebene des Landwirtschaftsbetriebes

Die Untersuchung landwirtschaftlicher Stoff- und Energieflüsse auf der Grundlage von Dauerfeld-, Mikroparzellen- und Lysimeterversuchen ist ein langjähriger Forschungsschwerpunkt des Instituts für Acker- und Pflanzenbau der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. In interdisziplinärer Zusammenarbeit wurde eine Methodik zur Quantifizierung landwirtschaftlicher Stoffkreisläufe erarbeitet, die eine Grundlage des PC-

**Bewirtschaftungsmaßnahme /
Bewirtschaftungsumstellung**

**Zu erwartende Langzeiteffekte auf
Boden, Flora und Fauna**



Erläuterungen:

durch Rahmenrichtlinien des ökologischen Landbaus geforderte Maßnahme

durch Rahmenrichtlinien geforderte Maßnahme unter Angabe von Richtwerten

- zu erwartende Wirkung bereits realisierter Maßnahmen bzw. Folgeeffekte
- - - - - → zu erwartende Wirkung noch nicht / nur unzureichend realisierter Maßnahmen

Abb. 2: Bewirtschaftungsumstellungen und zu erwartende Langzeiteffekte

Programms REPRO (HÜLSBERGEN 1991) bildet. Das Modell erlaubt es, Zusammenhänge zwischen der Betriebsstruktur, der Bewirtschaftungsintensität und dem Stoff- und Energiehaushalt zu untersuchen. Somit können die Stoff- und Energieflüsse eines landwirtschaftlichen Betriebes analysiert, bewertet und gesteuert werden. Das Modell REPRO beinhaltet Humus-, Nährstoff-, Futter- und Energiebilanzen innerhalb eines Wirtschaftsjahres (Tab. 2).

Tab. 2: Inhalt des Modells REPRO

Bilanz	Systemebene	Maßeinheit	Literatur
Nährstoffbilanz *)			
Stallbilanz	Tierhaltung	kg N,P,K/ha	HÜLSBERGEN (1990)
Bodenbilanz	Betrieb, Fruchtfolge, Schlag	kg N,P,K/ha	BIERMANN (1995)
Gesamtbilanz	Betrieb	kg N,P,K/ha	HÜLSBERGEN et al. (1996)
Futterbilanz *)	Tierhaltung	MEF**)	BEYER et al. (1988)
Humusbilanz	Betrieb, Fruchtfolge, Schlag	HE/ha**)	LEITHOLD et al. (1996)
Trockenmassebilanz	Betrieb	dt TM/ha	SIEGERT (1983)
Energiebilanz	Betrieb	GJ/ha	KALK et al. (1996)

*) Die Bilanzierung erfolgt fruchtarten- und tierartenspezifisch, differenziert nach Ackerland und Grünland.

***) MEF = Futterenergetischer Maßstab; HE = Humuseinheit = 1 t Humus mit 50-55 kg N und 580 kg C

Zur Bewertung umweltrelevanter Stoff- und Energieflüsse wurden Agrar-Umweltindikatoren und standortbezogen anzustrebende Wertebereiche abgeleitet, die in weiteren Untersuchungen zu präzisieren sind. Landwirtschaftliche Stoff- und Energieflüsse werden durch die Betriebsstrukturen stark beeinflusst. Im Zuge der ab 1950 einsetzenden Spezialisierung der landwirtschaftlichen Betriebe wurde die Kopplung von Pflanzenbau und Tierhaltung mehr und mehr aufgegeben; die Landwirte konzentrierten sich zugunsten hoher betrieblicher Ergebnisse auf artenarme Fruchtfolgen bzw. auf die Haltung weniger, leistungsstarker Tierrassen. Ökologisch sinnvoll sind jedoch aufgelockerte Fruchtfolgen mit geringem Schaderregerdruck und einem ausgewogenen Verhältnis von Humuszehrern (Halmfrüchte) zu Humusmehrern (Blattfrüchte). Aus diesem Grund werden Optima für den Anteil landwirtschaftlicher Kulturarten an der Ackerfläche, für das Verhältnis von pflanzlicher zu tierischer Marktproduktion und für den Tierbesatz je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche angegeben. Auch für den Stickstoffhaushalt liegen derartige Indikatoren vor, deren Über- bzw. Unterschreitung zu Abweichungen von einer ausgewogenen Stickstoffbilanz führen (Tab. 3).

Mit Hilfe von REPRO kann die Stickstoffbilanz näher untersucht werden. Die Stallbilanz gibt Hinweise zur Effizienz und zum Verlustpotential von Stickstoff, in der Bodenbilanz werden die dem Boden zu- und abgeführten Stickstoffmengen saldiert. Die nach der Humusbilanz zu erwartende Netto-Mineralisation bezüglich Immobilisation kann in die Stickstoffbilanz einbezogen werden. Die Bilanzen werden auf die landwirtschaftliche Nutzfläche, die Ackerfläche, das Grünland, die Fruchtfolge und den Einzelschlag bezogen. Die Gesamtbilanz schließlich erfaßt alle auf Betriebsebene quantifizierbaren Stickstoffzufuhren und -abfuhren. Der Stickstoffsaldo der Gesamtbilanz beschreibt das Gesamt-Verlustpotential an reaktiven Stickstoffverbindungen aus der Landwirtschaft.

Mit einer vereinfachten Version von REPRO wurden flächendeckende und räumlich differenzierte Nährstoffbilanzen für die neuen Bundesländer berechnet (BIERMANN 1995). Im Rahmen der Forschungsprojekte "Praktische Ansätze für die Verwirklichung einer umweltgerechten Landnutzung" (gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)) und "Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin" (gefördert durch das BMBF und die DBU) wurden landwirtschaftliche Stoff- und Energieflüsse im mitteldeutschen Trockengebiet und im nordostdeutschen Tiefland untersucht.

Tab. 3: Ausgewählte Agrar-Umweltindikatoren zur Betriebsstruktur, zum Stoff- und Energiehaushalt

	Maßeinheit	Anzustrebender Wertebereich	
		Schwarzerde	Sand
Strukturkennzahl			
Anbaustruktur			
Getreide	% der AF	40 - 60	
Hackfrüchte	% der AF	< 25	< 20
Tierbesatz			
Tierbesatz	fGV/ha LF ^{*)}	0,8 - 1,2	0,4 - 0,8
Kuhbesatz	Kühe/ha LF	0,3 - 0,4	0,2 - 0,4
Stickstoffbilanz und Stickstoffflüsse			
Futterzukauf	% des Futter-N	< 10	
Mineral-N-Zukauf ^{**)}	kg N/ha LF	< 50 ; < 100	< 40 ; < 80
N-Bodenbilanz	N-Saldo	kg N/ha LF	
	N-Verwertung	%	
		> 75	> 65
N-Gesamtbilanz	N-Saldo	kg N/ha LF	
	N-Verwertung	%	
		< 75	< 65
		> 50	
Verbrauch fossiler Energie und Energieeffizienz			
Pflanzenbau	GJ/ha LF	< 10	
Tierhaltung	GJ/fGV	< 12	
Energiegewinn			
Pflanzenbau	GJ/ha LF	> 70	> 40
Tierhaltung	GJ/fGV	> 0 ^{***)}	
Energieintensität			
Pflanzenbau	MJ/GE	< 180	< 280
Tierhaltung	MJ/GE	< 270 ^{***)}	

*) fGV = futterbedarfsorientierte Großvieheinheit (BEYER et al. 1988)

**> < 50 (40) kg N/ha LF gilt für Betriebe mit 1 GV/ha Tierbesatz, < 100 (80) kg N/ha LF für viehlose Betriebe

***> Dieser Wert gilt für die Milchproduktion bzw. Betriebe mit dominierender Milchviehhaltung. Bei der Fleisch- und Wolleproduktion ist nach KALK et al. (1996) kein Energiegewinn zu erreichen.

Die hier vorgestellten Forschungsansätze und Ergebnisse lassen sich miteinander kombinieren. In das in Verbundprojekt 2 erarbeitete Komplexmodell wurde CANDY bereits einbezogen. Es wird eine zukünftige Aufgabe sein, dieses Komplexmodell mit ARC/INFO zu koppeln, um auch landschaftsorientierte Aussagen über den Stoff- und Energiehaushalt (Evapotranspiration, CO₂-Austausch, Wärmeabgabe etc.) machen zu können. Es ist weiterhin zu prüfen, ob die Einbeziehung beider Modelle in das Modell REPRO die Aussagen noch präzisiert bzw. erweitert.

Literatur

BEESE, F., H. MÜHLE et al. (1993): Welt im Wandel - Grundstruktur globaler Mensch-Umwelt-Beziehungen. Jahresgutachten 1993. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, Economica-Verlag: Bonn.

BEESE, F., H. MÜHLE et al. (1994): Welt im Wandel - Die Gefährdung der Böden. Jahresgutachten 1994, Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, Economica-Verlag: Bonn.

- BEESE, F., H. MÜHLE et al. (1996): Welt im Wandel - Wege zur Lösung globaler Umweltprobleme. Jahresgutachten 1995, Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, Springer-Verlag: Berlin Heidelberg.
- BEYER, M., A. CHUDY et al. (1988): DDR-Futterbewertungssystem. Deutscher Landwirtschaftsverlag: Berlin.
- BIERMANN, ST.. (1995): Flächendeckende, räumlich differenzierte Untersuchung von Stickstoffflüssen für das Gebiet der neuen Bundesländer. Univ. Halle, Diss.
- DIEPENBROCK, W. UND K.-J. HÜLSBERGEN (HRSG.) (1996): Langzeiteffekte des ökologischen Landbaus auf Fauna, Flora und Boden. Beiträge der wiss. Tagung am 25.04.1996 in Halle/Saale.
- FRANKO, U. UND S. SCHENK (1995): Gebietsbezogene Modellierung der Humusakkumulation in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung. In: Berichte der Gesellschaft für Informatik in der Land- Forst- und Ernährungswirtschaft, Kiel, 7, 84-91.
- FRANKO, U., S. SCHENK UND B. OELSCHLÄGEL (1995): Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen. UFZ-Bericht, Leipzig, 3.
- FRANKO, U. UND S. SCHENK (1996): Modellierung von Stoffflüssen in Agrarlandschaften. UFZ Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung (interner Bericht).
- HÜLSBERGEN, K.-J. (1990): Methodik zur Quantifizierung landwirtschaftlicher Stoffflüsse im System Boden-Pflanze-Tier und Ableitung von Parametern des natürlichen Reproduktionsprozesses als Grundlage rechnergestützter Analysen in Landwirtschaftsbetrieben. Univ. Halle, Diss.
- HÜLSBERGEN, K.-J. (1991): Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Stoffkreisläufe - Methoden, Untersuchungsergebnisse, Empfehlungen. Kongreß- u. Tag.-ber., Univ. Halle, 22, 62-76.
- Hülsbergen, K.-J. und W. Diepenbrock (1996): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. Vortrag zur Tagung "Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen", 11./12.7.96 in Wittenberg (Tagungsband im Druck).
- IDSO, S.B. (1989): Carbon Dioxide, Soil Moisture, and Future Crop Production. Soil Sci., 147 (4), 305-317.
- KALK, W. UND K.-J. HÜLSBERGEN (1996): Energiebilanz - Methode und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. Vortrag zur Tagung "Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen". 11./12.7.96 in Wittenberg (Tagungsband im Druck).
- LEITHOLD, G. et al. (1996): Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. Vortrag zur Tagung "Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen". 11./12.7.96 in Wittenberg (Tagungsband im Druck).
- MORTENSEN, L.M. (1987): Review: CO₂-Enrichment in Greenhouses: Crop Responses. Scientia Horticult. 33, 1-25.
- MÜHLE, H. UND ST. CLAUS (HRSG.) (1996): Reaktionsverhalten von agrarischen Ökosystemen homogener Areale - Methoden der Beschreibung, Messung und Quantifizierung. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft: Stuttgart Leipzig.
- SCHUMANN, A. UND J. MÜLLER (1995): Klimatologische Kennzeichnung des mitteldeutschen Trockengebietes. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 77, 43-48.
- SIEGERT, W. (1983): Der natürliche Reproduktionsprozeß der Landwirtschaft und Methoden seiner Analyse und Beurteilung. Univ. Halle, Diss.

Local and regional components of diversity in abandoned fields

J. Stadler, S. Klotz and R. Brandl

The spatial pattern of biodiversity arises from the interaction of local, regional and biogeographic processes. The patterns generated by these processes are described by the concepts of α -, β - and γ -diversity: α -diversity is assumed to be the outcome of local ecological interactions (e.g. competition), whereas β -diversity between habitats is triggered by environmental differences between habitats. γ -diversity is the pool of species which feeds the two local components of diversity. However, the processes generating the interactions of these three scales of biodiversity are poorly understood.

We used the data of abandoned fields from 4 localities in SO-Germany. On these fields succession was allowed to start in autumn. In the area of Bad Lauchstädt a further succession experiment was additionally started in spring. To characterize the germination strategies of species at 18 randomly placed plots at Bad Lauchstädt (1 m² each) all emerged seedlings were removed and counted at eight sampling dates throughout the first year of succession. For all species with 20 or more individuals we calculated the mean time of germination and the breadth of the germination window. The following results were found:

1. The mean number of species on the 4m² plots (α -diversity) differs between regions. Regional differences explain about 60% of the variability of α -diversity. The number of species is significantly lower on the plots where succession started in spring compared to nearby plots where succession started in autumn. The difference is in the same order of magnitude as regional differences of α -diversity.
2. The germination strategy varies considerably between species. Some species germinate during the whole year (e.g. *Agropyron repens*, *Senecio vulgaris*), some germinate in autumn (*Lactuca serriola*, *Conyza canadensis*) and some germinate during spring or summer (*Fallopia convolvulus*, *Amaranthus blitoides*). We found significant correlations (one-tailed) between the mean time of germination of a species and the cover/abundance data.
3. The breadth of the germination niche is not correlated to the cover/abundance estimates in the two treatments (one-tailed tests $p > 0.15$ in both cases). However, the breadth of the germination niche is well correlated with the regional distribution of species, measured by the number of grids (11 x 11 km) where the species was recorded in Germany (SCHÖNFELDER UND HAEUPLER 1988). Species which are able to germinate throughout the whole year may have more chances to find a safe site for germination and become more widespread compared to specialized species.

From these results following conclusions can be drawn:

1. α -diversity is influenced by the regional species pool.
2. Species composition, however, depends on the time window of disturbances.
3. The germination strategy of a species is an important character which triggers local abundance and regional distribution of weeds on arable land.

Literatur

SCHÖNFELDER P. UND H. HAEUPLER (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland.

Die organische Substanz des Bodens als Quelle und Senke für Kohlenstoff

M. Körschens

1 Einleitung

Der Boden steht in enger Wechselwirkung zu Wasser und Atmosphäre und kann in Verbindung mit den Pflanzen wesentlich zu deren „Reinhaltung“ beitragen. Die CO₂-Emissionen des Bodens einerseits und seine Anreicherung mit organischer Substanz andererseits sind entscheidende Einflußfaktoren für die CO₂-Konzentration der Atmosphäre. Auf dem Wege der Assimilation binden die Pflanzen Kohlenstoff. Die Mengen können bis zu 15 t/ha.a betragen. Theoretisch könnte dieser, in den Boden eingebracht, dort in der organischen Bodensubstanz (OBS) gelagert werden und damit zur Entlastung der Atmosphäre beitragen. Praktisch sind einem solchen Anliegen, zumindest auf Ackerland, jedoch enge Grenzen gesetzt.

2 Material und Methoden

Es werden Ergebnisse aus den in Tabelle 1 angegebenen Dauerfeldversuchen ausgewertet.

Tab. 1: Übersicht über Dauerfeldversuche ausgewählter Standorte

Nr.	Versuchsort	Anlage-jahr	Ton-gehalt %	x Temp. °C	Nieder-schlag mm	Autor
1	Groß Kreuz (P 60)	1959	2	8,9	537	ASMUS 1990
2	Groß Kreuz (M 4)	1967	2	8,9	537	ASMUS 1990
3	Bad Salzungen	1966	2	7,7	600	ANSORGE 1992
4	Thyrow (Bodenfrucht.)	1938	3	8,6	520	SCHNIEDER 1990
5	Thyrow	1937	3	8,6	520	SCHNIEDER 1990
6	Ascov (Dänemark)	1894	4	7,7	790	CHRISTENSEN 1989
7	Müncheberg	1963	5	8,2	521	ROGASIK 1995
8	Skierniewice (Polen)	1923	5	7,9	520	MERCIK 1993
9	Dülmen	1958	5	9,7	878	WOLLRING 1993
10	Berlin-Dahlem	1923	5	9,2	549	KRZYSCH et al. 1992
11	Rostock	1953	6	8,4	599	REUTER 1990
12	Spröda	1966	6	8,3	540	ANSORGE 1992
13	Seehausen (Fruchtf.)	1958	8	9,0	556	LEITHOLD 1992
14	Seehausen (Komb.)	1967	8	9,0	556	HÜLSBERGEN 1992
15	Halle	1878	8	9,2	501	STUMPE et al. 1990
16	Ascov (Dänemark)	1894	12	7,7	790	CHRISTENSEN 1989
17	Bernburg	1910-1962	16	8,8	474	WABERSICH 1967
18	Bad Lauchstädt	1902	21	8,7	484	KÖRSCHENS et al. 1994
19	Grignon (Frankreich)	1875	22	11	640	HOUOT et al. 1995
20	Järna (Schweden)	1958	30	6	550	PETERSSON et al. 1992

3 Ergebnisse und Diskussion

Für eine Quantifizierung der möglichen Kohlenstoffspeicherung in der OBS kommt ausschließlich deren umsetzbarer Anteil in Betracht. Dieser liegt unter den durchschnittlichen Klimabedingungen Europas in praxisüblichen ackerbaulichen Produktionssystemen zwischen 0,2 und 0,6%. In Abbildung 1 sind die diesbezüglichen Ergebnisse von 20 Dauerfeldversuchen dargestellt, in denen sich durch langjährig gleichbleibende Düngung unterschiedliche C-Niveaus eingestellt haben. Der quasi „inerte“ Kohlenstoff, C_i, (als Kriterium wird der C-Gehalt der über Jahrzehnte ungedüngten Parzellen gewertet) beträgt im Durchschnitt aller Versuche 0,85%, der umsetzbare Kohlenstoff, C_u, 0,37%. Bei ausschließlicher Mineraldüngung beträgt

Cu nur 0,03 bis 0,16%, im Durchschnitt 0,1%. Bei praxisüblicher Stallmistdüngung plus Mineraldüngung liegt der Cu-Gehalt zwischen 0,17 und 0,66%. Eine jährliche Stallmistaufwandmenge von 10 t/ha erhöht den Cu-Gehalt bis zum Zustand des Fließgleichgewichtes auf Sandböden mit einer intensiveren Mineralisierung um nur 0,12%, auf Lehm Böden um 0,3%. Bezogen auf den umsetzbaren Kohlenstoff wird mit einer durchschnittlichen Mineralisierungsrate von 4% gerechnet. Ein Cu-Gehalt von 0,5% entspricht 200 dt/ha im Bearbeitungshorizont, wovon jährlich 8 dt C bzw. 80 kg N/ha mineralisiert werden.

Ein oberer Grenzwert für Cu sollte nicht überschritten werden, da in diesem Falle der mineralisierte Stickstoff nur noch unzureichend von den Pflanzen aufgenommen werden kann und zwangsläufig Verluste entstehen. Für grundwasserferne Sand- und Lehm Böden Mitteldeutschlands liegen derartige Grenzwerte vor. Außerdem erfordert der Aufbau bzw. die Erhaltung eines hohen (bzw. überhöhten) Cu-Niveaus einen unverhältnismäßigen Aufwand an organischer Primärschubstanz (OPS=Stallung, Stroh, Gründüngung, Ernte- und Wurzelrückstände, Kompost etc.) und bedingt ungünstige Kohlenstoffbilanzen.

Schlußfolgernd ergibt sich aus diesen Ergebnissen, daß nur auf unzureichend mit organischer Substanz versorgten Flächen eine sehr begrenzte Möglichkeit zur Erhöhung des C-Gehaltes um 0,1 bis 0,2% besteht und dies auch nur bis zum Zeitpunkt des Erreichens eines neuen Gleichgewichtszustandes. Eine Erhöhung des C-Gehaltes im Boden über ein Optimum hinaus wirkt zwangsläufig umweltbelastend.

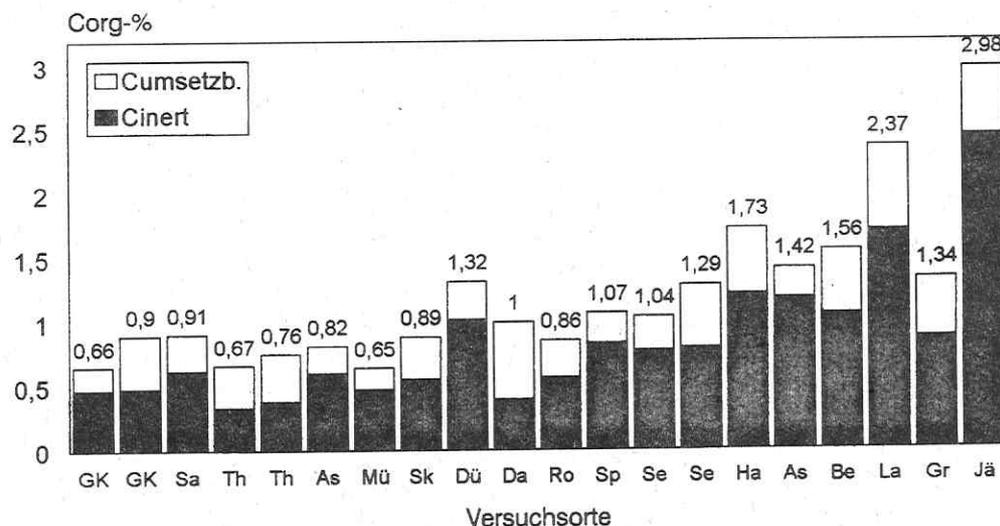


Abb. 1: Gehalt an inertem (Ci) und umsetzbarem (Cu) Kohlenstoff in ausgewählten Dauerfeldversuchen

Modellierung von Stoffflüssen in Agrarlandschaften

U.Franko und S.Schenk

Grundlage dieser Arbeiten ist das am UFZ entwickelte Simulationssystem CANDY. Es bildet die wesentlichen Stofftransport- und Umsatzprozesse im Boden unter agrarischer Nutzung ab:

Bodenwasserdynamik:

Ermittlung der Infiltration unter Berücksichtigung der Interzeption und systematischen Meßfehlern; Berechnung des Wassertransportes mit einem Kapazitätsmodell (GLUGLA-Ansatz); Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration (KOITZSCH-Ansatz); Grundwasserneubildung

Bodentemperaturdynamik:

Berechnung der Oberflächentemperatur aus Lufttemperatur und Bestandesdeckung, Temperatur im Bodenprofil

Pflanzenentwicklung:

Verlauf von Bedeckungsgrad, Bestandeshöhe, Wurzeltiefe und Stickstoffaufnahme; Berücksichtigung symbiontischer N-Bindung; Integration externer Pflanzenentwicklungsmodelle

Umsatz der organischen Substanz:

Berechnung der biologischen Aktivität für den OS-Umsatz und der Kohlenstoffflüsse zwischen den Fraktionen der umsetzbaren OS;

Ermittlung der N-Flüsse (incl. Immobilisierung) aus den C/N-Verhältnissen der einzelnen Pools

Dynamik des mineralischen Stickstoffs:

getrennte Behandlung von Ammonium- und Nitratstickstoff; Berechnung der gasförmigen N-Verluste und des N-Transportes mit der Sickerwasserbewegung

Pestiziddynamik:

Berechnung von Abbau, Volatilität, Pflanzenaufnahme und Versickerung organischer Schadstoffe (PELMO-Ansatz)

In Verbindung mit dem Simulationssystem CANDY sind folgende wichtige Methoden entwickelt worden:

- Einsatz eines statistischen Wettergenerators zur Durchführung von Langzeitsimulationen unter verschiedenen Klimazuständen („Global Change“)
- Schätzverfahren zur Ermittlung des standort- und bewirtschaftungsabhängigen Kohlenstoffniveaus (Humusbilanz) im Boden
- Ableitung von modellspezifischen Bodenparametern aus Bodenkarten und beschreibenden Datenquellen
- Erstellung einer nutzerfreundlichen Bedieneroberfläche für den Modellanwender

Die Aussagekraft der mit CANDY erzielten Ergebnisse wurde durch eine große Anzahl von Validierungsarbeiten (Dauerversuche, landwirtschaftliche Praxis, Lysimeterexperimente) nachgewiesen.

Das in der Basisversion für einzelne Schläge und Versuchspartellen angewendete und auf verschiedenen Standorten implementierte Simulationsmodell CANDY wurde durch die Kopplung an ein Geographisches Informationssystem (ARC/INFO) für eine Anwendung zur Untersuchung von Bodenprozessen in größeren Arealen (Gesamtgebiet eines Agrarbetriebes, Agrarlandschaft) weiterentwickelt.

Durch die Überlagerung der Informationsebenen Boden, Wetter und Bewirtschaftung werden homogene Einheiten (Patches) erzeugt, auf deren Ebene die Simulation des jeweiligen Untersuchungsgebietes erfolgt.

Für das Gebiet Sachsen-Anhalt liegen folgende thematische Karten vor

Bodeneigenschaften:

- Mittlerer Feinanteilgehalt des Bodens (0-30 cm)
- Mittlere Feldkapazität des Bodens (0-1 m Tiefe)

Klima:

- klimatisch homogene Gebiete in Sachsen-Anhalt für die Modellanwendung

Wasserhaushalt:

- Mittlere jährliche Wasserbilanz (Bodenoberfläche) in Sachsen-Anhalt unter aktuellen Klimabedingungen
- Mittlere jährliche Grundwasserneubildung unter landwirtschaftlicher Nutzung

Umsatzbedingungen im Boden:

- Mittlere biologische Umsatzaktivität im Boden (ausgewählte agrarisch genutzte Gebiete Sachsen-Anhalts)

Kohlenstoffhaushalt:

- Mittlerer jährlicher Anfall reproduktionswirksamen Kohlenstoffs aus Agrarproduktion im Gebiet Sachsen-Anhalt
- Umsetzbarer Kohlenstoff in 0-30 cm Bodentiefe (ausgewählte agrarisch genutzte Gebiete Sachsen-Anhalts)

Stickstoff:

- Mittlere jährliche N-Nachlieferung aus der organischen Bodensubstanz für landwirtschaftliche Standorte in Sachsen-Anhalt
- Nmin-Grenzwerte nach der Ernte für landwirtschaftliche Standorte in Sachsen-Anhalt

Die Arbeiten an diesem Projekt wurden durch das Ministerium für Wissenschaft und Kultur des Landes Sachsen-Anhalt unter dem Kennzeichen 892A/0083 gefördert.

Modellierung agrarischer Ökosysteme homogener Areale

H. Mühle, St. Claus, H. Brinkmann, G. Dubsky, W. Liedecke, J. Müller, U. Pigla, M. Strutz, P. Wernecke, U. Franko, B. Oelschlägel, S. Schenk, W. Merbach, G. Knof, J. Augustin, H.-J. Jacob, R. Jäger, V. Toussaint, B. Freier, D. Roßberg, H. Triltsch, T. Wetzler, T. Kreuter

Das Ziel der Forschungsarbeiten besteht darin, das Reaktionsvermögen von agrarischen Ökosystemen homogener Areale zu charakterisieren und zu quantifizieren, die - als offene Systeme - ständigen atmosphärischen Einflüssen ausgesetzt sind und die über Bewirtschaftungsmaßnahmen gesteuert werden. Es geht um die auf Stoff- und Energieflüssen beruhenden Wechselwirkungen in dem System "Boden-Pflanzenbestand-Schädling-Nützling-Atmosphäre" und im besonderen die tritrophischen Beziehungen "Pflanzenbestand-Schädling-Nützling" aufzuklären. Dazu wurde ein komplexes Modell ausgearbeitet. Die experimentellen Untersuchungen erfolgten auf einem abgegrenzten agrarischen Ökosystem, das auf einer bodenkundlich untersuchten Fläche mit Pflanzenbeständen in der Fruchtfolge "Winterweizen-Wintergerste-Winterraps" im Versuchsfeld der AÖF Quedlinburg eingerichtet worden ist. Das Vorhaben wurde in Kooperation mit dem Projektbereich "Agrarlandschaften" des UFZ-Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH ausgeführt. Es nimmt Untersuchungen im mitteldeutschen Trockengebiet auf, die den Aktivitäten der Ökosystemzentren im Verbund "Terrestrial Ecosystem Research Network" (TERN) entsprechen. Das komplexe Modell umfaßt die folgenden internen und externen Modelle:

1. objektorientiertes und ereignisgesteuertes Pflanzenmodell für Wachstum und Entwicklung der Pflanzen, das aus Kompartimenten (Wurzeln, Sproß, Korn) sowie den verbindenden Flußobjekten besteht
2. Modell für die Ontogenese von Winterweizen-, Wintergerste- und Winterrapspflanzen
3. Modell für den Energie- und Wasseraustausch
4. externes Modell für den CO₂-Gasaustausch
5. externes Bodenprozeßmodell zum Beschreiben des Wärme-, Wasser- und Stickstofftransportes im Boden sowie des C- und N-Haushaltes
6. externes Modell der Wechselwirkungen zwischen Getreideblattläusen (*Sitobion avenae* Fabr.) und Marienkäfern (*Coccinella septempunctata* L.) sowie des Entzuges von Phloemsaft

Die externen Modelle sind als "dynamic link libraries" (DLL) implementiert und über Interface mit dem Pflanzenmodell verbunden. Während der Simulation ändert das Netz mit dem Generieren und Löschen von Kompartimenten und Flußobjekten seine Struktur in Abhängigkeit vom Entwicklungszustand der Pflanzen. In Fallstudien wurde das komplexe Modell genutzt, um die Reaktionen des agrarischen Ökosystems unter Berücksichtigung äußerer Einflüsse und verschiedener Bewirtschaftungsszenarien zu simulieren. Die Belastbarkeit in bezug auf die Stickstoffversorgung sowie die Stabilität des gesteuerten agrarischen Ökosystems wurden diskutiert.

Literatur

H. MÜHLE UND S. CLAUS (HRSG.) (1996): Reaktionsverhalten von agrarischen Ökosystemen homogener Areale. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft: Stuttgart, Leipzig, 296 S.

Das diesen Forschungsarbeiten zugrunde liegende Forschungsvorhaben "Stabilität und Belastbarkeit von agrarischen Ökosystemen homogener Areale" wurde vom Bundesminister für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 0339499 gefördert.

Multikriterielle Landschaftsbewertung und Optimierung in Agrarlandschaften

R. Grabaum und B.C. Meyer

Ausgeräumte Agrarlandschaften mit großflächigen Schlägen stellen für den Raum Halle-Leipzig in vielerlei Hinsicht ein ökologisches Problem dar. Dieses Landnutzungsproblem betrifft funktionale Störungen verschiedener Regulationsfunktionen sowie Landschafts-, Arten- und Biodiversität. Ausgehend von der Prämisse, dass eine Landschaft immer Mehrfachfunktionen erfüllen sollte, werden gezielte Nutzungsänderungen unter Beibehaltung der Nutzungspriorität für die agrarische Produktion angestrebt. Dies erfordert zunächst eine Bewertung der vorhandenen Landschaftsstrukturen hinsichtlich regional wirksamer Naturfunktionen (Regulationsfunktionen, Produktionsfunktionen, Informationsfunktionen und Trägerfunktionen - nach DE GROOT 1992). Diese Bewertung erfolgt mit validierten Bewertungsverfahren. Auf der Grundlage der Bewertungsergebnisse können mit geeigneten Methoden Vorschläge für Nutzungsänderungen gefunden werden. Eine geeignete Methodik ist die Multikriterielle Optimierung. Dabei wird die Verbesserung der bewerteten Funktionen als multidimensionales Ziel definiert. Als Ergebnis werden Lösungen gefunden, die einen optimalen Kompromiß zwischen den einzelnen Zielen darstellen. Es lassen sich über unterschiedliche Zielgewichtungen beliebig viele Lösungen generieren, die als sogenannte „Landnutzungsoptionen“ an die Landschafts- und Landnutzungsplanung übergeben werden.

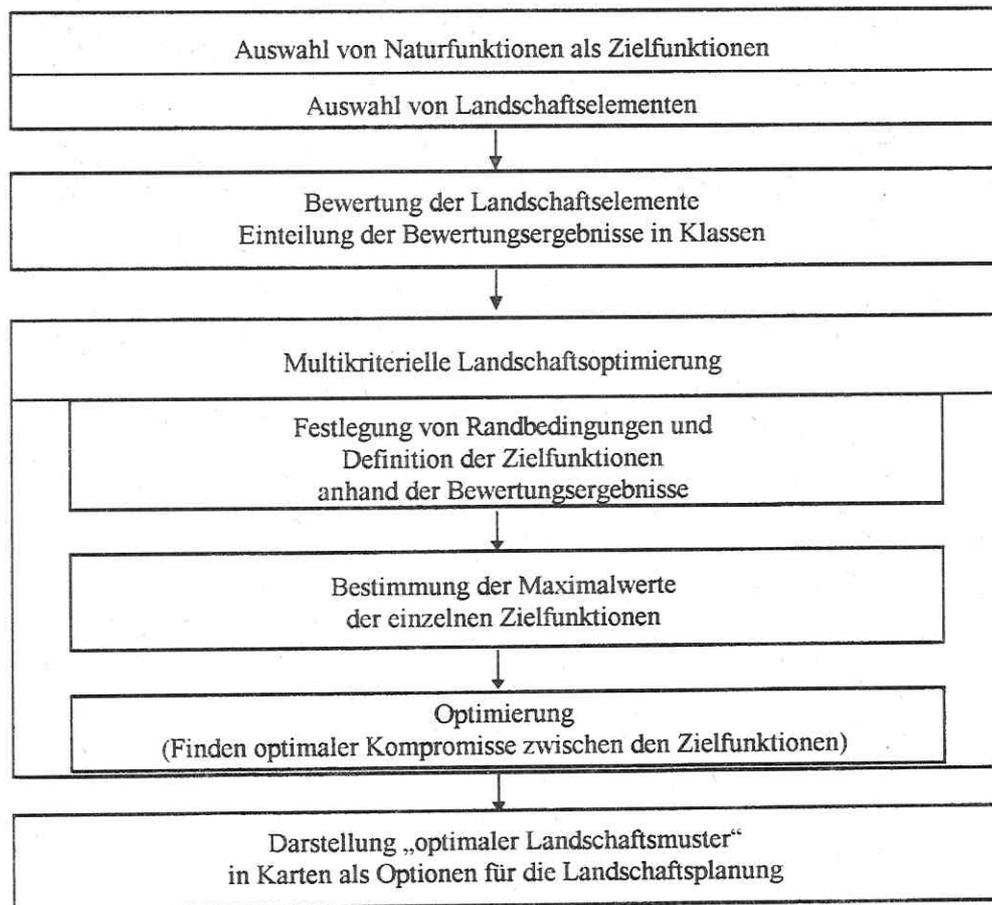


Abb. 1: Verfahren der multikriteriellen Landschaftsbewertung und Optimierung

Das Verfahren der multikriteriellen Bewertung und Optimierung (Abb. 1) wird auf eine ausgewählte Intensivagrarlandschaft (Testgebiet „Jesewitz“) angewendet. Dabei werden die Ergebnisse von drei landschaftsökologischen Bewertungsverfahren mit Hilfe von GIS dargestellt. Die Funktionsbewertungen werden in 5-stufige Klassen eingeteilt. Die Abflußregulationsfunktion (ARF) wird nach MARKS et al. (1989) bewertet. Eine Einschätzung des langjährigen mittleren Bodenabtrags wird nach SCHWERTMANN, VOGL UND KAINZ (1990) ermittelt. Die Grundwasserneubildungsfunktion (GNF) wird nach RENGER UND STREBEL (1990)

bewertet. Des Weiteren wird die Produktionsfunktion (PRF) aus digitalen Bodenschätzungskarten unter Anwendung des Ackerschätzrahmens aus SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL (1984) in Form theoretischer Bodenzahlen bestimmt und in 10 Klassen eingeteilt. Nur drei verschiedene Landschaftselemente (Acker, Wald und Grünland) sind in die Bewertung einbezogen.

Monofunktionale Maximierungen der verschiedenen Regulationsfunktionen bzw. der Produktionsfunktion innerhalb bestimmter Grenzen (sogenannter Restriktionen) zeigen Landnutzungsoptionen, welche die anderen Funktionen völlig unberücksichtigt lassen.

Unter gleichen Bedingungen (Restriktionen) werden die Kompromißoptimierung zwischen den vier Zielfunktionen durchgeführt. Dabei werden mit verschiedenen Gewichten insgesamt fünf verschiedene Kompromißlösungen ermittelt, von denen zwei näher betrachtet werden.

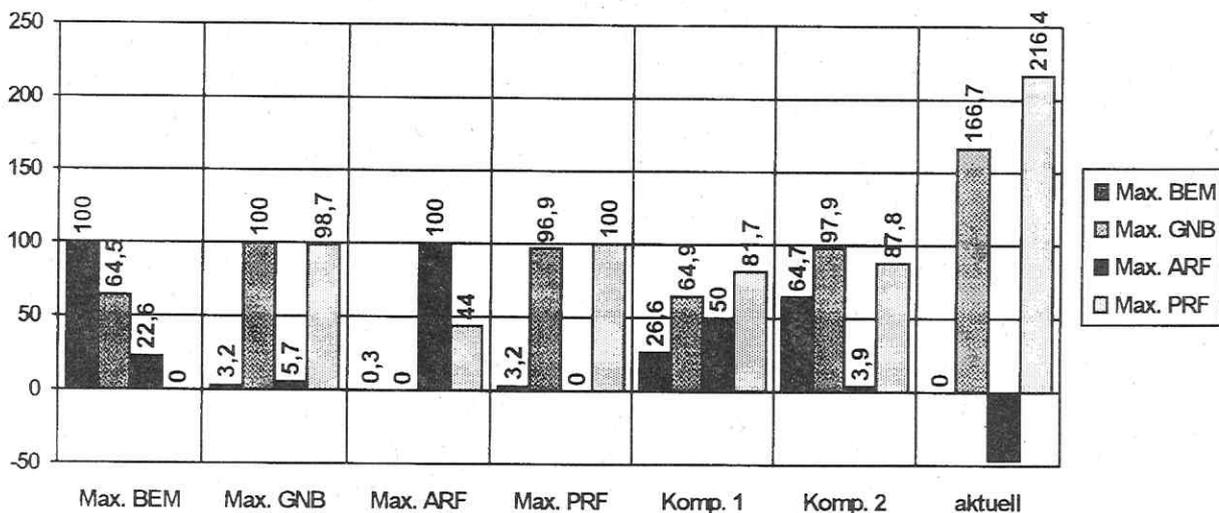


Abb. 2: Prozentualer Vergleich der Optimallösungen (Maximierungen und Kompromisse) mit dem aktuellen Zustand in Bezug zum Minimalwert jeder Funktion (BEM-Bodenerosionsminderung)

Zum Vergleich der unterschiedlichen Lösungen wird ein Balkendiagramm verwendet (Abb. 2). Bei der Gleichgewichtung aller Ziele (Komp. 1) kann eine deutliche Verminderung der Erosionsraten sowie die Verbesserung der Abflußregulationsfunktion erreicht werden. Die Produktionsfunktion sowie die Grundwasserneubildung dagegen zeigen eine starke Minderung der Funktionserfüllung gegenüber der aktuellen Situation. Diese Folgewirkung beruht auf der Festlegung der Restriktionen, wonach mindestens 6% der Ackerfläche in Wald umgewandelt werden sollen und mindestens 4% in Grünland. Diese Restriktionen begrenzen die Produktionsfunktion und die Grundwasserneubildung von Beginn an derart, daß geringere Zielerfüllungswerte als bei der aktuellen Nutzung erreicht werden.

Bei der Höhergewichtung der Produktionsfunktion und der Erosionsminderung (Komp. 2) werden beide Funktionen sowie die eng mit der Produktionsfunktion gekoppelte Grundwasserneubildung besser als bei Gleichgewichtung erfüllt, was aber zu einer Minderung der Abflußregulationsfunktion führt, die sich trotz vorhandener Restriktionen gegenüber der aktuellen Nutzung nur geringfügig verbessert.

Eine Tabelle der Elementerverteilung (Tab. 1) gibt Aufschluß über die unterschiedlichen Flächengrößen der untersuchten Landschaftselemente bei Maximierungen und Kompromissen. Die stärkste Zunahme des Waldanteils ergibt sich bei der Maximierung der Erosionsminderung, dessen geringste Zunahme bei der Maximierung der Produktionsfunktion und bei der Maximierung der Grundwasserneubildung. Die Kompromisse liegen zwischen diesen Extremwerten. Analoge Aussagen lassen sich über den Verlust an Ackerfläche treffen.

In das Verfahren der multikriteriellen Bewertung lassen sich weitere Bewertungen integrieren. Des Weiteren können Auswirkungen von Flächennutzungsänderungen in verschiedenen Szenarien auf eine zukünftige Landnutzung untersucht werden.

Tab. 1: Vergleich der Flächenanteile der Elemente verschiedener Maximierungen und Kompromisse mit der aktuellen Nutzung

Merkmal	aktuelle Nutzung	Max. Erosionsschutz BEM	Max. Grundwasserneub. GNB	Max. Abflußreg. ARF	Max. Produktion PRF	Kompromiß 1	Kompromiß 2
Ackerfl. in ha	3995,4	3267,6	3588,7	3331,7	3588,7	3536,6	3563
Ackerfl. in %	82,9	67,8	74,5	69,2	74,5	73,4	74
Verlust							
Ackerfl. in %	-	15,6	7,3	13,9	7,3	8,6	7,9
Grünlandfl. in ha	145,2	444,3	309,2	330,2	309,2	309,2	309,2
Grünlandfl. in %	3	9,2	6,4	6,8	6,4	6,4	6,4
Zuwachs							
Grünlandfl. in %	-	205,9	112,9	127,4	112,9	112,9	112,9
Waldfläche in ha	117,1	507,1	321,1	557,1	321,1	373,2	346,8
Waldfläche in %	2,4	10,5	6,7	10,5	6,7	7,75	7,2
Zuwachs							
Waldfläche in %	-	333	174	333	174	219	196

Genauere Ausführungen über einzelne Bewertungen, über das Optimierungsverfahren und über die technische Umsetzung der Methoden sowie die Nutzung des Verfahrens für die Leitbildentwicklung für Landschaften sind in verschiedenen Veröffentlichungen zu finden (MEYER 1996, MEYER UND GRABAUM 1996a, MEYER UND GRABAUM 1996b, MEYER UND GRABAUM 1996c, GRABAUM UND MEYER 1996).

Literatur

DE GROOT, R.S. (1992): Functions of nature. Wolters-Noordhoff, 315 S.

GRABAUM, R. (1996): Verfahren der polyfunktionalen Bewertung von Landschaftselementen einer Landschaftseinheit mit anschließender „Multicriteria Optimization“ zur Generierung vielfältiger Landnutzungsoptionen. Universität Leipzig, Dissertation, 83 S.

GRABAUM, R. UND B.C. MEYER (1996): Application of GIS for landscape ecological assessments and multicriteria optimization for a test site near Leipzig. In: GIS in Physical Geography, PGM (im Druck).

MARKS, R. et al. (1989): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Forschungen zur Deutschen Landeskunde, Trier, Band 229, 222 S.

MEYER, B.C. (1996): Landschaftsstrukturen und Regulationsfunktionen in Intensivagrarlandschaften im Raum Leipzig-Halle. Geographischer Vergleich - GIS-Bewertungen - multikriterielle Landschaftsoptimierung. Universität Köln, Dissertation (in Bearbeitung).

MEYER, B.C. UND R. GRABAUM (1996a): Szenarien zur Einschätzung der Bodenerosionsgefährdung durch Wasser mit GIS (ARC/INFO) - Dargestellt am Beispiel des Untersuchungsgebietes Jesewitz/Sachsen. Geökodynamik, 17, 45-67.

MEYER, B.C. UND R. GRABAUM (1996b): Szenarien zur Bodenerosionsbewertung mit GIS (ARC/INFO). In: ESRI (HRSG.): Tagungsband 4. Deutsche Anwenderkonferenz, Kranzberg, 237-240.

MEYER, B.C. UND R. GRABAUM (1996c): Multifunktionale Bewertung und multikriterielle Optimierung am Beispiel des Untersuchungsraumes Jesewitz. In: FELDMANN, R. ET AL. (HRSG.): Regeneration und nachhaltige Landnutzung - Konzepte für belastete Regionen. Springer: Berlin, Heidelberg, 240-248.

RENGER, M. UND O. STREBEL (1980): Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. Wasser und Boden, 32, 362-366.

SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Auflage, Stuttgart, 442 S.

SCHWERTMANN, U., W. VOGL UND M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Stuttgart, 64 S.

Die Untersuchungen im Testgebiet sind Teil einer Dissertation von Herrn Dipl.-Geograph B.C. Meyer und wurden im Rahmen des vom BMBF geförderten Projektes „Regeneration hochbelasteter Ökosysteme (Landschaften) für eine nachhaltige Landnutzung - der Ballungsraum Leipzig-Halle-Bitterfeld (REGNAL)“ durchgeführt.

Landschaftseinheiten als Bewertungsräume

U. Steinhardt

Das Ziel einer nachhaltigen Landnutzung und Landschaftsentwicklung kann nur durch die Wiederherstellung des landschaftlichen Regulationspotentials und Regenerationsvermögens erreicht werden. Deshalb gilt es, diese Funktion der Landschaft neben anderen (Produktions-, Träger-, Informationsfunktion) zu bewerten und die diesbezüglich unterschiedlichen Potentiale einzelner Landschaftsteile abzuleiten und durch entsprechende Maßnahmen zu fördern.

Grundlage hierfür muß eine fundierte Bewertung des Leistungsvermögens entsprechender Landschaftseinheiten sein. Diese Einheiten müssen der Anforderung einer langfristigen Stabilität (Abgrenzung) als Bezugsräume genügen. Aufgrund des regionalen Charakters des Phänomens der großräumigen und tiefgreifenden Landnutzungsänderungen müssen Landschaftseinheiten mittleren Maßstabs (regional scale/ level) ausgeschieden werden. Bezugnehmend auf die Theorie der geographischen Dimension sind es Räume der chorischen Dimension, die Gegenstand der Betrachtungen sind.

Aufgrund der diese Räume kennzeichnenden Heterogenität hinsichtlich Flächennutzungsstruktur und naturräumlicher Ausstattung muß zur Bewertung ein Datenmodell eingeführt werden, das es erlaubt, mögliche Schwankungsbreiten zu berücksichtigen und auch bei unsicherer und unvollständiger Datengrundlage Aussagen treffen zu können - das Modell der unscharfen Mengen (fuzzy sets). Im Ergebnis der Anwendung dieses Datenmodells erhält man Möglichkeitswerte, die den Grad der Zugehörigkeit eines Elementes zu der betrachteten Menge beschreiben.

In der hier vorgestellten Landschaftsbewertung werden für den Grad der Erfüllbarkeit jeder Landschaftsfunktion fünf unscharfe Mengen gebildet, nämlich „1“, „2“, „3“, „4“ und „5“, beschreibbar durch die Begriffe „sehr schlecht“, „schlecht“, „mittel“, „gut“ und „sehr gut“. Die Bewertung einer Landschaftseinheit bezüglich der Erfüllbarkeit einer Landschaftsfunktion nimmt dann beispielsweise folgende Form an

Bewertungsstufe	1	2	3	4	5
Möglichkeitswert	0,1	0,1	0,2	0,6	

Auf diese Weise kommt man der vorhandenen Heterogenität weitaus näher als durch eine generalisierte Bewertung mit „4“.

Da der Charakter der Landschaftseinheiten eine Typisierung dieser verbietet oder zumindest nicht sinnvoll erscheinen läßt, ist die Bewertung stets für jede Landschaftseinheit individuell auf der Grundlage entsprechender Basisdaten vorzunehmen.

Im vorliegenden Beispiel wird anhand des Ballungsraumes Leipzig-Halle-Bitterfeld auf der Grundlage von Daten zur Flächennutzung, zum geologischen Substrat, zu klimatologischen und hydrologischen Parametern, sowie zum Grundwasserflurabstand und zum Relief eine Bewertung ausgewählter Landschaftsfunktionen unter schwerpunktmäßiger Berücksichtigung der Regulationsfunktion vorgestellt.

Bei der Bearbeitung der Problematik wird einerseits deutlich, daß das Untersuchungsgebiet in dem Industrie- und Bergbaufolgelandschaften, Agrarlandschaften, urbane und naturnahe Landschaften eng verflochten sind, enorme Entwicklungspotentiale aufweist, andererseits aber werden auch Mängel im Zusammenhang mit der Güte der Basisdaten und der Anwendbarkeit gängiger Bewertungsverfahren, die in der Regel auf großmaßstäbige Betrachtungen ausgelegt sind, insbesondere in stark anthropogen überprägten Landschaftseinheiten deutlich.

Bäume in die Agrarlandschaft reintegrieren: eine konzeptionelle Herangehensweise

F. Herzog und M.J.C. Brownlow

Von der Landwirtschaft in Europa wird erwartet, daß sie Überproduktion und Umweltschäden reduziert. Durch die gezielte Kombination von Bäumen mit landwirtschaftlichen Nutzpflanzen und/oder Tieren können moderne, nachhaltige Formen der Landnutzung geschaffen werden. Diese agroforstlichen Systeme haben das Potential, zur Entlastung der Nahrungsmittelmärkte beizutragen, hohe Umweltleistungen zu erbringen und die Landschaft aus sozialer/ästhetischer Sicht aufzuwerten. Sie stehen zwischen landwirtschaftlichen Monokulturen und Forsten und können dadurch größere Akzeptanz bei den Landwirten erreichen als Aufforstungen.

Mischkulturen weisen jedoch z.Zt. eine geringe betriebswirtschaftliche Leistungsfähigkeit auf. Die Fortschreibung des Trends zur Internalisierung externer Effekte und zur direkten Abgeltung von Umweltleistungen wird die Rentabilität diversifizierter Systeme, die größere Umweltleistungen erbringen als Monokulturen, verbessern (Abb. 1).

Traditionelle agroforstliche Systeme (z.B. Streuobst) sind wertvolle Landschaftselemente; moderne Landnutzungsalternativen müssen jedoch den heutigen technologischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen entsprechen. Am vielversprechendsten erscheint die Reihenpflanzung von wertholzproduzierenden, schnellwachsenden Baumarten (z.B. Rosaceen oder Pappeln, 50-200 Bäume/ha) mit Gras- oder Ackerunternutzung (silvopastorale Systeme oder „Alley cropping“). Entsprechende Versuche werden vor allem in Großbritannien und Frankreich durchgeführt. In Deutschland stehen diese Arbeiten erst ganz am Anfang.



Abb. 1: Eigenschaften von agroforstlichen Systemen in Industrieländern

Welche Faktoren beeinflussen die Vegetationsdynamik auf Äckern nach dem Übergang zu einer extensivierten Nutzung?

A. Bischoff und E.-G. Mahn

1 Problemstellung

Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion hat in den vergangenen Jahrzehnten zu tiefgreifenden qualitativen und quantitativen Veränderungen der Segetalvegetation geführt. Inzwischen gibt es jedoch angesichts der hinlänglich bekannten negativen Begleiterscheinungen der Intensivlandwirtschaft vielerorts Bestrebungen, die Landnutzung umweltverträglicher zu gestalten. Es ist zu erwarten, daß mit einer Extensivierung der Bewirtschaftung vegetationsdynamische Prozesse ablaufen, die zu einer erneuten Verschiebung der Artenzusammensetzung führen.

Der vorliegende Beitrag soll am Beispiel einer durch jahrelange Verkipfung von Gülle und Stallmist belasteten Ackerfläche im großräumig intensiv genutzten mitteldeutschen Schwarzerdegebiet (Modellsystem I, Bad Lauchstädt) aufzeigen, welche Veränderungen in der Segetalvegetation nach dem Übergang zu einer Bewirtschaftung ohne Düngung und Pflanzenschutzmitteleinsatz auftreten. Im Mittelpunkt steht dabei die Frage:

Wie rasch stellen sich einstmals typische Segetalarten wieder ein?

Diese einstmals typischen Segetalarten sind in Modellsystem II (Etzdorf) zu finden, in dem unter gleichen klimatisch-edaphischen Bedingungen wie in System I bereits seit geraumer Zeit keine Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden. System II kann also als Modell für die Segetalgesellschaft verstanden werden, die bei langjährig extensiver Bewirtschaftung standorttypisch ist. Gleichzeitig wird hier untersucht, wie eine Stickstoff-Düngung von 80-120 kg N/ha*a diese typische Segetalgesellschaft beeinflusst.

2 Ergebnisse und Diskussion

Die für das Untersuchungsgebiet bei extensiver Bewirtschaftung typische Pflanzengesellschaft ist ein Euphorbio-Melandrietum in der Rasse von *Descurainia sophia* (Modellsystem II). Die charakteristischen Arten dieser Gesellschaft sind im Modellsystem I auch vier Jahre nach Umstellung der Bewirtschaftung kaum zu finden. Sie lassen sich auch in der Diasporenbank nicht nachweisen. Statt dessen wird die Segetalflora auch in Bereichen mit vergleichsweise geringem Boden-N-Gehalt von Stickstoffzeigern dominiert.

Der Faktor Stickstoff beeinflusst in vielfältiger Weise die Konkurrenzbeziehungen zwischen Kulturart und Segetalpflanzen sowie innerhalb der Segetalzone. Häufig tritt eine erhöhte Mortalität der Segetalarten auf, während die Stoffproduktion der überlebenden Pflanzen in vielen Fällen größer ist. Die erhöhte Mortalität wirkt sich insbesondere auf kleine Populationen negativ aus, da sich ihr Auslöschungsrisko erhöht. Ein hohes N-Niveau wirkt sich daher verzögernd auf die Etablierung neuer Arten aus. Die Untersuchungen zum langjährigen Einfluß einer Stickstoff-Düngung in Modellsystem II zeigen, daß die meisten charakteristischen Arten des Euphorbio-Melandrietum auch bei einer jährlichen Zufuhr von 80-120 kg N/ha stabile Populationen aufrecht erhalten können. *Descurainia sophia* und *Lithospermum arvense* werden sogar durch die Düngung gefördert. Das N-Niveau im Modellsystem I läßt zumindest im weniger von der Begüllung betroffenen Bereich bereits wieder die Entwicklung des Euphorbio-Melandrietum zu. Daß die charakteristischen Arten mit Ausnahme von *Descurainia sophia* nicht vorkommen, kann demnach nicht ausschließlich auf den Faktor Stickstoff zurückgeführt werden.

Ist die Diasporenbank einer Segetalart auf einer Ackerfläche erloschen und liegt kein extrem hohes N-Angebot vor, hängt die Wiederbesiedlung durch typische Euphorbio-Melandrietum-Arten bei Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion fast ausschließlich von der Entfernung der nächsten Population ab. In der Umgebung von Modellsystem I kommen fast alle typischen Euphorbio-Melandrietum-Arten noch vor. Die Vorkommen bestehen jedoch häufig nur aus wenigen Individuen und sind größtenteils über 100 m entfernt. Aus Literaturangaben kann abgeleitet werden, daß Diasporeneinträge über derart große Entfernungen sehr unwahrscheinlich sind. Unterstellt wird diese Schlußfolgerung durch ein Ausbreitungsexperiment mit *Lithospermum arvense*. Eine im Modellsystem I eingesetzte Startpopulation konnte sich innerhalb von 2 Jahren nur um 2,5 m ausbreiten. Ein Ursachenkomplex aus geringer Anzahl und großer Distanz von Diasporenquellen einerseits und geringer Ausbreitungsgeschwindigkeit andererseits hat demnach wahrscheinlich bislang ein Vordringen dieser Arten im Modellsystem I verhindert. Zur Quantifizierung des Zusammenhangs zwischen der

Besiedlung geeigneter Standorte durch Segetalarten und der Entfernung von Diasporenquellen sind weitere, vor allem langfristig angelegte Untersuchungen nötig.

Die Untersuchungen sind Bestandteil des vom BMBF geförderten Projektes STRAS (Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes).

Zur zoozönotischen Strukturentwicklung auf neunjährigen Acker- und Grünlandbrachen

W. Witsack, I. Engler, K. Schneider und P.-H. Schnitter

Die Untersuchungen sollten insbesondere die Frage beantworten helfen, wie sich im Verlauf der Sukzession die Zoozönosen entwickeln.

Die Grünland- und Ackerbrachen mit Mineraldüngung (GD und AD) oder ohne Düngung (GU und AU) bei Zöberitz nordöstlich von Halle wurden seit 1987 bezüglich ausgewählter Taxozönosen untersucht. Als Hauptuntersuchungsmethoden wurden zur Erfassung der Aktivitätsdichte der oberflächenaktiven epigäischen Arthropoden Barberfallen (ganzjährig, Leerung in 14-tägigen Abständen) bzw. der Krautschichtfauna unterschiedlich hoch in der Vegetation installierte Stratenfallen (Fensterfallen - SCHNEIDER, unveröff.) für die Erfassung der Arthropoden der Krautschicht verwendet. Hauptreferenzgruppen waren die Primärkonsumenten Curculionidae (Rüsselkäfer) und Auchenorrhyncha (Zikaden), als Sekundärkonsumenten die Carabidae (Laufkäfer), Staphylinidae (Kurzflügelkäfer) und als Saprophage die Isopoda (Landasseln).

Die einzelnen Taxozönosen zeigten (z.B. gemessen an der Aktivitätsabundanz) recht unterschiedliche Entwicklungstendenzen während des nunmehr neunjährigen Untersuchungszeitraumes (Abb. 1).

Während z.B. die Carabidae auf den Ackerbrachevarianten von einem relativ hohen Niveau der Individuenzahlen ausgehend bereits im zweiten Jahr das Maximum erreichten, war dies auf den Grünlandbrachen erst im sechsten Jahr der Fall. Bei den Phytophagen/Phytosugen (Curculionidae und Auchenorrhyncha) wurden die höchsten Aktivitätsdichten dagegen zunächst auf den Grünlandbrachen nachgewiesen. Dabei war bei den Curculionidae bereits zu Beginn der Sukzession ein hohes Niveau zu beobachten, bei den Zikaden dagegen erst nach vier Jahren. Die Saprophagengruppe der Isopoda fehlte zunächst auf den Brachen fast völlig. Ihre Anzahl nahm relativ kontinuierlich bis zum fünften Jahr zu (wahrscheinlich infolge hohen Nahrungsangebotes), um sich danach wieder auf etwa ein Drittel der maximalen Individuendichte zu reduzieren. Auch bezüglich der Artenzahlen ergaben sich sehr differenzierte Bilder für die einzelnen Taxozönosen. Während z.B. bei den Carabidae sich die Artenzahl auf den Grünlandbrachen im Verlauf der Sukzession verdoppelte, ging sie auf den Ackerbrachen nach kurzem Anstieg im zweiten Brachejahr auf ein Niveau unterhalb des Ausgangsjahres zurück. D.h. die Unterschiede zwischen Acker- und Grünlandbrache sind in der Regel stärker ausgeprägt als zwischen gedüngter und ungedüngter Variante. Dies gilt prinzipiell auch für die meisten anderen Taxozönosen. Die Artenidentität der verschiedenen Brachevarianten gleicht sich mit den Jahren immer mehr an.

Bei einer genaueren Betrachtung der Arten lassen sie sich in unterschiedliche "Sukzessionstypen" einordnen:

1. Arten, die in den ersten Brachejahren ausfallen
2. Arten, die durch die Brachlegung gefördert werden
3. Arten, die neu erscheinen und nur kurzzeitig (wenige Jahre) auf den Brachen existieren
4. Arten, die neu erscheinen, aber längerfristig auf den Brachen bleiben
5. permanent vorhandene Arten

Am Beispiel der Zikaden läßt sich die Herkunft der Arten diskutieren. Ein Vergleich der Nachweise auf den Brachflächen mit den Kontrollfängen der Umgebung zeigt, daß die Mehrzahl der Arten (23 von 33 Arten der Brachen) auch in der Umgebung nachgewiesen wurde (6 Arten auf Feldern, 7 Arten auf benachbarten Wiesenstandorten, 10 Arten am Bahndamm und auf Ödland). 10 weitere Arten (zumeist Trockenrasenarten wie *Asiraca clavicornis* (FABRICIUS), *Arboridia parvula* (BOHEMAN), *Delphacinus mesomelas* (BOHEMAN) und *Arocephalus punctum* (FLOR)) wurden nicht in der Umgebung festgestellt und sind offenbar Ferneinwanderer von naturnahen Trockenrasen.

Die Saltatoria spielen (offenbar wegen der weiten Entfernungen von naturnahen Rasenstandorten und der relativ hohen Dichte der Vegetation) auf den Kontrollflächen in Zöberitz keine nennenswerte Rolle.

Insgesamt betrachtet bieten die Taxozönosen der Agrarbrachen selbst inmitten der intensiv genutzten Agrarlandschaft ein deutlich artenreicheres Spektrum als die Ackerflächen, ein Zeichen für Diversitätserhöhung durch Brachlegung.

Ackerbrachen in unmittelbarer Nähe zu naturnahen Trockenrasen (Porphyrgbiet Gimritz NW von Halle) weisen einen noch höheren Anteil an Arten und Rote-Liste-Arten auf als an dem von Trockenrasen weit entfernten Standort in Zöberitz (Abb. 2), so daß die naturschutzrelevante Bedeutung dort noch größer ist.

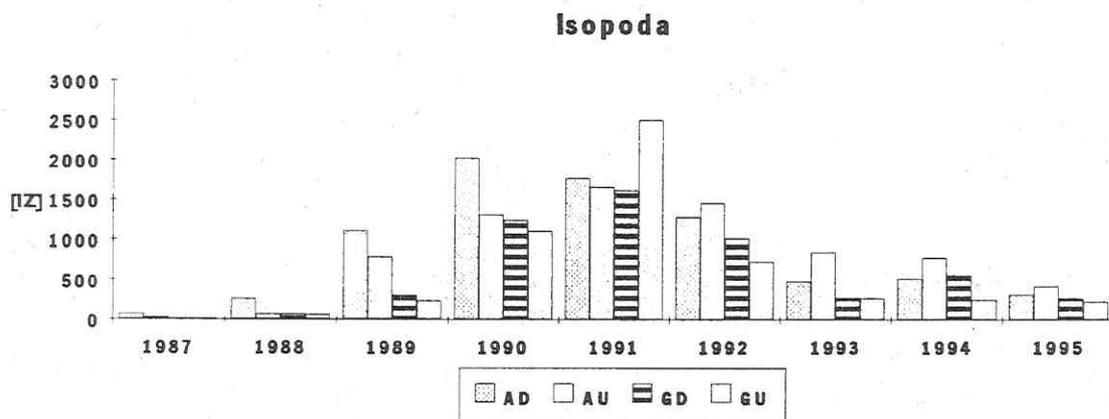
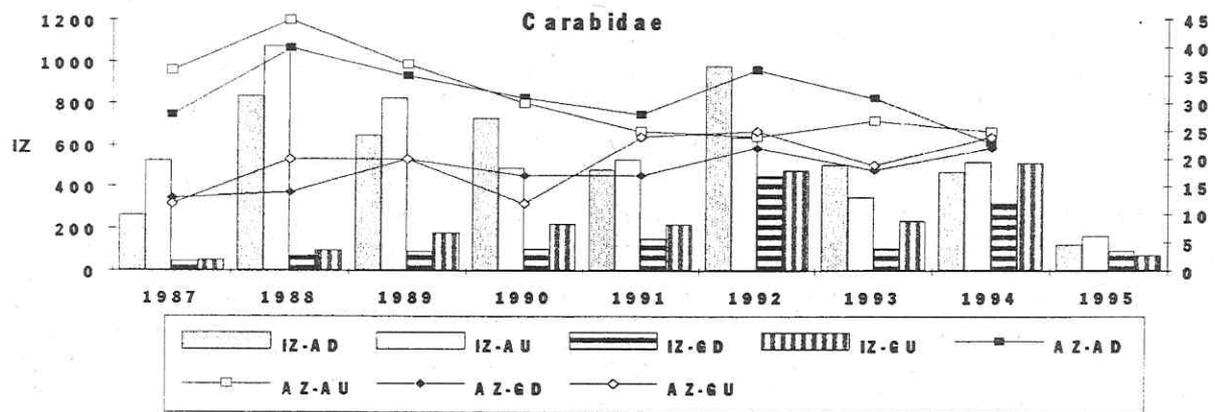


Abb. 1: Individuenzahlen (IZ) und Artenzahlen (AZ) der Carabidae sowie Individuenzahlen der Isopoda im Verlauf einer 9-jährigen Sukzession auf Brachen bei Zöberitz (Halle, Sachsen-Anhalt) (Flächenbez. s. Abb. 2).

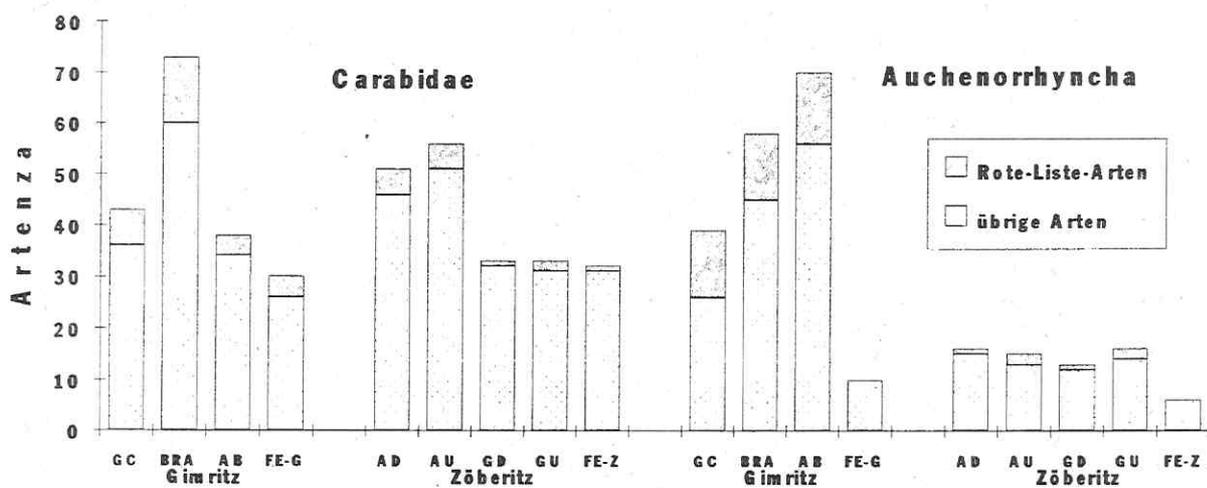


Abb. 2: Vergleich der Artenzahlen sowie der Anzahl der Rote-Liste-Arten (RL Sachsen-Anhalt) der Carabidae und Auchenorrhyncha auf den Kontrollflächen Gimritz und Zöberitz jeweils in den ersten vier Jahren der Sukzession. (GC = Callunetum, Bra = Brache, FE-G = Feld Gimritz, AD = Ackerbrache gedüngt, AU = Ackerbrache ungedüngt, GD = Grünlandbrache gedüngt, GU = Grünlandbrache ungedüngt, FE-Z = Feld Zöberitz)

Die Veränderung der Bodenfeuchte im Zusammenhang mit der spontanen Vegetationsentwicklung auf Brachflächen

A. Trefflich

In Zusammenhang mit dem Brachfallen vieler landwirtschaftlicher Nutzflächen wurde auf einem Sandlöß-Standort im Mitteldeutschen Trockengebiet (östlich von Halle, mittlere jährliche Niederschlagssumme von 475 mm) die Sukzession brachgefallener Grünland- und Ackerflächen untersucht und Veränderungen der Vegetation und ihr Einfluß auf die Bodenfeuchte seit 1987 geprüft.

Die Vegetation änderte sich in Abhängigkeit vom Ausgangszustand (Ackerbrache/Grünland) und Düngungszustand der Fläche bereits ab dem zweiten Brachejahr, ab dem sechsten Jahr dominierten auch auf der Ackerbrache Gräser [Wiesenrispe (*Poa pratensis*) auf der weniger eutrophierten, Quecke (*Elytrigia repens*) und Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) auf der stärker eutrophierten Fläche]:

Den Verlauf der Bodenfeuchte (wöchentliche Messung mittels Neutronensonde) bestimmt außer der Witterung vor allem der Pflanzenbewuchs. So traten bereits im ersten Jahr der Brachlegung deutliche Unterschiede zwischen den Varianten auf (Abb. 1). Die im 5jährigen Mittel zur Verfügung stehenden Bodenwassermengen zeigen, daß insbesondere die Ackerbrachen im Spätsommer das vorhandene Bodenwasser fast vollständig verbrauchen (Tab. 1), die Bodenfeuchte erreichte zeitweise Werte im Bereich des permanenten Welkepunktes.

Unterschiedliche Wasserentzüge der Pflanzen, aber auch unterschiedliche Bodenbefeuchtung infolge von Interzeptionsverlusten werden als Ursachen für differenzierte Bodenwassermengen im Bodenprofil diskutiert. Erste Trendanalysen zu Änderungen des Bodenfeuchte-Regimes unter Brachflächen ergaben unter den vorliegenden Standortbedingungen eine Tendenz zu geringeren Bodenwassergehalten mit zunehmender Dauer der Sukzession.

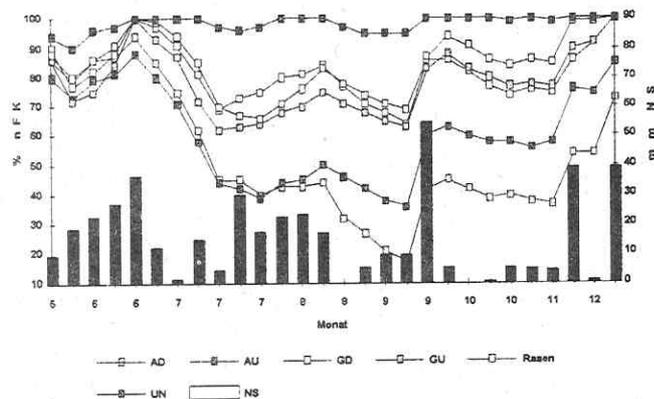


Abb. 1: Bodenfeuchteverlauf unter verschiedenen Brachevarianten in einem 1-m-Bodenprofil im 1. Sukzessionsjahr
 NS - Niederschlag, AD - gedüngte Ackerbrache, AU- ungedüngte Ackerbrache, GD - gedüngte Grünlandbrache, GU - ungedüngte Grünlandbrache, UN - unbewachsener Boden

Tab. 1: Verfügbares Bodenwasser (mm) im Bodenprofil (0-70 cm), 5jähriges Mittel

Monat	Var. AD	Var. AU	Var. GD	Var. GU	Rasen	unbewachsen
März	103	104	108	102	118	118
April	111	111	116	106	123	127
Mai	86	83	93	86	94	117
Juni	36	38	67	58	58	115
Juli	12	18	46	45	37	112
August	1	7	19	19	14	104
September	15	18	26	25	18	108

Untersuchung von Langzeiteffekten des ökologischen Landbaus auf Fauna, Flora und Boden

K.-J. Hülsbergen, Th. Kreuter, Chr. Wittmann und W. Diepenbrock

Im Forschungsprojekt "Untersuchung von Langzeiteffekten des ökologischen Landbaus auf Fauna, Flora und Boden im Ökohof Seeben" werden langfristige Wirkungen der Umstellung von konventionell-intensiver auf ökologisch-extensive Landbewirtschaftung unter den Bedingungen des mitteldeutschen Trockengebietes analysiert. Das interdisziplinäre Forschungsvorhaben wird auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen des am nördlichen Stadtrand von Halle gelegenen, ca. 350 ha landwirtschaftliche Nutzfläche umfassenden Ökohofes Seeben durchgeführt. In einem Beobachtungszeitraum von mindestens fünf Jahren können die Wirkungen der Bewirtschaftungsumstellung innerhalb eines Betriebsterritoriums erfaßt werden. Das Forschungsvorhaben ist als ein "Langzeit-Experiment" aufzufassen, wobei die Anfangsbedingungen vor der Umstellung auf ökologischen Landbau als Referenzzustand dienen.

Im Forschungsprojekt zu bearbeitende Fragestellungen:

- Analyse und Bewertung der Ausgangssituation:** Wie ist der Ausgangszustand von Fauna, Flora und Böden einzuschätzen? In welchem Umfang sind Schäden und Belastungen eingetreten?
- Ökologische Wirkungen der Bewirtschaftungsumstellung:** Welche Wirkungen hat die Bewirtschaftungsumstellung auf Fauna, Flora und Böden? Welche Effekte sind auf den ökologischen Landbau, welche Effekte sind auf eine allgemeine Extensivierung zurückzuführen?
- Definition von Zielzuständen:** Welche Zielzustände von Fauna, Flora und Böden werden angestrebt? In welchen Zeiträumen und unter welchen Voraussetzungen werden sich die gewünschten Veränderungen vollziehen? Welchen Arten kommt eine Indikatorfunktion zu?
- Ableitung und Begründung von Bewirtschaftungsmaßnahmen:** Durch welche Bewirtschaftungsmaßnahmen wird eine Förderung wildlebender Pflanzen und Tiere sowie ein dauerhafter Erhalt der Bodenfruchtbarkeit erreicht?

Mit dem Projekt soll ein Beitrag zum Systemverständnis und zur Optimierung ökologischer Landbewirtschaftung geleistet werden. In drei miteinander vernetzten Teilprojekten werden Wechselwirkungen zwischen der Bewirtschaftung, den Bodeneigenschaften, dem Auftreten von Wildkräutern und der Zoonose untersucht:

Teilprojekt I (Boden)	Teilprojekt II (Fauna)	Teilprojekt III (Flora)
Langzeiteffekte auf Bodenfruchtbarkeit und Bodenleben	Langzeiteffekte auf ausgewählte Vertreter der Agro-Zoozönose	Langzeiteffekte auf die Segetalflora
Standortkennzeichnung Bodenkundl. Profilsprachen Stoff-/Energiebilanzierung Humus-/Nährstoffbilanzierung Bodenchem. Untersuchungen Humus, Nährstoffe, Schwermetalle Bodenphys. Untersuchungen Textur, Gefüge, Bodenwasser und -temperatur Bodenbiol. Untersuchungen Mikrob. Biomasse, Enzyme, Regenwürmer	Untersuchungen zur Klasse Mammalia (Säugetiere) Klasse Aves (Vögel) Klasse Insecta (Kerbtiere) Ordnungen Homoptera (Gleichflügler) Coleoptera (Käfer) Hymenoptera (Hautflügler) Diptera (Zweiflügler) Lepidoptera (Schmetterlinge) Klasse Arachnida (Spinnen)	Vegetationsaufnahmen auf Ackerflächen auf Halbtrockenrasen Bodensamenvorräte Kultivierungsmethode (Naßsiebverfahren) Unkraut-Kartierung Ausdauernde Arten (Luftbilddaufnahmen)

Literatur

DIEPENBROCK, W. UND K.-J. HÜLSBERGEN (HRSG.), 1996: Langzeiteffekte des ökologischen Landbaus auf Fauna, Flora und Boden. Beiträge der wiss. Tagung am 25.04.1996 in Halle/Saale.

Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen auf der Ebene des Landwirtschaftsbetriebes

K.-J. Hülsbergen, St. Biermann, W.-D. Kalk und W. Diepenbrock

1 Problemstellung

Mit Stoff- und Energiebilanzen können Umweltwirkungen der Landwirtschaft analysiert werden. Vorhandene Bilanzierungsmodelle unterscheiden sich hinsichtlich der einbezogenen Stoff- und Energieflüsse, der Bezugsebene, der Datengrundlage sowie der verwendeten Algorithmen. Zur Nutzung der Stoff- und Energiebilanz als Agrar-Umweltindikator ist die Entwicklung von Standardmethoden notwendig.

2 Methoden der Stoff- und Energiebilanzierung

Das Modell REPRO dient der Quantifizierung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben; es beinhaltet Humus-, Nährstoff-, Futter- und Energiebilanzen. Das Modell erlaubt es, Zusammenhänge zwischen der Betriebsstruktur, der Bewirtschaftungsintensität und dem Stoff- und Energiehaushalt zu untersuchen.

Stickstoffbilanzierung

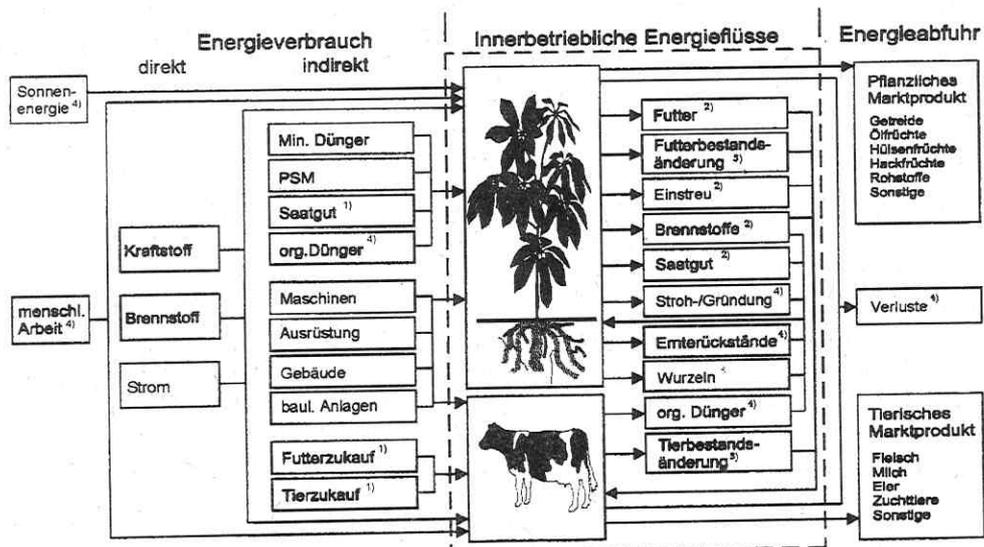
Zur komplexen Beurteilung des betrieblichen Stickstoffhaushaltes wird auf verschiedenen Systemebenen bilanziert. Die *Stallbilanz* gibt Hinweise zur Stickstoffeffizienz der Tierhaltung. In der *Bodenbilanz* werden die dem Boden zu- und abgeführten N-Mengen saldiert. Die *Gesamtbilanz* erfasst alle auf Betriebsebene quantifizierbaren N-Zufuhren und -Abfuhren.

Humusbilanzierung

Im Modell REPRO kommt die Humuseinheiten-Methode zur Anwendung. Die fruchtartenspezifischen Humusbilanzkoeffizienten wurden in Dauerfeldversuchen anhand des C- und N-Haushaltes abgeleitet. Die organischen Dünger werden nach ihrer stofflichen Zusammensetzung bewertet.

Energiebilanzierung

Für die Beurteilung der Landnutzungsintensität ist die *Zufuhr fossiler Energie* geeignet. Die *direkte Energiezufuhr* entspricht dem Energieinhalt der Endenergieträger einschließlich der für die Bereitstellung aufzubringenden Energie, umgerechnet in Primärenergie. Die *indirekte Energiezufuhr* umfasst Primärenergieaufwendungen für Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel, zugekauftes Saat- und Pflanzgut, zugekauftes Futter, zugekaufte Tiere, Maschinen und Ausrüstungen, Gebäude und bauliche Anlagen.



1) Heizwert, nicht als Energiezufuhr sondern als Abzug von der Energieabfuhr bilanziert
 2) Abfuhr im Pflanzenbau umfasst alle vom Feld abgeführten Ernteprodukte
 3) als pflanzliches bzw. tierisches Produkt gewertet
 4) nicht einbezogen

— Systemgrenze Betrieb

3 Bewertung von Stoff- und Energieflüssen

Die Umweltverträglichkeit, Intensität und Nachhaltigkeit der Landbewirtschaftung wird *mit Indikatoren zur Betriebsstruktur, zum Stoff- und Energiehaushalt* bewertet. Für diese Indikatoren wurden anzustrebende Wertebereiche in Dauerfeldversuchen, Praxiserhebungen und Modellkalkulationen standortbezogen abgeleitet.

Literatur

HÜLSBERGEN, K.-J., S. HELDT, S. BIERMANN, W.-D. KALK UND W. DIEPENBROCK (1996): Analyse und Bewertung der Umweltverträglichkeit ausgewählter Betriebe des Saalkreises mit Hilfe des Modells REPRO. In: KNICKEL, K. UND H. PRIEBE (HRSG.): *Praktische Ansätze zur Verwirklichung einer umweltgerechten Landnutzung*. Europ. Hochschulschriften, Reihe XLII, Peter Lang Verlag: Frankfurt/Main, 21-46.

KALK, W.-D. UND K.-J. HÜLSBERGEN (1996): Methodik zur Einbeziehung des indirekten Energieverbrauchs mit Investitionsgütern in Energiebilanzen von Landwirtschaftsbetrieben. *Kühn-Arch.*, 90, 1, 41-56.

Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen auf der Ebene des Landwirtschaftsbetriebes - Modellanwendung im Saalkreis und im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin

St. Biermann, W.-D. Kalk, K.-J. Hülsbergen und S. Heldt

Im Rahmen der Forschungsprojekte *Praktische Ansätze für die Verwirklichung einer umweltgerechten Landnutzung und Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservats Schorfheide-Chorin* wurden landwirtschaftliche Stoff- und Energieflüsse im mitteldeutschen Trockenloßgebiet und im nordostdeutschen Tiefland mit dem Modell REPRO untersucht. Einbezogen wurden konventionelle Betriebe (K) und Betriebe des ökologischen Landbaus (Ö).

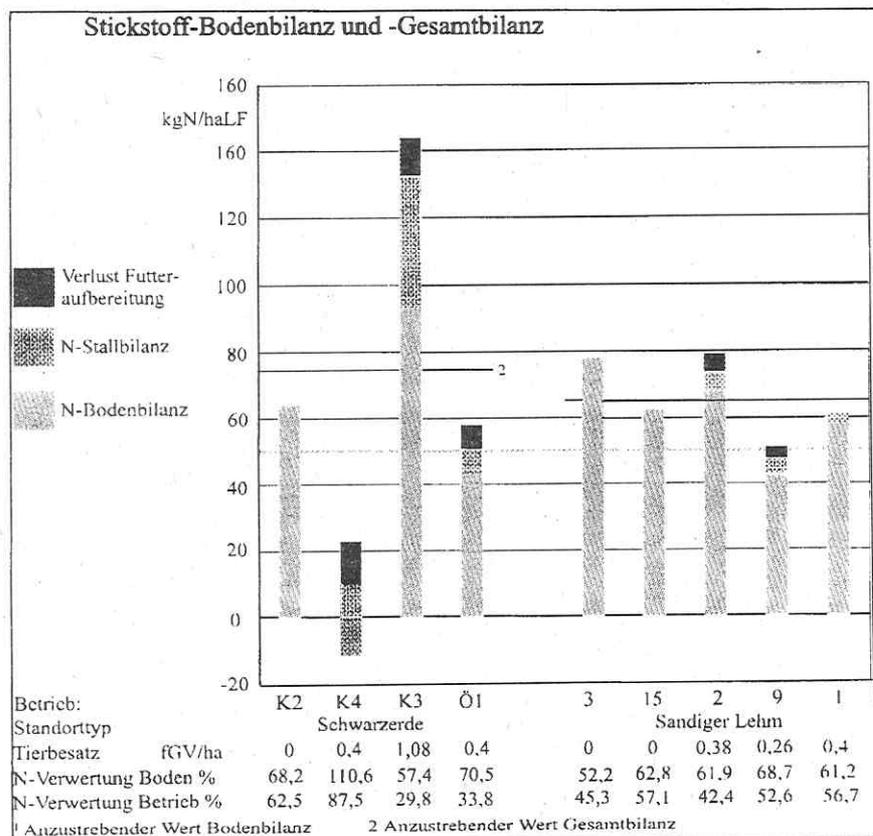
Untersuchungsergebnisse

Betriebsstrukturen

Die drastische Reduzierung der Tierbestände in den neuen Bundesländern führte teilweise zu einseitigen Anbausystemen, zur Vereinfachung der Fruchtfolgen mit hoher Anbaukonzentration einzelner Marktfrüchte. Strukturdefizite können durch moderne Produktionstechniken nur teilweise kompensiert werden, oftmals ergeben sich negative Wirkungen auf den Stoff- und Energiehaushalt.

Stickstoffbilanz

Die Stickstoffflüsse und -salden der Untersuchungsbetriebe liegen teilweise außerhalb der anzustrebenden Wertebereiche (Abb. 1), so daß mit überhöhten N-Verlustpotentialen zu rechnen ist. Unsicherheiten bestehen in der Beurteilung des N-Nachlieferungsvermögens langjährig hochgedüngter Böden.



Energiebilanz

Überschreitungen anzustrebender Wertebereiche zum fossilen Energieverbrauch werden im Pflanzenbau vorrangig durch überhöhte Mineraldüngergaben, durch einen überhöhten Technik- und Gebäudebestand verursacht. Die berechneten Energiebilanzen weisen erhebliche Energie-Einsparmöglichkeiten aus.

Mit steigendem Verbrauch fossiler Energie je Flächeneinheit steigt auch das Umweltbelastungspotential (Verbrauch endlicher Ressourcen, Ausstoß von CO₂ und Schadstoffen).

Ausblick und Forschungsbedarf

Ein allgemein akzeptierter Katalog von Umweltindikatoren liegt bisher nicht vor. Die verwendeten Indikatoren zum Stoff- und Energiehaushalt haben zumeist nur vorläufigen Charakter; sie sind in weiteren Untersuchungen zu präzisieren. Die Indikatoren zeigen Gefährdungspotentiale an. Ob tatsächlich und in welchem Umfang negative Umweltwirkungen auftreten, hängt von vielen Bedingungen ab. Häufig ist erst das Zusammenwirken mehrerer Faktoren umweltrelevant.

Auswirkungen von Bewirtschaftungsauflagen auf landwirtschaftliche Unternehmen im Ballungsraum Leipzig - Halle - Bitterfeld

Th. Schleitz und D. Rost

1 Problemstellung

Eine nachhaltig umweltverträgliche Landbewirtschaftung erfordert für die künftige Bewirtschaftung der offenen Flächen erhebliche Anforderungen an den Materialeinsatz und die Bodennutzung. Die Auswirkungen der regional differenzierten Bewirtschaftungsauflagen sind in ihrer Wirkung auf die einzelbetriebliche Entlohnung der Produktionsfaktoren Boden, Arbeit und Kapital zu kalkulieren.

2 Empirische Untersuchungen

Empirische Untersuchungen haben ergeben, daß sich die wirtschaftliche Lage landwirtschaftlicher Betriebe im Ballungsraum sehr differenziert darstellt. Marktfruchtunternehmen mit einer hohen Flächenausstattung gehören überwiegend zu den erfolgreichen Unternehmen. In der Mehrzahl der Futterbau- und Gemischtbetriebe können die Produktionsfaktoren nicht vollständig entlohnt werden. Eine explorative Erhebung zum Umweltbewußtsein der Landwirte zeigte, daß die Bereitschaft zur Teilnahme an Umweltprogrammen überwiegend vorhanden ist, aber die Landwirte unter den derzeitigen Rahmenbedingungen eher eine abwartende Haltung einnehmen.

3 Umweltauflagen

Die notwendigen Bewirtschaftungsauflagen aus Sicht des Umwelt-, Ressourcen- und Naturschutzes werden im Verbundprojekt durch den Bearbeiter des Projektes „Herleitung von Restriktionen der Landbewirtschaftung für eine nachhaltige Landschaftsentwicklung“ erarbeitet. Darauf aufbauend werden Bewirtschaftungsszenarien formuliert.

4 Planungsrechnungen

In die Planungsrechnungen gehen die Ergebnisse des Betriebsvergleiches, kalkulatorische Kennzahlen und die unterschiedlichen Umweltschutzanforderungen der Bewirtschaftungsszenarien ein. Dabei wird differenziert in unterschiedliche Agrarregionen, Betriebsformen, Rechtsformen und Flächenausstattungen.

5 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Planungsrechnungen zeigen, daß Bewirtschaftungsauflagen allein durch betriebliche Anpassung der Unternehmen meist nicht ausgeglichen werden können. In Unternehmen mit geringer Flächenausstattung bzw. hohem Viehbesatz können selbst bei marginalen Forderungen die Produktionsfaktoren nicht mehr angemessen entlohnt werden. Extreme Forderungen führen ohne Ausgleich in allen Modellbetrieben zur Existenzgefährdung. Bewirtschaftungsauflagen ohne Ausgleich führen zur Verminderung der Tragfähigkeit (Arbeitsplätze in der landwirtschaftlichen Primärproduktion).

6 Resümee

Um den zukünftigen Anforderungen an eine nachhaltig umweltgerechte Landbewirtschaftung gerecht zu werden, ist es erforderlich die derzeitige EU-Agrarreform hinsichtlich folgender Kriterien weiter zu entwickeln:

- Ausgleichszahlungen sind stärker als bisher an regionale Standortbedingungen, von den Produktionsprogrammen unabhängig, unter Beachtung des normativen Arbeitskräftebedarfes, auf der Grundlage der Einhaltung ordnungsgemäßer Landwirtschaft als Einkommensausgleich zu gestalten.
- Grundsätzliche Voraussetzung für den Ausgleichsanpruch sind betriebsspezifische Umweltzertifikate, die nach regionalen Parametern zu erstellen sind.

Insgesamt ist der zukünftige Erfolg der Unternehmen durch den Ausbau der Multifunktionalität (Nahrungsgüterproduktion, Produktion von Industrierohstoffen, Übernahme der Landschaftspflege) unter den Bedingungen stärkerer marktwirtschaftlicher Orientierung zu sichern.

Honorierung des Ressourcenschutzes in landwirtschaftlichen Betrieben in Agrarlandschaften des Ballungsgebietes Leipzig-Halle-Bitterfeld

H. Ahrens und M. Rittershofer

1 Zielstellung

Im Rahmen dieses laufenden Projektes (Projektende: 31.7.1997) werden folgende Fragen untersucht:

1. Welcher Stellenwert kommt im Untersuchungsgebiet bzw. seinen Teilregionen der landwirtschaftlichen Bodennutzung zu, insbesondere im Hinblick auf die Konkurrenz zu anderen (nichtlandwirtschaftlichen) Arten der Bodennutzung?
2. Soweit die landwirtschaftliche Nutzung "zum Zuge kommt", welche (zusätzlichen) Einschränkungen der Wirtschaftsweise landwirtschaftlicher Betriebe erscheinen zum Zwecke des Ressourcenschutzes erforderlich?
3. Inwieweit sollten derartige Bewirtschaftungseinschränkungen finanziell abgegolten werden (Gemeinlastprinzip)?

2 Konkurrenz der Flächennutzung

Ein Vergleich der tatsächlichen Flächennutzung mit der politisch gewünschten zeigt, daß sich die letztere im allgemeinen aufgrund von Marktprozessen oder staatlichen Regulierungen tatsächlich durchsetzt (Beispiel: "städtische" Nutzungen, Rohstoffabbau). Jedoch geschieht eine Umnutzung von Flächen zum Schutz der Umweltressourcen nicht in ausreichendem Umfang, was u.a. an dem geringen Anteil an Landschaftsstrukturelementen, so auch Wald, sichtbar wird.

3 Umwidmung landwirtschaftlich genutzter Flächen in Waldflächen

Bezüglich des zu geringen Waldanteils wurde eine Ursachenanalyse, einschließlich einer umfangreichen Befragung landwirtschaftlicher Betriebe, durchgeführt. Sie zeigt, daß die positiven externen Effekte der Forstnutzung nicht ausreichend internalisiert werden, während die Agrarnutzung durch Subventionierungen eine zu hohe Wettbewerbsfähigkeit erhält. Darüber hinaus bestehen verschiedene bedeutsame, bisher kaum bekannte bzw. beachtete institutionelle Hemmnisse für eine Aufforstung durch landwirtschaftliche Betriebe. Aus dieser Ursachenanalyse wurden Vorschläge für eine Waldmehrung abgeleitet.

4 Leitbild für den Ressourcenschutz in der Landnutzung

Unter den verschiedenen Leitbildern für eine optimale Nutzung der Agrarlandschaft erscheint weder das "Integrationsmodell" noch das "Segregationsmodell" angemessen. Entsprechend dem Konzept der "partiellen Segregation" in Verbindung mit der "Theorie der differenzierten Landnutzung" sollte die Region einerseits ihr aus der hohen Ertragskraft der Böden resultierendes landwirtschaftliches Produktivitätspotential durchaus nutzen, während andererseits die Realisierung eines Mindestressourcenschutzes von umso größerer Dringlichkeit ist.

5 Anforderungen an den Ressourcenschutz in den landwirtschaftlichen Betrieben

Die Nutzung der Produktivitätsvorteile im Bereich der landwirtschaftlichen Produktion zu Lasten anderer Ziele ("Produktion" von Natur, Trinkwasser, usw.) äußert sich gegenwärtig u.a. in einer intensiven Wirtschaftsweise, einer relativ geringen Akzeptanz von Programmen zur Förderung bestimmter ressourcenschonender Aktivitäten landwirtschaftlicher Betriebe sowie einem geringen Umfang von Naturschutz- und Wasserschutzgebieten, wobei im letzteren Falle primär auf den "Import" von unbelastetem Trinkwasser gesetzt wird. Entsprechend dem Konzept der partiellen Segregation ist diese Nutzung des endogenen Entwicklungspotentials der Region grundsätzlich angemessen, da die gesellschaftlichen Kosten

(Ertragseinbußen) ressourcenschonender Aktivitäten auf den landwirtschaftlichen Gunststandorten sehr hoch sind.

Ein allgemein akzeptiertes Konzept für die Festlegung eines Mindest-Ressourcenschutzniveaus in der Landwirtschaft besteht gegenwärtig nicht. Die Analyse des Zustandes der Umweltressourcen im Untersuchungsgebiet und ihrer Gefährdung durch die Landwirtschaft zeigt allerdings einen partiell hohen Handlungsbedarf im Bereich des Erosionsschutzes sowie der Natur- und Landschaftsentwicklung. Schwerpunkte der Analyse sind dabei Maßnahmen der Flurneugliederung und -gestaltung (Schlagverkleinerung, Anlage von Hecken und anderen Landschaftselementen, Renaturierung von Oberflächengewässern). Im Bereich des Grundwasserschutzes wird der Frage nachgegangen, inwieweit wenigstens in Teilgebieten der Untersuchungsregion im Interesse einer regionalen Mindestversorgung mit Trinkwasser zusätzliche Wasserschutzgebiete eingerichtet werden sollten.

6 Honorierung des Ressourcenschutzes in landwirtschaftlichen Betrieben

Zur Frage der Honorierung von Umweltleistungen der landwirtschaftlichen Betriebe läßt sich sagen: Einerseits sollten auch in Zukunft im Untersuchungsgebiet entsprechend dem Konzept der partiellen Segregation bestimmte Umweltleistungen (z.B. Bereitstellung einer attraktiven Landschaft für Zwecke von Freizeit und Erholung) kaum erbracht werden, so daß entsprechende Honorierungen nicht in Frage kommen. Keine Honorierung ist darüber hinaus angebracht bei Umweltleistungen, die aus der Anwendung bestehender Maßnahmen zur Minderung von Stoffeinträgen innerhalb der "guten fachlichen Praxis" resultieren (Beispiel: Düngeverordnung und deren mögliche Weiterentwicklung). Andererseits sind - ausgehend von den gegebenen gesetzlichen Regelungen - gerade die für das Untersuchungsgebiet bedeutsamen Maßnahmen der Flurneugliederung und Landschaftsgestaltung grundsätzlich zu honorieren. Die zu erwartenden, relativ hohen Kosten werden im Rahmen des Forschungsprojektes überschlägig ermittelt.

**Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung
(ZALF)**

Entwicklung und Perspektiven nordostdeutscher Agrarlandschaften

H.-R. Bork

Das ZALF - Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. - wurde als Einrichtung der Blauen Liste auf Empfehlung des Wissenschaftsrates 1992 in Münchenberg gegründet. Aufgabengebiet des ZALF ist die Analyse, Beurteilung und Prognose von Prozessen und ihren Wechselwirkungen in vorwiegend agrarisch genutzten Landschaften des Nordostdeutschen Tieflands. Auf der Grundlage von Kenntnissen funktionaler Zusammenhänge in Ökosystemen werden Konzepte zur Nutzung und Gestaltung von Landschaften bzw. für ihre Sanierung erstellt, wissenschaftlich begleitet und weiterentwickelt.

Nachstehend werden mehrere Beispiele interdisziplinärer Forschungsarbeiten des Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung zu den Entwicklungen und Perspektiven nordostdeutscher Agrarlandschaften summarisch vorgestellt.

1 Vereinigungsbedingter Wandel einer vielfältigen Agrarlandschaft

Nordost-Deutschland ist trotz überwiegend wenig fruchtbarer Böden, ausgedehnter Forst- und Wasserflächen sowie einiger nur extensiv oder ungenutzter Niedermoor- und Auenbereiche in seiner Struktur durch die Landwirtschaft dominiert. Regionale Charakteristika sind dabei eine ausgeprägte, kleinräumige Relief- und Bodendifferenzierung, die Dominanz nährstoffarmer Böden mit geringer Feldkapazität, eine nach Osten zunehmend geringere Jahressumme der Niederschläge bei hoher Klima- und Witterungsvariabilität, ausgedehnte Schläge mit lokal intensiver Bodenverdichtung sowie starke Wind- und Wassererosion und umfassende Meliorationen.

Die Vereinigung Deutschlands, die neben lokal wirksamen Entwicklungen der Siedlungen und Verkehrswege vor allem über agrarische Nutzungsänderungen flächen- bzw. landschaftswirksam ist, löste einen gravierenden Wandel der Gesamtlandschaft aus. Dieser Landschaftswandel geht einher mit an die Flächenbewirtschaftung gebundenen Verschiebungen der Sozial- und Erwerbsstruktur. Die derart im letzten Jahrzehnt besonders stark veränderten Funktionen der Landschaft fordern neben einer ökonomischen Betrachtung auch eine ökologische Neueinschätzung sowie Aussagen zu den Entwicklungsmöglichkeiten, da auch solche kurzfristigen regionalen Veränderungen langfristige und z.T. irreversible Wirkungen haben können.

Der rasche, jeden Vorlaufes ermangelnde Übergang von sozialistischer Planwirtschaft mit der Priorität der Selbstversorgung zur Marktwirtschaft mit starker Steuerung durch Vorgaben der Europäischen Union (Preise, Quoten, Subventionen) traf auf eine von landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften (LPG) und volkseigenen Gütern (VEG) beherrschte Betriebsstruktur, deren äußerliches landschaftsbestimmendes Merkmal sehr große Schläge und industriell gestaltete Großbetriebe mit vorherrschend starrer Trennung der Tier- und Pflanzenproduktion waren.

Unmittelbarer Anpassungsdruck an die Rahmenbedingungen des Marktes der Europäischen Union sowie das Erfordernis der Überführung der Betriebe in marktwirtschaftliche Unternehmensformen (von der Bewirtschaftung bisheriger LPG-Gesamtflächen durch nunmehr eingetragene Genossenschaften bis hin zur einzelbetrieblichen Neueinrichtung) führten zu einem völlig neuen Verteilungsmuster der Betriebe, das sich mit Ausnahme der Nebenerwerbsbetriebe spürbar konsolidiert hat.

2 Ökonomische und ökologische Konsequenzen des Agrarlandschaftswandels

Für die kommenden Jahre tritt zu den Folgen der Vereinigung die seit 1992 geltende, aber erst ab 1996 vollständig umgesetzte EU-Agrarreform, die einen Wechsel von produktbezogener zu flächenbezogener Förderung bedeutet. So wird im pflanzenbaulichen Bereich das Preisniveau für Getreide, Ölsaaten und Eiweißpflanzen dem Weltmarktniveau angeglichen. Als Ausgleich erhalten die Landwirte direkte Beihilfezahlungen in Form von Hektarprämien. Um die aus der EU-Reform langfristig erwartbare Änderung (einschließlich deren denkbarer Spanne) der ökonomischen Situation der Agrarwirtschaft Nordost-Deutschlands und deren sozioökonomische und landschaftsökologische Implikationen zu erschließen, wurde im ZALF das interdisziplinäre Forschungsvorhaben "Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland" bearbeitet.

Diese Untersuchung wurde auf ein ca. 10.000 km² großes Gebiet in Nordost-Deutschland, welches hinsichtlich der Landnutzung, der Bodenverhältnisse und des Klimas für weit größere Räume typisch ist, konzentriert. Eine

über den gesamten Untersuchungsraum zeitlich und qualitativ gleichwertige Datenlage, die sich nur ab der Auflösung nach den 509 Gemeinden des Untersuchungsraumes erreichen ließ, war unverzichtbare Voraussetzung der angestrebten räumlichen Interpretationen.

Statt schwer vertretbarer starrer Prognosen umreißt das Forschungsvorhaben anhand der Szenariotechnik die Spanne denkbarer Entwicklungen. Diese Methodik stützt sich dabei auf aktuelle oder für die unmittelbare Zukunft verbindlich festgesetzte Rahmenbedingungen, wie hier der EU-Agrarreform.

Zunächst wurde die Berechnung zweier vergleichsweise extremer ökonomischer Szenarien zu agrarstrukturellen Auswirkungen der EU-Agrarreform über ein "ökonomisches Regionalmodell" vorgenommen. Dieses Modell berechnete die ökonomische Entwicklung anhand von 105 "Kleinregionsbetrieben". Als Eingabe benötigte das Modell neben Angaben zu Flächenausstattung und Ertragspotentialen u.a. Informationen über Produktpreise, staatliche Beihilfen, Stallplatzkapazitäten und Produktionsquoten, womit die "Ausgangssituation" zu Beginn der EU-Agrarreform erfaßt war.

Die Flexibilität der Betriebe, sich langfristig an die neuen Rahmenbedingungen anzupassen, wurde über die Höhe der Gemeinkosten (Managementkosten, Kosten im Zusammenhang mit der Altschuldenregelung etc.) ausgedrückt (je nach Flexibilität des Betriebes um bis zu 200,-DM/ha variierend). Das ökonomische Regionalmodell errechnet danach die mögliche Spanne der Entwicklung in der Landwirtschaft des Untersuchungsgebietes für eine statisch angenommene Situation ab 1996.

Die Ergebnisse der Hauptszenarien bieten neben vergleichsweise geringen Veränderungen der Tierbestände vor allem Verschiebungen der Anbauverhältnisse im Ackerland (einschließlich der Nutzung bezahlter Flächenstillegung) und der Nutzungsintensität des Grünlandes. Es ergeben sich aber auch z.T. erhebliche Flächen, die unter den angenommenen Rahmenbedingungen keine landwirtschaftliche Nutzung mehr erfahren. Diese "aus der agrarischen Nutzung fallenden Flächen" (bis zu 24% der Agrarfläche) schaffen unmittelbaren gesellschaftlichen Handlungsbedarf.

Um auch bezüglich dieser möglicherweise disponiblen Flächen die Spanne denkbarer Behandlungsweisen zu fassen, wurde eine Aufgliederung der Hauptszenarien durch die Optionen der weitgehenden Aufforstung (Pfad a) bzw. der weitgehenden Offenhaltung (Pfad b), d.h. der Landschaftspflege durch Mahd, angeschlossen.

Der Umfang der Aufforstung innerhalb der verfügbaren Flächen wird abhängig von Klima, Standorteigenschaften sowie gesamtlandschaftlichen Belangen festgelegt. Bei der Option weitgehender Offenhaltung ist dagegen Aufforstung dort eingeschlossen, wo Erosionsschutz, Wasserschutz sowie Naturschutzbelange dies zwingend erscheinen lassen.

So ergeben sich neben der Ausgangssituation vier Endvarianten mit festgelegter Nutzung aller Flächenelemente:

Szenario I	(hohe Anpassungsfähigkeit der landwirtschaftlichen Betriebe)	Pfad a (vorrangig Aufforstung) Pfad b (vorrangig Offenhaltung)
Szenario II	(geringe Anpassungsfähigkeit der landwirtschaftlichen Betriebe)	Pfad a (vorrangig Aufforstung) Pfad b (vorrangig Offenhaltung)

Eine Berechnung und Darstellung der im Gemeindemaßstab räumlich differenzierten ökologischen und sozioökonomischen Situation wurde über folgende hochintegrative Parameter ("Landschaftsindikatoren"), die aber zugleich auch eine konventionelle disziplinäre Landschaftsbeurteilung ermöglichen, vorgenommen:

Wasser-, Stoff- und Energieflüsse

- Landschaftsindikator Klimatische Wasserbilanz
- Landschaftsindikator Stickstoffaustrag
- Landschaftsindikator Kohlenstoff, untergliedert in Kohlenstoff in der Biosphäre und Humus
- Landschaftsindikator Bodenerosion (Wasser- und Winderosion)
- Landschaftsindikator Energie

Naturraum- und Biotopausstattung

- Landschaftsindikator Naturräumliche Vielfalt
- Landschaftsindikator Vielfalt der Flächennutzung
- Landschaftsindikator Naturnähe der Flächennutzung

Sozioökonomische Verhältnisse

- Landschaftsindikator Arbeitskräfte in der Landwirtschaft

Über individuelle, auf die gemeinsame Datenbasis zugreifende Modellierungen wurden zu jedem Landschaftsindikator für die Ausgangssituation und die vier Szenarien Ergebnisse mit gemeindescharfer Auflösung berechnet und interpretiert.

Um die Bandbreite der Wirkungsrichtungen aufzuzeigen, werden zwei Kreise des Untersuchungsgebietes, die deutlich unterschiedliche Entwicklungstrends in den Szenarien zeigen, vorgestellt.

Im Kreis Strasburg wird aufgrund der günstigen Standortbedingungen kein Ackerland aus der Nutzung fallen, nur die Grünlandfläche wird um 4.500 ha (100%) reduziert; dementsprechend stehen nur geringe Flächenanteile für die Aufforstung bzw. für eine vorrangige Offenhaltung zur Verfügung. Weiterhin werden bei einer Umwandlung des Grünlandes in der Regel geringere ökologische Effekte erzielt, als bei der Umwandlung von Ackerland. Im Kreis Strausberg wird hingegen die Ackerfläche um 19.700 ha (60%) und die Grünlandfläche um 3.000 ha (80%) reduziert, so daß hier eine deutlichere Reaktion der Landschaftsindikatoren zu erwarten war. Summarisch lassen sich daraus folgende Tendenzen ableiten:

- Die Flächenfreisetzung von Ackerland wird unter den vorgegebenen Szenariobedingungen im Kreis Strausberg einen erheblichen Umfang erreichen.
- Der Einfluß der Flächenfreisetzung auf den Rückgang an Arbeitsplätzen gestaltet sich nur marginal. In Strasburg werden 50%, in Strausberg 62% der Arbeitsplätze in der Landwirtschaft abgebaut, was in absoluten Zahlen in beiden Kreisen 500 Beschäftigten entspricht.
- Die erhebliche Reduzierung des N-Austrags im Kreis Strausberg weist auf den Zusammenhang zwischen der ackerbaulichen Nutzung und der Gefahr der Nitratverlagerung in tiefere Bodenschichten hin.
- Die Grundwasserneubildung wird im wesentlichen durch den Umfang der verschiedenen Nutzungsarten bestimmt. Die Variante der Umnutzung freigesetzter landwirtschaftlicher Flächen nimmt in beiden Kreisen bei vorrangiger Offenhaltung (Szenario IIb) nur marginal Einfluß auf den Landschaftswasserhaushalt. Erst der hohe Aufforstungsanteil von 30% der Kreisfläche führt in Strausberg zu einer Verringerung der Grundwasserspense um 18%.
- Das Ausmaß der Erosion durch Wasser bzw. Wind wird in allen untersuchten Szenarien aufgrund der längeren Bodenbedeckung durch die bezahlte Stilllegung, die Begrünung im Rahmen der vorrangigen Offenhaltung der Landschaft, durch Pflegemaßnahmen und die Aufforstung deutlich reduziert.
- Der Einfluß der Flächenfreisetzung auf die CO₂-Fixierung in Form von Humus und im Biomasseaufwuchs sowie dessen Veratmung ist marginal. Erst umfangreiche Aufforstungen wie im Kreis Strausberg führen zu einer positiven CO₂-Fixierung.
- Die Energiemenge, die in pflanzlicher Biomasse gebunden wird, ist eng korreliert mit dem Umfang der Stilllegung oder Umnutzung zu Landschaftspflege- oder Aufforstungsflächen. Die hohe Produktivität landwirtschaftlicher Kulturen kann in den verschiedenen Brachevarianten nicht erreicht werden. Der vorliegende methodische Ansatz führt nur in Pfad IIa mit der vorrangigen Aufforstung zu einer Überkompensation der Energiebilanz bei der Aufgabe der landwirtschaftlichen Erzeugung.
- Zur Analyse der Naturraum- und Biotopausstattung wurden die Diversität der Hauptnutzungstypen und der Ackernutzung, die Ackerrand- und Waldrandhabitats sowie die Naturnähe der landwirtschaftlichen Nutzflächen bilanziert. Szenario II differenziert in Abhängigkeit von dem Umfang der Flächenfreisetzung hinsichtlich der Diversität der Hauptnutzungstypen. Ein hoher Anteil an Aufforstung führt zu einer deutlichen Einschränkung des Abwechslungsreichtums der Landschaft im Kreis Strausberg. Den gegenteiligen Effekt weist die vorrangige Offenhaltung auf, die durch die Einführung von Landschaftspflegeflächen für eine Diversifizierung der ackerbaulich geprägten Regionen führt. Mit einer hohen Freisetzung an Ackerflächen ist im Kreis Strausberg eine erhebliche Reduzierung der Diversität der Ackernutzung und der Ackerrandhabitats verbunden. Die Zunahme an Waldrandhabitats steht im direkten Zusammenhang mit den Aufforstungsanteilen in Szenario IIa. Die Naturnähe der Ackernutzung wird grundsätzlich erhöht und steht damit im Gegensatz zu der Diversität der Ackernutzung, die eine Einschränkung erfährt. Dieser Widerspruch ist durch die Flächenanteile beider Parameter aufzulösen. Die geringere Anzahl an Ackerkulturen und Konzentration des Anbaus auf ertragreichere Standorte wird durch die relativ hohen Flächenanteile der bezahlten Stilllegung überkompensiert.

Die Auswahl unterschiedlichster Landschaftsindikatoren, wie sie der vorliegenden Studie modellhaft vorgenommen wurde, ermöglicht eine Zusammenstellung der für die verschiedenen Fachfragen benötigten Zielparameter. An dem aufgezeigten Beispiel wird transparent, daß so unterschiedliche Indikatoren wie der Arbeitskräftebedarf in der Landwirtschaft, Qualität und Menge von Wasser, Bodenfruchtbarkeit, klimarelevante CO₂-Bindung und Energiegewinnung aus pflanzlicher Biomasse, landschaftlicher Abwechslungsreichtum und Habitatausstattung der Biozöosen in ihren Wechselwirkungen eingeschätzt und im Kontext mit gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen als Einzelfaktoren oder gebündelt für spezifische Fragestellungen genutzt werden können.

3 Nährstoffbilanzen

Zur Validierung bzw. Ergänzung solcher flächendeckenden Analysen möglicher Entwicklungen mit regionaler Differenzierung ökonomischer und ökologischer Sensibilitäten der Gesamtlandschaft sind experimentelle Untersuchungen zu einzelnen Landschaftsparametern unerlässlich.

In diesem Sinne hat ein jüngst abgeschlossenes Projekt des ZALF zur Nährstoffsituation in Ost-Brandenburg Ergebnisse von überregionalem Interesse geliefert. Nährstoffüberschüsse aus Leguminosenanbau, Feldfrüchten mit hohem N-Düngungsbedarf und aus der Viehhaltung sind nicht vollständig vermeidbar, können aber - nicht zuletzt auch durch Geschick und Fachkenntnisse des Betriebsleiters - stark beeinflusst werden. Der Druck zur Reduzierung erwächst aus der Kontaminationsgefahr des Grundwassers (über das Sickerwasser), die Klimawirkung gasförmiger Verluste (Ozonabbau durch N_2O) sowie die Eutrophierung angrenzender Ökosysteme (über die Gasphase oder - besonders bei Phosphat - unmittelbar über erosive Bodenverlagerung).

Die Reduzierung der Nährstoffausträge auf ein vertretbares Maß, etwa von 50 kg N/ha und Jahr, wie von den Verbänden des Agrar- und Wasserfaches auf einer Arbeitstagung im Jahre 1993 vorgeschlagen, ist eine Schlüsselposition beim drängenden Übergang zu einer dauerhaft umweltgerechten Wirtschaftsweise.

In dem genannten Projekt wurden in Ostbrandenburg über die Jahre 1993 bis 1995, also ab einer partiellen Konsolidierung der neuen Rahmenbedingungen, großflächige (62.000 ha landwirtschaftliche Nutzfläche), aber dennoch parzellenscharfe (1714 untersuchte Schläge) Nährstoffbilanzierungen auf Betriebsebene (71 Betriebe) vorgenommen. Mit einem Nährstoffüberschuß von durchschnittlich 48 kg N sowie 8 kg Phosphat pro ha und Jahr erfüllt die untersuchte Region bereits heute die angestrebten, beispielhaften Umweltstandards. Die Ursachen liegen im günstigen Zusammenwirken naturräumlicher und sozioökonomischer Faktoren. Die ungünstigen Standortbedingungen Nordost-Brandenburgs lassen unter heutigen Rahmenbedingungen nur eine wenig intensive Bewirtschaftung zu. Dennoch ist durch die tradierte außergewöhnlich große Betriebsfläche und den hohen Kenntnis- und Ausbildungsstand der meisten Betriebsleiter eine wirtschaftliche Tragfähigkeit gewährleistet. Dieser Umstand ist umso bedeutender, als nach einer Halbierung der Tierzahlen im Zeitraum von 1989 bis 1992 zwar eine geringfügige Erhöhung, nicht jedoch eine Rückführung des Tierbesatzes auf die Werte des Jahres 1989 zur Diskussion steht.

Das vorgestellte Resultat von Überschüssen unter 50 kg zeigt, daß aus extern erzwungenen, zunächst ungünstig bewerteten Änderungen auch auf ungünstigen Standorten neue, tragfähige Konzepte entwickelt werden können, die einen ersten Schritt zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung bedeuten.

4 Strukturelemente

Ein weiteres Beispiel illustriert zusätzlich die Vielschichtigkeit ökosystemarer Bewertung: Die aus den LPG-Strukturen weitgehend übernommenen, extrem großen Schläge (bis 200 ha) mit weniger als 1% Feldgehölzen und unter 5% Randstrukturen innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzfläche lassen nach bisherigem Kenntnisstand nur ungünstige Wirkungen hinsichtlich ihres Biotoppotentials und ihrer Artenvielfalt erwarten; 5-20% entsprechender Strukturen mit hinreichender Vernetzung gelten als erstrebenswert.

Detaillierte Erhebungen zeigen aber neben der Negativwirkung (der Feldhase tritt mit abnehmendem Flächenanteil der Strukturelemente entsprechend seltener auf) überraschende Positiveffekte, die sich aus der Weiträumigkeit der Großflächenstrukturen und zugleich geringen Nährstoffgaben und einem zurückhaltenden Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ergeben. Strukturelemente nehmen z.T. singulär größere Ausdehnungen an als dies in kleinstrukturierten Agrarlandschaften möglich wäre. Die damit möglich werdenden Komplexstrukturen haben ungeachtet ihrer inselhaften Verbreitung ausgezeichnete Trittsteinfunktionen. Eine Erhöhung des Flächenanteils an Strukturelementen sollte demzufolge partiell als Vergrößerung (anstelle einer zahlenmäßigen Vermehrung) umgesetzt werden, wobei trotz großen ökologischen Effektes wenig Konflikte zur bisherigen Flächenbewirtschaftung auftreten (Abb. 1 und 2). Das mit den großen Schlägen einhergehende weitmaschige Wegenetz bewirkt darüber hinaus ein offenbar auf die Lebensraumqualität hochwirksames geringes Störungspotential. Zusammenwirkend mit der natürlichen Heterogenität bevorteilen die großräumigen Agrarstrukturen viele typische Feldarten Brandenburgs. Feldlerche, am Boden lebende Insekten, Spinnen und Laufkäfer werden in hoher Arten- und Individuendichte bis in die Zentren der großen Schlägen angetroffen.

5 Langfristige Landschaftsentwicklung

Um längerfristige Szenarien zur möglichen zukünftigen Landschaftsentwicklung einschätzen zu können, werden am ZALF Untersuchungen zur Landnutzungsgeschichte vorgenommen. Aus den Beeinflussungen des oberflächennahen Untergrundes (Substratverbreitung sowie Entwicklungs- und Degradationsstufen der

Bodenprofile) lassen sich in mehrfacher Rückkopplung wechselnde Standort- und Nutzungszustände ableiten. Alle Hinweise deuten auf phasenweise Übernutzung der geringwertigen Böden mit anschließender, durch Erosionsprozesse erzwungener partieller Rekonstitution des Standortes hinsichtlich agrarischer Nutzung. Die phasenübergreifende Intensivierung äußert sich in der Nachkriegszeit mit einer sprunghaften Zunahme der Abtragung in bisher beispiellose Größenordnungen, denen mit bisherigen Managementpraktiken selbst mittelfristig nicht wirksam begegnet werden kann.

So wurden die Bodenabtragsbilanzen für ein kleines Einzugsgebiet im südlichen Vorpommern über detaillierte Boden-Sedimentanalysen rekonstruiert. Der Umfang von prähistorischer, mittelalterlich-neuzeitlicher zu jüngster Bodenerosion (seit 1935) verhält sich wie 1 : 2 : 13.

Die vorgestellten Untersuchungen des ZALF belegen, daß Landschaftsstruktur und Landschaftsnutzung in Abhängigkeit vom Schutzgut (Boden, Wasser, Atmosphäre, Lebewesen) sehr verschiedenartig zu bewerten und völlig neuartige integrative Konzepte für eine dauerhaft-umweltgerechte und sozial verträgliche Landschaftsnutzung zu entwickeln sind.

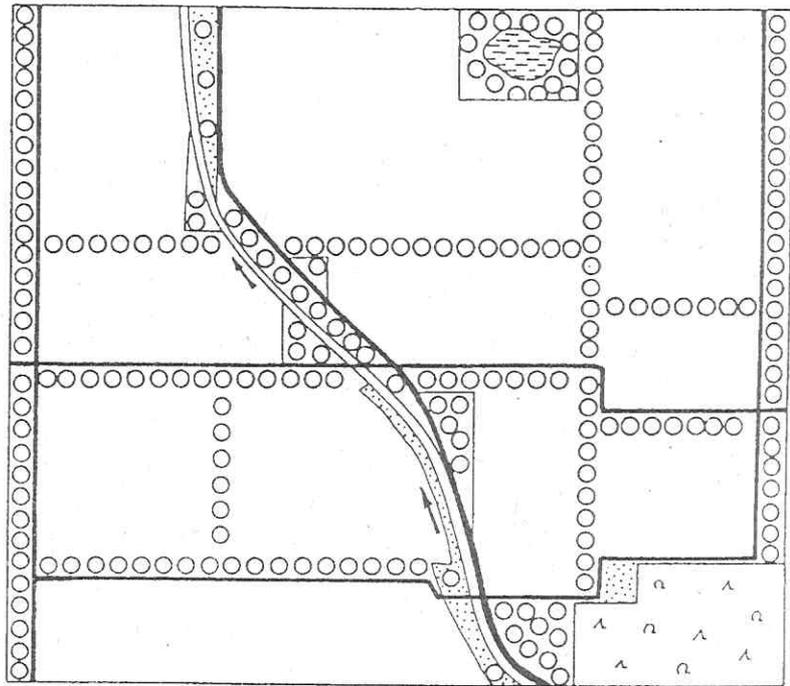
Literatur

BORK, H.-R. (HRSG.) (1996): Jahresbericht 1995. Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg, 213 S.

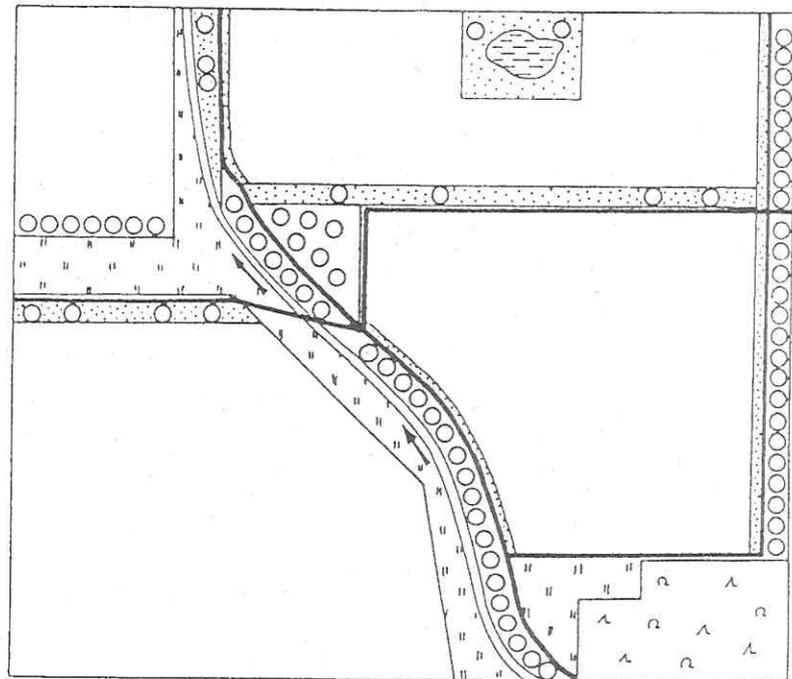
BORK, H.-R., C. DALCHOW, H. KÄCHELE, H.-P. PIORR UND K.-O. WENKEL (1995): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. Ernst & Sohn: Berlin, 418 S.

KRETSCHMER, H., H. PFEFFER, J. HOFFMANN, G. SCHRÖDL UND I. FUX (1995): Studie zu Strukturelementen in ausgeräumten Agrarlandschaften Ostdeutschlands. ZALF-Bericht Nr. 19, Müncheberg, 233 S.

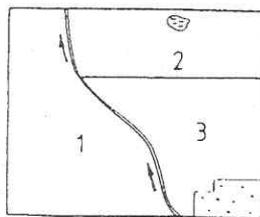
Modell 1
Engmaschige
Netzstruktur



Modell 2
Großmaschige
Netzstruktur



0 100 200 300 400 500 m



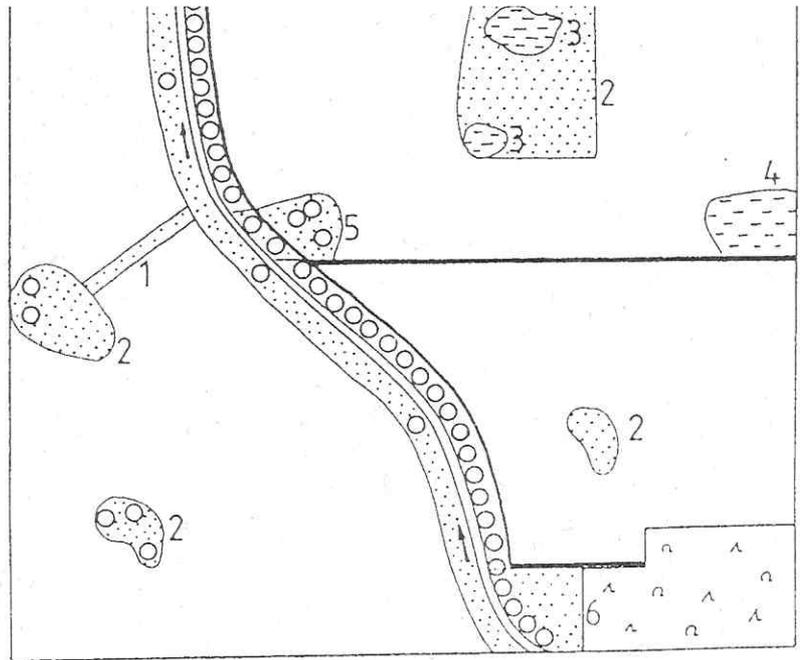
Ausgangszustand
(3 große Ackerschläge)

Λ Ω	Wald
○○○	Gehölzstreifen/fläche
○●○	Gehölzstreifen/fläche
●●●	Gras- und Krautsäume
	extensives Grünland
~~~~~	Standgewässer
———	Fließgewässer
———	Wege

Abb. 1: Grundvariante 1 und 2 zur Neugliederung ausgeräumter Agrarlandschaften

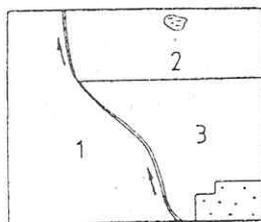
aus: Kretschmer et al. (1995): 143

Modell 3  
Schlaginterne  
Segregation



1 Erosionsrinne, 2 trockene Kuppe, 3 Soll, 4 feuchte Senke,  
5 Quellbereich, 6 Sanderfläche

Modell 4  
Schlagexterne  
Segregation



Ausgangszustand  
(3 große Ackerschläge)

Λ Ω	Wald
○○○	Gehölzstreifen/fläche
○●○	Gehölzstreustreifen/fläche
●●●	Gras- und Krautsäume
" " "	extensives Grünland
— — —	Standgewässer
— — —	Fließgewässer
— — —	Wege

Abb. 2: Grundvariante 3 und 4 zur Neugliederung ausgeräumter Agrarlandschaften

aus: Kretschmer et al. (1995): 144

## Anwendung von Neuro-Fuzzy-Technologien zur Analyse der Habitatqualität ausgewählter Ziel- und Leitarten

R. Wieland, A. Schultz, G. Lutze und J. Kiesel

Im Kontext globaler klimatischer und lokaler Änderungen in der Landnutzung spielen Modelle zur Bewertung der Güte von Landschaften eine zunehmende Rolle. Besonders interessant werden sie durch die Einbeziehung biotischer Komponenten als Basisgröße, da das Vorkommen typischer biotischer Komponenten ein wichtiger Indikator intakter Landschaften ist. Das dazu notwendige Expertenwissen basiert auf Fachwissen von Biologen, das ergänzt wird durch experimentelle Untersuchungen vor Ort. Als Methode der Modellierung kommt ein kombinierter Einsatz von Neuronalen Netzen und von Fuzzy-Systemen zum tragen. Die Ergebnisse können als colorierte Karten ausgegeben werden. Im sogenannten Expertensystemmodus ist eine interaktive Simulation verschiedener Szenarien möglich.

Bei dieser Modellierung geht es darum, verschiedene Faktoren, die die Güte eines Habitats beeinflussen, zu erfassen und ihre Wirkung auf die Habitatgüte herzuleiten. Aus dieser allgemeinen Aufgabe lassen sich eine Reihe abgeleiteter Fragestellungen beantworten:

- Wie hoch ist die aktuelle Güte?
- Wie hoch ist die Güte bei einer anderen Konstellation?
- Wie wirken Änderungen einer Einflußgröße?
- Lassen sich Verschlechterungen durch Änderungen anderer Einflußgrößen kompensieren?

Zur Beantwortung dieser und ähnlicher Fragestellungen wurden Modelle für die Habitatgüte der Schleiereule *Tyto alba*, der Rotbauchunke *Bombina bombina* und des Kranichs *Grus grus* entwickelt.

Eine für die Wahl der Modellierungsmethode wichtige Eigenschaft bildet die Schärfe des zur Verfügung stehenden Wissens. Häufig liegt biologisches Wissen als eine umfassende Sammlung von Daten vor, konkretes Wissen in Form von Abhängigkeiten, Gleichungen oder auch Regelwissen fällt nicht in den Bereich biologischer Untersuchungen. Vor dem Modellierer steht daher die Aufgabe, geeignete Modellierungsverfahren zu wählen, die es erlauben das vorliegende Fachwissen für die Modellierung zu nutzen. Hier werden verstärkt Methoden der künstlichen Intelligenz (KI) diskutiert, zu denen neben Expertensystemen auch Neuronale Netze und Fuzzy-Systeme zu zählen sind.

Fuzzy-Systeme, wie sie in der Industrie erfolgreich eingesetzt werden, haben bei der Modellierung biotischer Komponenten einige Nachteile. Hierzu zählen z.B., daß geeignete Adaptionalgorithmen, die für eine Anpassung an neue Erkenntnisse oder an veränderte Räume notwendig sind, häufig fehlen. Neuronale Netze, denen die Adaptierbarkeit durch ihre Lernfähigkeit inhärent ist, haben bezüglich der Darstellung von Wissen durch ihr 'Black-Box-Verhalten' Nachteile. Ungünstig bei Neuronalen Netzen ist weiterhin, daß sie nicht in der Lage sind, auf biotische sensible Bereiche auch genügend sensibel zu reagieren. Das machte es erforderlich, sowohl für die Netze, als auch für die Fuzzy-Systeme die bekannten Algorithmen zu verändern bzw. neu zu entwickeln. So wurde u.a. ein adaptiver Fuzzyalgorithmus entwickelt, der durch ein Radial-Basis-Funktion-Neuronen-Netz simuliert wird. Im Ergebnis der Projektlaufzeit wurde ein Methodenpotential entwickelt, das es ermöglicht, ausgehend von einfachen Verfahren schrittweise zu komplexeren überzugehen. Mittels dieses Potentials ist es möglich, Aufgabenstellungen zu bearbeiten, die über die ursprüngliche Habitatmodellierung weit hinausgehen. So wurde u.a. ein Sukzessionsmodell für Pflanzen entwickelt, das auf mögliche Klimaänderung anspricht.



## Anwendung von Neuro - Fuzzy - Technologien zur Analyse der Habitatqualität ausgewählter Ziel- und Leitarten

### Problemstellung Habitatmodellierung

ZIELE

- Beurteilung der Güte eines Habitats

FRAGEN

- Wie ändert sich die Güte bei veränderter Landnutzung?
- Wie wirken anthropogene Eingriffe in der Landschaft?

WISSEN

- biologisches Fachwissen
- aktuelle Beobachtungen im Untersuchungsgebiet
- strukturelles Wissen im GIS erfasst

WERKZEUGE

- Fuzzy - Neurotechnologie
- Neuro - Fuzzy - Modell unter Nutzung lernfähiger Neuronaler Netze
- Funktionalität des GIS

AUSGABE

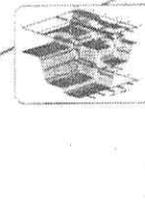
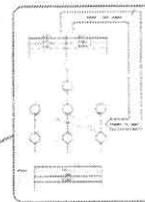
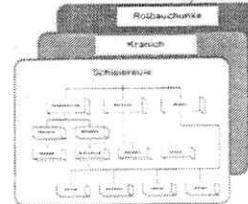
- colorierte Karten
- Gütefunktionswert eines Gebietes



### Biologisches Fachwissen

bewertete Werte der Gütefkt.	
B	Nahrungserlösgen -- gut
UND	Forschungserlösgen -- gut
AND	Gefahr -- gering
OR	Schönheitswerts -- gut

Werte in Form von Ebenen	
sehr gut	> 1.0
gut	> 0.8
mittel	> 0.6
schlecht	> 0.4
sehr schlecht	< 0.4



### Untersuchungsraum Schorfheide / Chorin



### Grundlagen der Neuro - Fuzzy - Modellierung

Modellierung basiert auf einer direkten Abbildung des Wissens in mathematische Strukturen

Anwendungsbereiche

Allgemeine Anwendungen

- Übernahme unscharfen Wissens.
- Die Strukturen werden trainiert, nicht programmiert - Neuronale Netze.
- Sie sind an aktuelle Forschungsergebnisse leicht adaptierbar
- Mittels GIS sind große Flächen bearbeitbar

- Untersuchung anthropogener Einflüsse.
- Untersuchung verschiedener Landnutzungsformen.
- Abgrenzung der Wirkung verschiedener Einflußfaktoren untereinander.
- Abgrenzung zu anderen Einflußfaktoren.

- Ausdehnung auf andere biotische Objekte (auch Pflanzen) ist möglich.
- Anwendung auf andere Gebiete ist unkompliziert.

# Entwicklung, Bedeutung und Anwendung eines Maßnahmenkataloges

R. Roth, A. Werner, A. Meyer-Aurich und P. Zander

## 1 Problem- und Aufgabenstellung

Etwa die Hälfte der Landesfläche der Bundesrepublik Deutschland wird landwirtschaftlich genutzt. Bemühungen um Pflege, Erhaltung und Entwicklung von Kulturlandschaften setzen die Fortführung der Nutzung voraus. Durch Nutzung werden jedoch unterschiedliche Sensibilitäten und Potentiale berührt, beeinflusst, aber auch z. T. völlig neu geschaffen. Durch die Nutzung von heute übernimmt der Landwirt die Verantwortung für "Morgen". Deshalb muß Landnutzung nicht nur ökonomischen, sondern auch ökologischen Zielsetzungen gerecht werden. Mit der Vorlage eines Maßnahmenkataloges soll eine sachgerechte Reaktion zur Sicherung verschiedenartiger Umweltqualitätsziele entsprechend eines konkreten Bedarfes unterstützt werden.

## 2 Gliederung und Inhalt des Kataloges

Der Katalog umfaßt die Schutzgüter Boden, Klima, Luft, Wasser, Spezielle Biotoptypen, Fauna, Pflanzengesellschaften, Funktionsgefüge, Landschaftsbild und Mensch. Für jedes Schutzgut werden Strategien bzw. Maßnahmen zur Sicherung in Tabellenform dargestellt. Die Auswahl zielführender Maßnahmen wird durch ihre Zusammenstellung nach drei Wirkungsbereichen: Schlag, Betrieb und Landschaftsausschnitt (-Struktur) unterstützt. Voraussetzung für die Auswahl einer bestimmten Maßnahme ist die Aufnahme der aktuellen Situation und ein anschließender Soll-Ist-Vergleich. Die ausgewählte Maßnahme ist nachfolgend den jeweiligen konkreten Bedingungen im vorgesehenen Anwendungsraum (Schlag, Betrieb, Landschaftsausschnitt) anzupassen.

## 3 Praktische Anwendung

Abhängig vom Ergebnis des Soll-Ist-Vergleiches können je nach Bedarf aus einem Spektrum von Einzelmaßnahmen bis zur Kombination unterschiedlicher Teilschritte erforderliche strategische und taktische Maßnahmen abgeleitet, projektiert und ausgeführt werden. Beispielhaft soll diese Möglichkeit am Problem des Bodenschutzes vor Erosion gezeigt werden. Um Bodenabtrag durch Wasser und Wind zielsichernd einzuschränken sind als Einzelmaßnahme oder Teil einer Kombination denkbar: die Überprüfung der Flureinteilung in Felder nach Größe und Hauptbearbeitungsrichtung, die Fruchtartenzahl, ihr Anbauumfang und ihre Auswahl, die Überprüfung und Anpassung der Anbauverfahren; die teilweise oder ganzflächige Umstellung der Landnutzung (z.B. die Umwandlung von Ackerland in Grünland) und/oder die Anpflanzung von Flurgehölzen. Das Beispiel macht deutlich, daß auf beliebige Kombinationen von Ist-Situationen, Ergebnissen von Soll-Ist-Vergleichen bzw. unterschiedlichen Zielstellungen angemessen reagiert werden kann. Damit trägt der Maßnahmenkatalog zur Sicherung von Umweltqualitätszielen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen wirksam bei.

Diese Arbeit wurde gefördert durch das BMBF und die DBU.

# Kompromißfindung in einer Landschaft zwischen den Zielen der Landwirtschaft und des Naturschutzes mit Hilfe interaktiver Mehrzieloptimierung

P. Zander

## 1 Einleitung

Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung einer Methodik, die zur Lösung von Konflikten zwischen Landwirtschaft und Umwelt- und Naturschutz beiträgt. Der Ansatz geht davon aus, daß mehr Transparenz bezüglich der Interdependenzen der tatsächlich erreichbaren Umwelt- und Naturschutzziele und der landwirtschaftlichen Landnutzung notwendig und möglich ist. Die komplexen Wechselwirkungen zwischen ökologischen Parametern und den betrieblichen Entscheidungen der Landwirte werden mit Hilfe eines hierarchisch gekoppelten Modellsystems abgebildet. Dieses modifiziert die Standardanbauverfahren im Hinblick auf die Standorte und bewertet die Verfahren bezüglich ökonomischer und ökologischer Kennzahlen (MEYER-AURICH et al. UND ROTH et al. siehe Beiträge in diesem Band). Diese Anbauverfahren weisen eine große Varianz in Kombinationen von unterschiedlichen Zielerreichungsgraden auf. Für viele Umwelt- und Naturschutzziele können die vorhandenen naturräumlichen Variationen genutzt werden, um die günstigsten Standorte für hohe Gesamtzielerreichungsgrade in allen Zielen zu bestimmen. Im übrigen wählen Landwirte ihre Anbauverfahren immer nur unter Berücksichtigung der betrieblichen Ressourcen und der sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen aus. Deshalb werden diese Verfahren mit ihren technischen und ökonomischen Koeffizienten einem betrieblichen Mehrzieloptimierungsmodell zur Verfügung gestellt. Das Ergebnis der Modellrechnungen präsentiert sich in Form von Trade-off Funktionen, die für einen oder mehrere Betriebe den Nutzen bzw. die Kosten eines Ziels in Abhängigkeit von dem Zielerreichungsgrad eines anderen Ziels darstellen. Darüber hinaus bietet das Modellsystem die Möglichkeit, in Szenariorechnungen die Auswirkungen unterschiedlicher Rahmenbedingungen auf Umwelt- und Naturschutzziele zu untersuchen.

## 2 Das Optimierungsmodell

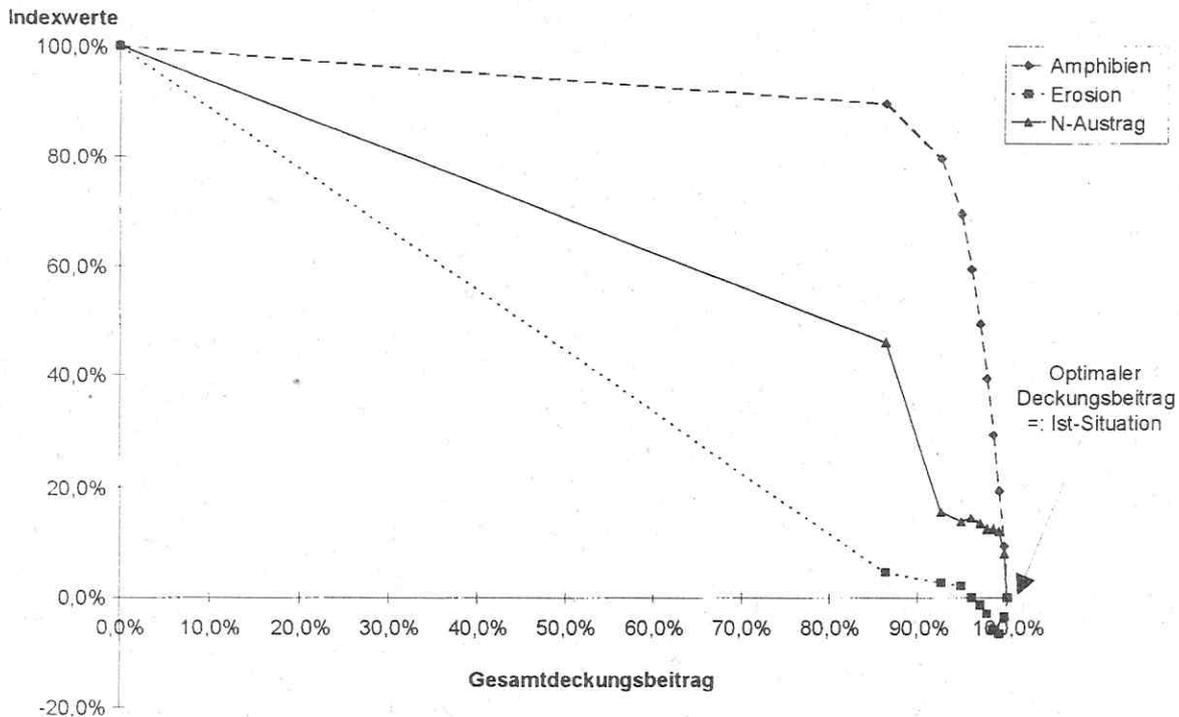
Das betriebliche Optimierungsmodell ist ein Lineares Programmierungsmodell, dessen Matrix mit Hilfe des Simplex-Algorithmus gelöst wird. Die Zielfunktion maximiert den betrieblichen Gesamtdeckungsbeitrag. Die Umwelt- und Naturschutzziele gehen als Restriktionen in das Modell ein. Ausgehend von dem Optimum der Ist-Situation d.h. den Preisen sowie Prämien des Jahres 1995, werden die Restriktionen für die Nebenziele also die Umwelt- und Naturschutzziele jeweils solange erhöht bis diese Ziele zu 100% erreicht sind oder keine Lösung mehr möglich ist. Auf diese Weise können die Nutzungskosten für die Nebenziele ermittelt werden. Die Ergebnisse werden in Form von Trade-off Funktionen dargestellt. Jede der Funktionen zeigt für ein Zielpaar, welche Anteile eines Zieles geopfert werden müssen, um ein anderes Ziel zu erreichen. Aus Datenschutzgründen verbietet sich die Ergebnisdiskussion anhand von konkreten Betrieben. Daher wurden repräsentative Modellbetriebe zusammengestellt. Im folgenden werden die Ergebnisse der betrieblichen Optimierung eines Pflanzenbaubetriebes diskutiert, der über eine Flächenausstattung von 1750 ha verfügt. Für diese Flächen stehen detaillierte Informationen bezüglich der Schutzansprüche und der Gefährdungen von Umwelt- und Naturschutzziele zur Verfügung.

## 3 Erste Modellrechnungen

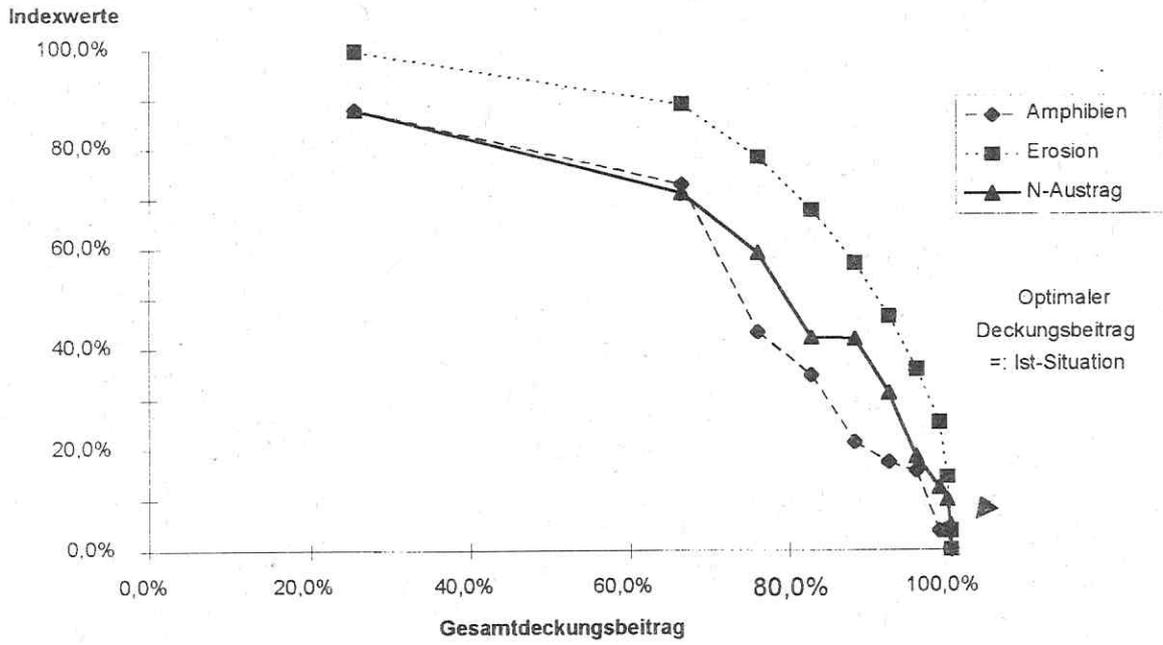
Zur Erstellung der folgenden Abbildungen wurden die auf Einzelschlägen erreichten Zielerreichungsgrade für den Gesamtbetrieb aufsummiert. Hier besteht noch Klärungsbedarf, welche Art der Aggregation bei den einzelnen Zielen sinnvoll ist. Die Abbildungen 1 und 2 zeigen Trade-off Kurven zwischen den Indexzahlen biotischer und abiotischer Indikatoren sowie dem betrieblichen Gesamtdeckungsbeitrag. Abbildung 1 beruht auf einer Reihe von Optimierungsrechnungen bei denen die Störhäufigkeit von Amphibien schrittweise auf Null gesetzt wurde. Abbildung 2 zeigt die entsprechenden Trade-off Kurven für Optimierungsrechnungen bei denen die Erosionsgefährdung für den gesamten Betrieb schrittweise auf Null gesetzt wurde. Es zeigt sich, daß in allen Fällen starke Verbesserungen in den Indexwerten bei relativ geringen Verlusten in den Deckungsbeiträgen möglich sind.

#### 4      **Schlußfolgerungen und Ausblick**

Das Modellsystem zeigt den Spielraum, den ein konkreter Landschaftsausschnitt zur Erreichung unterschiedlicher Ziele bietet. Es wird deutlich, welche Kosten damit verbunden sind, aber auch, wo es weiteren Forschungsbedarf gibt. 1997 werden die Modellergebnisse für repräsentative Modellbetriebe validiert werden. Die Analyse der Wechselwirkungen zwischen einzelnen Umweltqualitätszielen wird ergänzt um Szenariorechnungen für agrarökonomische Rahmenbedingungen. Dabei wird sich zeigen, inwieweit der Spielraum von vordefinierten Szenarien ausgenutzt wird. Um eine interaktive Bearbeitung von Szenarien zu ermöglichen, sollte das Modellsystem einfach und schnell nutzbar sein. Dazu werden 1997 noch umfangreiche Programmierarbeiten durchgeführt werden.



**Abb. 1: Trade - off von betrieblichem Gesamtdeckungsbeitrag und Anzahl Störungen während der Migrationszeiten von Amphibien (UG3 - Pflanzenbaubetrieb)**



**Abb. 2: Trade - off von betrieblichem Gesamtdeckungsbeitrag und Erosionsindex (UG3 - Pflanzenbaubetrieb)**

Die Arbeiten wurden gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.

# Methode zur Abschätzung von Wirkungen der Landnutzung auf ausgewählte Umweltqualitätsziele

A. Meyer-Aurich

Ziel der vorgestellten Arbeit ist es, ein Bewertungsinstrumentarium zu entwickeln, mit dem mit minimalem Datensatz landwirtschaftliche Landnutzung hinsichtlich der Erfüllung von Umweltqualitätszielen bewertet werden kann. Die Bewertungen erfolgen standortabhängig, also in Abhängigkeit vom standörtlichen Potential, bzw. von Empfindlichkeit. Dieses Bewertungsinstrumentarium ist für die Analyse aktueller Landnutzung oder für Szenarienrechnungen verwendbar. Die generelle Vorgehensweise bei der Entwicklung der Bewertungsalgorithmen ist in Abbildung 1 dargestellt. Als Ausgangsdaten sind Informationen über standörtliche Empfindlichkeiten oder Potentiale und Information über die Landnutzung notwendig. Die standörtlichen Informationen werden je nach ökologischer Zielstellung aus Karten abgeleitet oder von Experten eingeschätzt. Geografische Informationssysteme dienen der räumlichen Zuordnung von Landnutzung und Empfindlichkeit für ein ökologisches Ziel.

Für das Beispiel der Nitrataustragsgefährdung wurde das standörtliche Verlagerungsrisiko aus Bodenkennwerten und Witterungsdaten in Anlehnung an DBG (1992) abgeschätzt. Die Bodenkennwerte wurden aus der MMK abgeleitet und auf die Schlagstrukturen projiziert (THIERE 1989). Die Kalkulation des Nitrataustragsrisikos erfolgte durch eine Verknüpfung der standörtlichen Austauschhäufigkeit des Sickerwassers und einem bilanzierten Stickstoffüberhang. Der Stickstoffüberhang wurde mit einem modifizierten Bilanzansatz geschätzt und stellt den Stickstoff dar, der in der Hauptsickerperiode (Oktober bis März) im Boden als Nitrat vorliegt und nicht von eventuell angebauten Winterkulturen aufgenommen werden kann. Abbildung 2 zeigt die Varianz des geschätzten Nitrataustrags für die Flächen von vier Betrieben im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Die räumliche Ausweisung des Nitrataustragsrisikos kann genutzt werden, um gezielt Vorschläge für Nutzungsänderungen zu erarbeiten.

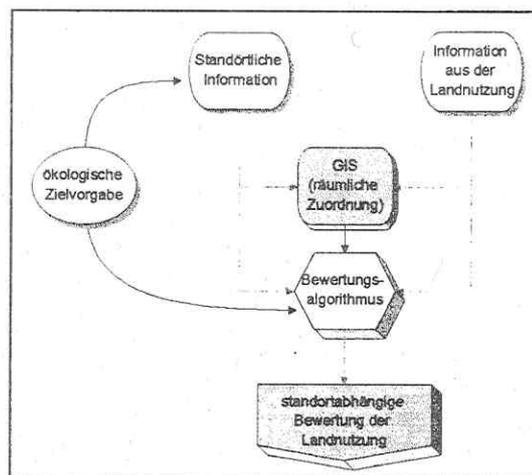


Abb. 1: Schematische Vorgehensweise bei der Bewertung der Landnutzung

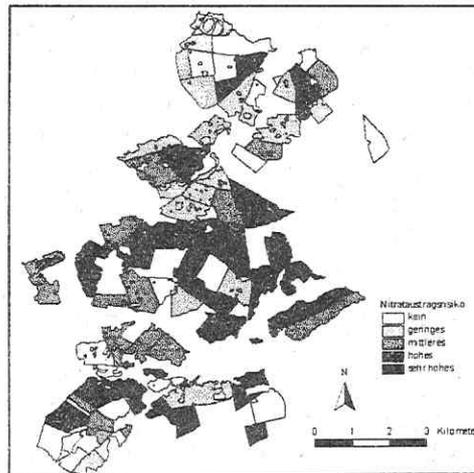


Abb. 2: Nitratleakagerisiko durch die Landwirtschaft auf den Flächen von vier Betrieben im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin

### Literatur

DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT (DBG) (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Herausgegeben von der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Oldenburg.

THIERE (1989). Schlagkennzeichnung von Ackerschlägen. Internes Arbeitspapier.

Diese Arbeit wurde gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.

# Risikopotentiale landwirtschaftlicher Bewirtschaftung für Amphibien im Agrarraum

G. Berger und H. Kretschmer

Die Sicherung der biotischen Qualität von Agrarlandschaften ist ein wesentlicher Aspekt einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Bodennutzung. Wirksame Schutzkonzepte für die Biozönosen von Agrarlandschaften benötigen einerseits exakte Kenntnisse zu den Lebensraumansprüchen typischer Arten sowie andererseits Ergebnisse über die mittel- und unmittelbaren Wirkungen von bewirtschaftungsbedingten Maßnahmen und technologischen Abläufen auf diese Arten.

Eine Reihe von Amphibienarten, z.B. Rotbauchunke, Wechselkröte, Knoblauchkröte und Kammolch besitzen wesentliche Verbreitungsschwerpunkte in den vorwiegend agrarisch genutzten, kleingewässerreichen Grundmoränenplatten des nordostdeutschen Tieflandes. Ihre Reproduktionsgewässer sowie ihre Landlebensräume liegen oft inmitten von großen Ackerflächen. Aufgrund der ausgeprägten Lebenszyklen von Amphibien, bestehend aus jährlich mehrmaligem Wechsel zwischen räumlich getrennten Teillebensräumen, müssen die Tiere oftmals hunderte Meter sehr großer, strukturloser Ackerschläge überwandern. Der unmittelbare Kontakt von Tieren mit agrotechnischen Maßnahmen ist deshalb mit bestimmter Häufigkeit zu erwarten. Tierschädigungen, ausgelöst durch die Einflußnahme von Bewirtschaftungsmaßnahmen, sind bisher aber kaum qualitativ und quantitativ dokumentiert.

Zur Aufklärung dieser Problematik wurden zweijährige Untersuchungen (1995/96) in einem 800 ha umfassenden Agrarraum bei Müncheberg (Ostbrandenburg) durchgeführt.

Die Ergebnisse belegen, daß bei Amphibienwanderungen sowohl im Frühjahr als auch im Spätsommer oft Zeitspannen von nur 6-10 Tagen existieren, in denen der Großteil aller wandernden Tiere einer bestimmten Art (>75%) auf den untersuchten Ackerschlägen wanderte (Abb. 1). Für bestimmte Maßnahmen der Ackerbewirtschaftung besteht ebenfalls ein relativ streng saisonales und oft durch die Witterung zeitlich eng konzentriertes Geschehen. Verfahrensbedingt wurden einzelne Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. N-Düngung) mit hoher Schlagkraft in sehr kurzer Zeit ausgeführt. In der gesamten Gemarkung Müncheberg (Landkreis Märkisch Oderland) werden beispielsweise in der Regel nur 6-9 Tage benötigt, um Kalkammonsalpeter (KAS) zu Wintergetreide und Winterraps zu düngen. Aufgrund der hohen Anteile dieser Kulturen (im Jahr 1995 80% der Ackerfläche) führt das zu einer fast flächendeckenden KAS-Applikation (Abb. 1).

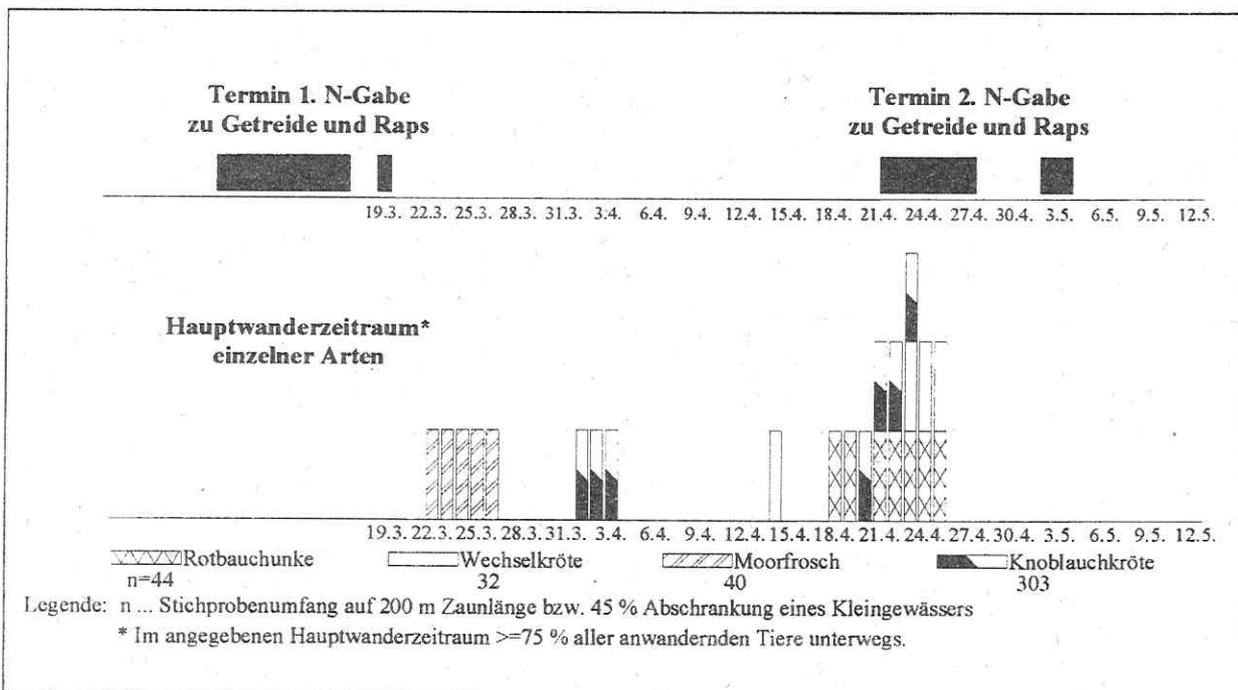


Abb. 1: Zeitliche Dynamik der Frühjahrsanwanderung von Amphibien zu einem Feldsoll und Terminen der Stickstoffdüngung zu Wintergetreide und -raps, Müncheberg 1995

Andere Maßnahmen, wie z.B. Grundbodenbearbeitung und Herbstbestellung, die ebenfalls zeitgleich mit hohen Amphibienmigrationen auf den Ackerschlägen zusammenfallen, erstrecken sich über einen längeren Zeitraum mit vergleichsweise geringer Flächenleistung. Bei direktem zeitlichen Zusammentreffen von Wanderhöhepunkten der Amphibien mit der N-Düngung ist grundsätzlich mit einem hohen Risikopotential durch Verätzungen zu rechnen (z.B. 2. N-Gabe und Anwanderung Rotbauchunke, Abb. 1).

Zur Beurteilung von tatsächlich durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung ausgehenden Tiergefährdungen wurden Untersuchungen zu Mortalität und Verletzungen von Tieren im normalen Produktionsgeschehen auf den Ackerschlägen durchgeführt. Schwerpunktartig konnten vorerst nur einzelne Maßnahmen der Bodenbearbeitung untersucht werden. Dabei würden erhebliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Bearbeitungsgängen hinsichtlich der Schädigung bei wandernden, juvenilen Tieren ermittelt (Tab. 1). Das Pflügen (Saat- wie auch Herbstfurche) ist beim Zusammentreffen von Tier und Gerät aufgrund des tiefen Einpflügens bzw. Festklemmens der Tiere im Boden als besonders gefährdend zu beurteilen. Stoppelbearbeitung mit mittelschweren Grubbern verursachte demgegenüber keine nachweisbaren Verletzungen.

Tab. 1: Schädigungsraten landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen bei juvenilen Amphibien. Untersuchungsgebiet Müncheberg-Eggersdorf 1996

Maßnahme	Schädigungsrate (proz. Anteil betroffener Tiere an Gesamtanzahl)		Stichprobenumfang	
			Anzahl (n)	Tierart
Stoppelbearbeitung mit Grubber	0	0	15	Knoblauchkröte
	0	0	7	Rotbauchunke
	0	0	10	Moorfrosch
	0	0	7	Wechselkröte
Saatfurche, 25 cm tief	Tiere auf dem Rücken liegend, tief vergraben, i.d.R. keine Befreiungsmöglichkeit		29	Knoblauchkröte
	Mortalitätsrate: >90%		2	Kammolch
			4	Teichmolch
			6	Wechselkröte
			50	Rotbauchunke
Abschlegeln von Pflanzenbeständen	13%	19%	32	Moorfrosch 1
	0	0	25	Rotbauchunke 2
Legende: 1 ... Moorfrösche in schlaginterner Naßstelle, keine Wanderer, hier Teillebensraum 2 ... Rotbauchunken in Brachebestand (Beachte: kühl-windige Witterung)				

Die vorliegenden Ergebnisse stellen erste Grundlagendaten für die Beurteilung der von landwirtschaftlichen Maßnahmen ausgehenden, möglichen Schädigungen auf die im Agrarraum lebenden Amphibien dar. Durch weitere Untersuchungen zu dieser Problematik ist zu klären, ob zumindest für Ackerflächen mit hoher Populationsdichte gefährdeter Amphibienarten naturschutzorientierte Bewirtschaftungsregeln definiert werden können.

Die Arbeiten wurden finanziert aus Mitteln des Wissenschaftler-Integrations-Programmes, des Bundesministerium für Landwirtschaft und des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg.

## Ökologisches Entwicklungskonzept „Oberes Rhinluch“ - Landschaftsökologische Flächenbewertung eines nordostdeutschen Niedermoors

H. Kretschmer, H. Pfeffer, W. Haberstock, K. Hielscher, J. Zeitz und O. Dietrich

Mit dem Ende 1993 begonnenen Teilprojekt Ökologisches Entwicklungskonzept „Oberes Rhinluch“ werden im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Ökosystemmanagement für Niedermoore“ Leitbilder und Umweltqualitätsziele für den Naturraum eines typischen nordostdeutschen Versumpfungsmoores erarbeitet. Dabei stehen die Erhaltung bzw. Revitalisierung der abiotischen und biotischen Funktionen des Niedermoors sowie eine niedermoorschonende Landnutzung im Mittelpunkt der Untersuchungen.

Für das ca. 14.000 ha umfassende Untersuchungsgebiet wird in Anlehnung und ergänzend zu PFADENHAUER et al. (1991) von einem Leitbild ausgegangen, welches sich an folgenden Hauptfunktionen eines Niedermoors innerhalb der Landschaft orientiert:

- Stabilisierungsfunktion für den Landschaftswasserhaushalt (Retentionsräume) und das Klima (Kaltluftquellen)
- Stoffakkumulationsfunktion durch Torfbildung (insbesondere für Kohlenstoff und Stickstoff)
- Lebensraumfunktion für niedermoortypische Lebensgemeinschaften an Tieren und Pflanzen
- Existenzsicherung der im Gebiet wirtschaftenden landwirtschaftlichen Betriebe

Ein Schwerpunkt der Projektbearbeitung liegt bei einer umfassenden und multifaktoriellen Teilflächenbewertung auf der Basis von historischen sowie aktuellen Analysen des Untersuchungsgebietes (KRETSCHMER et al. 1995). Zielstellung dieser Teilflächenbewertung ist die Ableitung verschiedener Zonierungsvarianten (Tab. 1), die sowohl die Entwicklungspotentiale für Einzelflächen optimieren als auch prinzipielle Entwicklungsvarianten des Gesamtgebietes unter Berücksichtigung der wichtigsten Funktionen von Niedermooren im Gesamtgefüge der Landschaft verdeutlichen sollen.

Bezugsbasis für die Teilflächenbewertung des Untersuchungsgebietes sind Flächen einheitlicher Nutzungsstruktur bzw. weitgehend homogener Biotoptypen. Dazu wurden für jeden komplexen Bewertungsbereich die fachlich wichtigsten Einzelparameter entsprechend Abbildung 1 flächenbezogen im GIS verschnitten. Nachfolgend wurden den so bewerteten Flächen auf der Grundlage von Entscheidungsmatrizes für die Komplexparameter *Landwirtschaftliche Nutzungseignung*, *Vernäßbarkeit*, *Moorbodenschutz* und *Biotop- und Artenschutz* Eignungsstufen zugeordnet.

Wesentlich ist dabei die gleichzeitige Berücksichtigung z.T. konträrer Ansprüche des Moorbodenschutzes, des Biotop- und Artenschutzes sowie der Landnutzung und der Sozioökonomie bei der Optimierung ökologischer Zielvorgaben entsprechend dem vorangestellten Leitbild.

Auf der Basis der Ergebnisse der Teilflächenbewertung und unter Berücksichtigung einer Defizitanalyse (historischer Zustand-aktueller Zustand-Entwicklungspotentiale) werden Zonierungskonzepte für den gesamten Naturraum Oberes Rhinluch vorgeschlagen, die je nach Prioritätensetzung (Moorbodenschutz, Biotop- und Artenschutz, landwirtschaftliche Nutzung) den einzelnen Zonen verschiedene Flächenanteile und räumliche Zuordnungen zuweisen. Tabelle 1 macht deutlich, welche drei grundsätzlichen Zonen des Niedermoors entsprechend dem vorangestellten Leitbild unterschieden werden.

Tab. 1: Zonierungskonzept Oberes Rhinluch

Zone	aktuelle Charakteristik	Entwicklungsziel
1 - Moorregenerationszone	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ganzjährig stark vernäßbare Flächen</li> <li>- Moormächtigkeit &gt;120 cm</li> <li>- alle Restflächen moortypischer Biotope</li> <li>- landwirtschaftliche Nutzflächen mit überwiegend schlechter Nutzungseignung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Wiederbelebung des Moorwachstums durch Etablierung torfbildender Vegetation (Seggenriede und Röhrichte)</li> <li>- keine Landnutzung</li> <li>- Sicherung der Wasser- und Nährstoffspeicherfunktion des Moores</li> <li>- Schaffung von Lebensräumen für hoch spezialisierte Moorarten</li> </ul>
2 - Moorstabilisierungszone	<ul style="list-style-type: none"> <li>- nur winterlich stark vernäßbare Flächen</li> <li>- Moormächtigkeit &gt;40 cm</li> <li>- Flächen mit mäßiger landwirtschaftlicher Nutzbarkeit</li> <li>- reale bzw. erwartete Vorzugsflächen wiesenbrütender Vogelarten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Minimierung des Moorschwundes durch Etablierung extensiver Feuchtwiesen</li> <li>- extensive Nutzungsformen (einschürige Mähwiesen, Mutterkuhhaltung u.a.)</li> <li>- Speicherung von Winterniederschlägen</li> <li>- Schaffung von Lebensräumen für Arten der extensiven Feuchtwiesen/-weiden</li> </ul>
3 - Zone der moorschonenden Nutzung	<ul style="list-style-type: none"> <li>- nicht bzw. nur gering im Winter vernäßbare Flächen</li> <li>- Moormächtigkeit &lt;40 cm</li> <li>- Flächen mit guter landwirtschaftlicher Nutzungseignung</li> <li>- geringes Potential für niedermoortypische Biotope und Arten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Reduzierung des Moorschwundes entsprechend den gegebenen Möglichkeiten</li> <li>- Sicherung der Existenzgrundlage für die landwirtschaftlichen Betriebe im Gebiet</li> <li>- standortangepaßte Nutzungsformen mit nur begrenzten Auflagen</li> <li>- Biotop- und Artenschutz untergeordnet der Landnutzung</li> </ul>

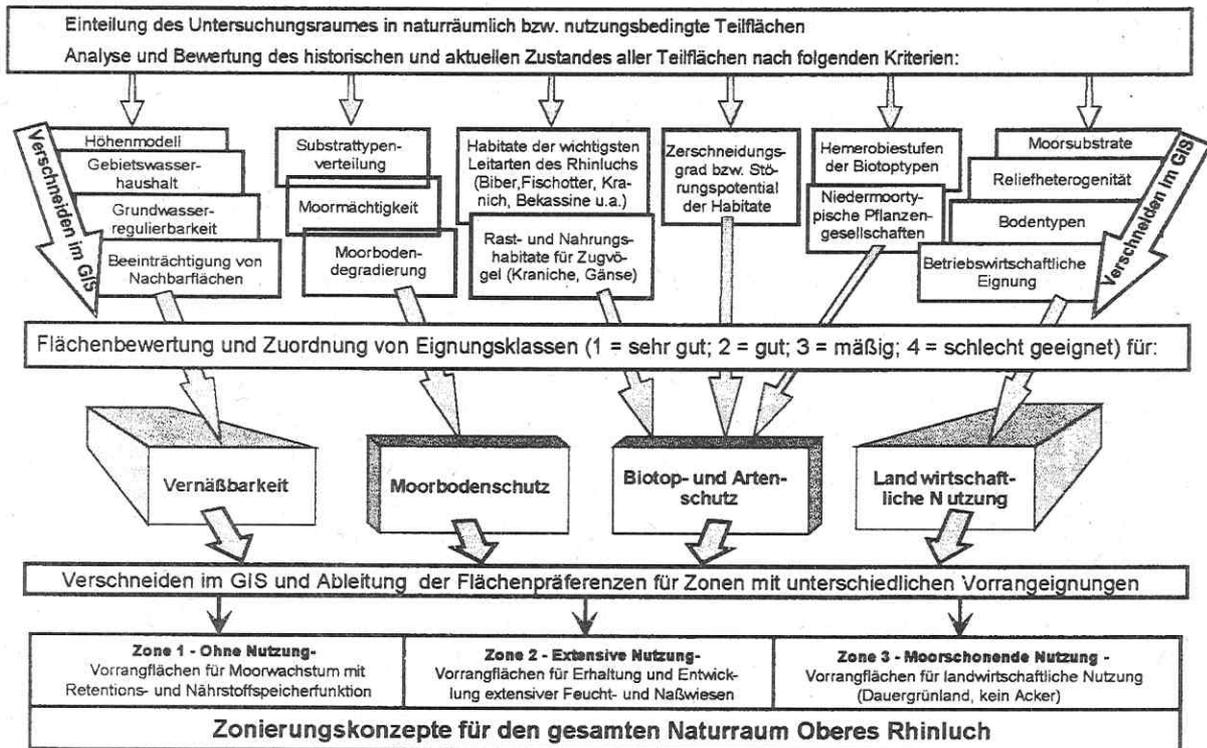


Abb. 1: Vorgehensweise zur Erarbeitung von Zonierungskonzepten für das Obere Rhinluch

## Literatur

DIETRICH, O. UND R. DANNOWSKI (1996): GIS-gestützte Untersuchungen zum Wasserhaushalt von Niedermooeren. Tagungsbeitrag „GIS im Naturschutz“, 11.-12. April, Braunschweig, Verlag Westarp-Wissenschaften.

KRETSCHMER, H., E. BEYER, O. DIETRICH, W. HABERSTOCK, K. HIELSCHER, J. JÜTTNER, H. LEHRKAMP, H. PFEFFER, R. TÖLLE UND J. ZEITZ (1995): Ökologisches Entwicklungskonzept Oberes Rhinluch. Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V. und Humboldt-Universität zu Berlin. unveröffentlichter Zwischenbericht, 153 S.

KRETSCHMER, H., O. DIETRICH, W. HABERSTOCK, K. HIELSCHER, H. LEHRKAMP, H. PFEFFER UND J. ZEITZ (1997): Ökologisches Entwicklungskonzept Oberes Rhinluch - Rahmen für die Renaturierung eines nordostdeutschen Niedermooeres. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 25, (in Vorbereitung).

PFADENHAUER, J., G.-M. KRÜGER UND E. HUHR (1991): Ökologisches Entwicklungskonzept Wurzacher Ried. Ressourcenbezogene Schutz- und Entwicklungskonzeption im Europa-Reservat und dem umgebenden Wassereinzugsgebiet. Umweltministerium Baden-Württemberg.

## Regionale Landnutzungsänderungen in Agrarlandschaften - ein Mittel gegen den Treibhauseffekt ?

B. Zbell und A. Höhn

Änderungen in der Landnutzung sowie die zivilisatorischen Aktivitäten mit dem Einsatz von fossilen Energieträgern führen nachweislich zu einem Anstieg des CO₂-Gehaltes in der Atmosphäre, der als eine wesentliche Ursache für den Treibhauseffekt angesehen wird. Vegetation durch Nettoprimärproduktion und Boden über Humusbildung sind in der Lage, der Atmosphäre CO₂ zu entziehen, und bauen somit ein CO₂-Minderungspotential von Landschaften auf. Landnutzungsformen wie Ackerland, Grünland und Wald unterscheiden sich im CO₂-Minderungspotential als Folge von Unterschieden in der Nettoprimärproduktion ihrer typischen Vegetation und in der Humusbildung im Boden. Vor diesem Hintergrund wurde untersucht, wie sich der Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter den veränderten ökonomischen Rahmenbedingungen der EU-Agrarreform auf das CO₂-Minderungspotential eines 10.000 km² großen Untersuchungsgebietes im östlichen Mecklenburg-Vorpommern und nordöstlichen Brandenburg auswirkt. Aufforstung wurde als eine mögliche Maßnahme der Landnutzungsänderung für die aus der landwirtschaftlichen Nutzung fallenden Flächen angesehen.

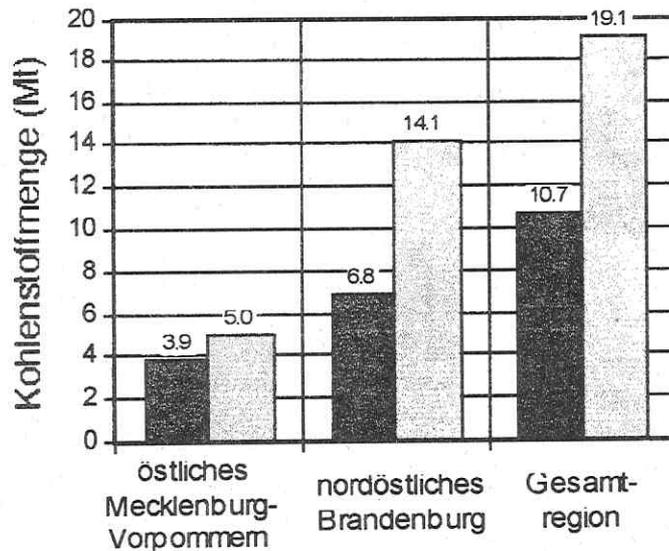


Abb. 1: Die Zunahme der Kohlenstoffmengen im Mineralboden 0-50 cm einschließlich der Humusaufgabe für einen Zeitraum von 50 Jahren bei Erstaufforstung von aus der landwirtschaftlichen Nutzung fallenden Ackerlandflächen (rechte Säulen) im Vergleich zur Ausgangssituation mit landwirtschaftlicher Nutzung (linke Säulen).

Um das CO₂-Minderungspotential voll ausnutzen zu können, ist eine möglichst schnelle Aufforstung notwendig. Bei einem Zeitraum von 20 Jahren wäre für die berechnete Fläche von 124.000 ha eine jährliche Aufforstungsrate von 6.200 ha erforderlich; dies entspricht einer Verdreifachung der augenblicklichen Aufforstungsrate. Im Vergleich zu den energiebedingten CO₂-Emissionen der Einwohner im Untersuchungsgebiet wird ersichtlich, daß eine Landnutzungsänderung wie die Aufforstung nur eine Strategie zur vorübergehenden Reduzierung des CO₂-Gehaltes in der Atmosphäre sein kann, die auf lange Sicht - bei Einstellung des Gleichgewichtes von CO₂-Fixierung und CO₂-Freisetzung - erheblich an Wirkung verliert, werden nicht gleichzeitig die technischen Entwicklungen zur Minderung der anthropogenen CO₂-Emissionen im vollen Umfang genutzt und weiterentwickelt.

# Optimierung von Landnutzungsvarianten mittels schrittweiser Ökobilanzierung

W. Haberstock

## 1 Einleitung

Die Umweltverträglichkeit der Landnutzung ist zu einer entscheidenden gesellschaftlichen Zielstellung in den Vordergrund der öffentlichen Diskussion gerückt.

Ein Weg, dem Umweltschutz zu entsprechen, ist die Entwicklung von Verfahren der Landnutzung unter Berücksichtigung von Fragestellungen zur umwelt-ökonomischen Ganzheitsbetrachtung.

Sind entwicklungsbegleitende Optimierungen in dieser Hinsicht das Ziel, dann bieten Ökobilanzen die Chance, einen transparenten und nachvollziehbaren Aufbau des Gesamtsystems zu erstellen. Der Ökobilanzierung kommt somit eine Optimierungs- und Vergleichsfunktion zu. Damit ist es möglich, neben der Intensität der Landnutzung und der umweltbeeinflussenden Effekte auch Optionen über die Art und das Muster der Strukturierung einer Landschaft als komplexe Zusammenhänge zu verknüpfen und zielgerichtet zu entwickeln. Wie mehrere Ziele der Landnutzung verknüpft und gleichrangig bewertet werden können, wird an einem Fallbeispiel zum ökonomischen und ökologischen Vergleich von Feldversuchen dargestellt.

## 2 Material und Methoden

Als Arbeitsmethode wurde die Grundstruktur der Ökobilanzierung von Produktionsprozessen gewählt. Nach dem derzeitigen Diskussionsstand (UMWELTBUNDESAMT 1993) besteht die Ökobilanz aus vier Stufen: Zieldefinition, Sachbilanz, Wirkungsbilanz, Bilanzbewertung.

Mit der Zieldefinition ist die Komplexität der Bilanzierungsaufgabe auf die Feldversuche zum Betriebsvergleich (1. Etappe: Verfahrensvarianten zur Zuckerrübenproduktion) eingegrenzt worden (Tab. 1).

Tab. 1: Feldversuch Müncheberg zum Betriebsvergleich  
Agrotechnische Maßnahmen der Verfahrensvarianten Zuckerrübenproduktion mit Beregnung

Maßnahmen	Verfahrensvarianten		
	B1 (Spätsaat)	B2	B3
Stalldung (Herbstausbringung)	nein	ja (330 dt/ha)	ja (330 dt/ha)
Kombi. Bodenbearbeitung u. Bestellung	ja	ja	ja
Maschinenhacke (Anzahl der Arbeitsgänge)	2x	3x	1x
Handhacke (Anzahl der Arbeitsgänge)	-	1x	-
N-Düngung / ha	80 kg als AHL	keine N-Düngung	80 kg als AHL
Pflanzenschutz (Anzahl der Gaben)	4x	kein PSM	3x
Pflanzenschutz (PSM-Wirkstoffe kg/ha)	4,1	0	2,9

## 3 Ergebnisse und Diskussion

In der 1. Phase wurden die ökologischen Vor- und Nachteile der Varianten der Zuckerrübenproduktion am Fallbeispiel der Feldversuche zu Betriebsvergleichen ab 1993 in Müncheberg identifiziert und einem gesamtökologischen Vergleich von Verfahrensvarianten, die sich in der Regel insbesondere hinsichtlich der Böden, des Wasserhaushaltes, der Fruchtfolgen, des Faktoreinsatzes und des Ertrages unterscheiden, unterzogen.

Mittels der Sachbilanz wurden die Stoff- und Energieflüsse der zu bilanzierenden Verfahrensvarianten des Erntejahres dargestellt.

Grundlage jeder Betrachtung ist die funktionale Äquivalenz der verschiedenen Bilanzgrößen. Auf diese spezielle Nutzeneinheit werden alle Wechselwirkungen mit der Umwelt bezogen.

Die Wirkungsbilanz basiert auf einer Abschätzung der verfahrensbedingten Stoff- und Energieflüsse nach bisherigem Kenntnisstand umweltbeeinflussender Auswirkungen, der Wirkungskategorien, Ressourcenverbrauch, Treibhauseffekt, Ozonabbau und Eutrophierung.

Für die Bilanzbewertung wurde ein nutzwertanalytischer Ansatz verwendet. Bei der Nutzwertanalyse werden die Verfahrensvarianten im Hinblick auf jedes Bewertungskriterium einzeln bewertet. Abschließend erfolgte die Gesamtbewertung aus den Einzelbewertungen. Die Bewertung der Verfahrensvarianten besteht somit aus zwei Teilen:

1. Ermittlung der Einzelwerte pro Kriterium (z.B. Zielerreichungsgrad)
2. Zusammenfassung der Zielerreichungsgrade zum Gesamtwert (Nutzwert)

Die Ermittlung der einzelnen Zielerreichungsgrade erfolgt durch vergleichende Betrachtungen der Verfahrensvarianten und der Zuordnung von Zahlen entsprechend dem abgeschätzten Grad der Zielerreichung. Für das Fallbeispiel wurden Extremwerte gewählt und diesen eine Punktskala mit 0 = schlechteste Zielerreichung und 10 = beste Zielerreichung zugeordnet (Tab. 2).

Tab. 2: Bewertungsansatz nach der Zielerreichung gegenüber Bestverfahrensvarianten (Feldversuch Müncheberg zum Betriebsvergleich)

Ökonomische und ökologische Bewertungskriterien		Verfahrensvarianten der Zuckerrübenproduktion mit Beregnung		
		B1	B2	B3
Ertrag	dt/ha	(330)	(430)	(570)
Deckungsbeitrag	DM/ha	800	1580	2400
<b>Deckungsbeitrag</b>	<b>ZE*</b>	<b>1,2</b>	<b>4,4</b>	<b>7,6</b>
Energieeinsatz	MJ/t ZR	5,4	6,4	6,0
<b>Energieeinsatz</b>	<b>ZE</b>	<b>6,5</b>	<b>4,0</b>	<b>5,0</b>
PSM-Einsatz (Wirkstoffe)kg/ha		4,1	0	2,9
<b>PSM-Einsatz</b>	<b>ZE</b>	<b>5,9</b>	<b>10</b>	<b>7,1</b>
CO ₂ -Emission	kg/t ZR	31	17	21
<b>CO₂-Emission</b>	<b>ZE</b>	<b>3,6</b>	<b>9,2</b>	<b>7,6</b>
NO _x -Emission	g/t ZR	180	225	259
<b>NO_x-Emission</b>	<b>ZE</b>	<b>7,9</b>	<b>4,9</b>	<b>2,6</b>
Nitrataustrag	kg/ha	16	53	53
<b>Nitrataustrag</b>	<b>ZE</b>	<b>9,2</b>	<b>2,9</b>	<b>2,9</b>
<b>Summe der Zielerreichungsgrößen</b>		<b>34,3</b>	<b>35,4</b>	<b>32,8</b>
<b>Rang</b>		<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>

* ZE = Zielerreichungsgröße ( $ZE_{\max} = 10$ ,  $ZE_{\min} = 0$ )

Die Aufgabe, Landnutzungsvarianten mittels schrittweiser Ökobilanzierung zu optimieren, ist ein Versuch, dem weitere Untersuchungen folgen. Es ist ein Weg, die Grundstruktur der Ökobilanzierung für den speziellen Anwendungsfall verfügbar und anwendbar zu machen. Dazu ist es erforderlich, in die Versuchsfragen zu Landnutzungsvarianten umwelt-ökonomische Ganzheitsbetrachtungen zu integrieren. Vorrangig ist ein Konsens zu erreichen über

- die ökobilanzielle Erfassung von Systemen der Landnutzung
- die Methoden der Bilanzerhebung und der Datenaggregation in Wirkungsbereichen
- die Wirkungsbewertungen in Verbindung mit Umweltzielen

Ein weiterer Diskussionsbedarf besteht insbesondere zu folgenden Wirkungskategorien: Versauerung, Humantoxizität, Ökotoxizität, Verringerung der Artenvielfalt, Bodenbeanspruchung, Geruchsbelastungen, Erosionsgefährdung.

## Einflußgrößen der Vegetationsentwicklung alter Brachflächen

M. Glemnitz und A. Wurbs

Brachflächen stellen seit wenigen Jahren ein neues Element in den Landschaften Nordostdeutschlands dar. Mit der Veränderung der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen ist insbesondere auf benachteiligten Standorten mit der dauerhaften Stilllegung ehemaliger Ackerflächen zu rechnen. Dadurch können Brachflächen in einigen Gebieten einen erheblichen Anteil in den Landschaften erreichen. Für die Abschätzung einer Vielzahl der damit verbundenen Auswirkungen im Landschafts- und Naturhaushalt stellt die Abschätzung der Richtung und Dauer der Vegetationsentwicklung eine wichtige Basisgröße dar. Vor diesem Hintergrund wurden Untersuchungen auf mehreren 20-60 Jahre alten Brachen diluvialer Sandböden in Ostbrandenburg durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war es vor allem, die relevanten Einflußfaktoren auf die Vegetationsentwicklung der dauerhaft aus der landwirtschaftlichen Nutzung fallenden Ackerflächen zu ermitteln. Davon ausgehend sollten Ansätze für eine modellhafte Abschätzung der Vegetationsentwicklung dieser Flächen in Nordostdeutschland erarbeitet werden. Den methodischen Ansatz für die durchgeführten Aufnahmen und Auswertungen bildete dabei die komplexe Betrachtung der vielfältigen Arteninventare, sowie verschiedener standörtlicher und nutzungsseitiger Einflußfaktoren unter Nutzung multivariater Auswertungsverfahren. Die untersuchten alten Brachen unterschieden sich deutlich in ihrer Vorgeschichte (Alter, Pflege- oder Beweidungseinflüsse), ihren Standortbedingungen (Bodenart, umgebende Vegetation) und ihrem Arteninventar. Die Parallelitäten im Arteninventar der einzelnen Brachflächen lagen dabei jeweils nur zwischen 30 und 50%. Erst mittels der durchgeführten Hauptkomponentenanalyse (PCA) konnten die charakteristischen Artengruppen für die wesentlichen Einflußgrößen der Vegetationsentwicklung herausgestellt werden. Die Interpretation der dominanten Einflußgrößen (Hauptkomponenten) erfolgte unter Verwendung dieser Arten im Zusammenhang mit der Auswertung ihrer ökologischen Standortansprüche durch die Nutzung ökologischer Datenbanken. Dabei zeigte sich, daß auf die untersuchten Brachflächen zunächst der nicht näher definierte Prozeß des Gehölzaufkommens mit 56,4% den größten verändernden Einfluß auf die Vegetationsentwicklung ausübte. Den Standortunterschieden (Substrat/Nährstoffe) waren weitere 18,5% und den Pflegemaßnahmen nach der Stilllegung 6,8% der Varianz zuordenbar. Damit wurden die 3 primären Einflußgrößen ausgewiesen, die 82,3% der Gesamtvarianz erreichten. Die Erklärungswerte der ermittelten ersten fünf Hauptkomponenten für die Artenzusammensetzung der einzelnen Standorte sind in Abbildung 1 dargestellt. Für jede Einflußgröße (Komponente) wurde die Bindung ("Korrelation") aller vorgefundener Arten angegeben. Mittels dieser Größen ist es möglich, zum einen Gruppen von Zeigerarten für die jeweilige Einflußgröße auszuweisen und zum weiteren durch Verwendung dieser Werte als Eingangsgrößen in Modelle, die Trennschärfe von Abschätzungen der Vegetationsentwicklung wesentlich zu verbessern. Neben den Baum- und Straucharten zeigten vor allem *Rubus caesius*, *Falcaria vulgaris* und *Euphorbia cyparissias* eine positive Reaktion parallel zum Gehölzaufkommen. Gleichzeitig nahmen die Grünlandarten *Festuca ovina*, *Festuca pratensis*, *Vicia angustifolia* und *Erodium cicutarium* tendenziell ab. In Bezug auf die Standorteigenschaften ließ sich die Gruppe der ärmeren, trockeneren Sande über die Arten *Festuca ovina*, *Trifolium arvense*, *Helichrysum arenaria* und *Erodium cicutarium* von der Artengruppe der frischen, nährstoffreicheren Sande mit den Arten *Poa pratensis*, *Elytrigia repens*, *Agrostis capillaris*, *Arrhenatherum elatius* u.a. unterscheiden. Auf Flächen mit geringer Störung durch Pflege- oder Beweidungsmaßnahmen sind demgegenüber Arten wie *Arrhenatherum elatius* und *Hypericum perforatum* zu erwarten. bei häufigerer auch periodischer Pflege oder Beweidung kann mit folgenden Arten gerechnet werden: *Medicago lupulina*, *Poa pratensis*, *Lolium perenne*, *Taraxacum officinale* u.a..

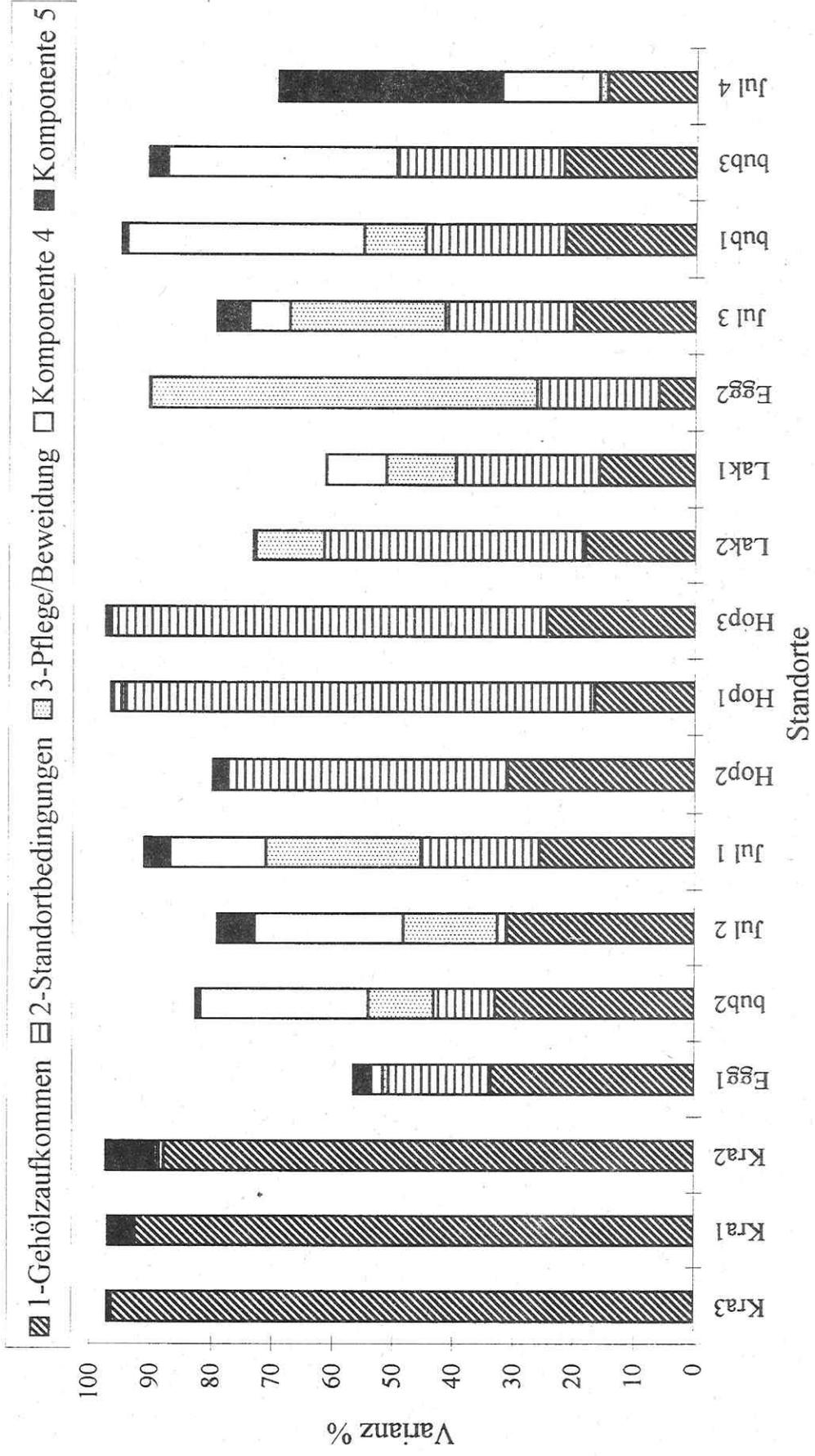


Abb.:1: Erklärungsanteile der im Rahmen einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) ermittelten Einflußgrößen (Hauptkomponenten) für die Artenzusammensetzung der Einzelstandorte

## Zum energetischen Bedarf von Mutterschafen auf extensivierten Weiden

A. Fischer

Der Einsatz von Futtermitteln hat praktische Bedeutung für die Wirtschaftlichkeit der Tierproduktion. Hieraus resultiert die Forderung das Wirkungspotential der verschiedenen Futterstoffe, so auch des Weidefutters von extensiviertem Niedermoorgrünland, zu kennen. Darüber hinaus sind verbindliche Angaben zum rassenspezifischen Nährstoffbedarf erforderlich.

Die Erfassung von wirtschaftlich relevanten tierischen Leistungen sowie von umwelt- und ernährungsbedingten ethologischen Reaktionen bietet Voraussetzung zur Kalkulation des Energiebedarfes von Weidetieren.

Damit werden Entscheidungshilfen geboten zur standortangepaßten Auswahl der Nutztiere, zur optimierten Gestaltung des Weidemanagements und zur Schaffung eines ökologischen Gleichgewichts zwischen Weidetier und Umwelt.

Auf Versuchsflächen im Großen Havelländischen Luch, in der Nähe der Ortschaft Paulinenaue, wurden ausgehend von monatlichen Tierwägungen und 14-tägigen Verhaltensbeobachtungen die Relationen zwischen Erhaltungs- und Leistungsbedarf vergleichend kalkuliert und bewertet. Für die Untersuchungen standen Muttertiere der Schafrassen (Skudde und Merinofleischschaf) zur Verfügung. Folgende Bedarfswerte sind Grundlage dieser Kalkulation des Energiebedarfs: Erhaltung  $0,3 \text{ MJ NEL/W}^{0,75} \cdot \text{d}^{-1}$ , Zuwachs  $25 \text{ MJ NEL} \cdot \text{kg}^{-1}$ , Laufen  $2,4 \text{ J/kg LM} \cdot \text{m}^{-1}$ , Stehen  $2,01 \text{ KJ/kg LM} \cdot \text{h}^{-1}$ .

Wesentliche Verhaltensparameter demonstriert Tabelle 1. Demnach grasen Skudden während des Lichttages durchschnittlich  $8,51 \text{ h} \cdot \text{d}^{-1}$ ; dies entspricht 53,7% des Lichttages. In dieser Zeitspanne legen die Mutterschafe dieser Rasse durchschnittlich  $1763,8 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$  (s % = 29,5) zurück. Merinofleischschafmuttern grasen  $7,62 \text{ h} \cdot \text{d}^{-1}$  (48,0% des Lichttages) und laufen durchschnittlich  $1388,2 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$  (s % = 22,8). In der Lokomotionsleistung treten zwischen beiden Rassen signifikante Unterschiede auf.

Die Kategorie „Restzeit“ erfaßt solche Verhaltensaktivitäten, wie Trinken, Salzaufnahme, sexuelle Aktivität. Die Phasen ohne Nahrungsaufnahme (Pause) sind gekennzeichnet durch Liegen und Stehen mit und ohne Wiederkäuen. In diesen Perioden dominiert bei beiden Rassen das Liegen.

Tabelle 2 und Abbildung 1 kennzeichnen die Relationen zwischen Erhaltungs- und Leistungsbedarf des kalkulierten Energieaufwandes. Es wird ersichtlich, daß sich die energetischen Relationen in Abhängigkeit von der Lebendmasseentwicklung verändern. Insbesondere bei Merinofleischschafen ist auffällig, daß sie unter extensiven Haltungsbedingungen die Belastungen der Frühjahrsablammung und der Laktation erst während der Vegetationsperiode kompensieren.

Ernährungsbedingte ethologische Reaktionen sind bei freiem Weidegang zu beachten; d.h. das zur Verfügung stehende Futter und die Struktur der Vegetation beeinflussen das Weideverhalten der Tiere. Auf ertragreichen Niedermoorweiden und unter nahezu stressfreien Haltungsbedingungen besteht für Schafe nicht die Notwendigkeit einer hohen Lokomotionsleistung. Der Energieaufwand für Stehen und Laufen variiert deshalb zwischen 5 und 6,5% zum kalkulierten Gesamtbedarf.

Tab. 1: Zeitliche Aufteilung der Aktivitäten während des Lichttages

	Skudde		Merino	
	h	%	h	%
Beobachtungszeit	15,86		15,86	
Grasen	8,51	53,7	7,62	48,0
Pause	7,10	44,7	8,03	50,7
Restzeit	0,25	1,6	0,21	1,3

Tab. 2: Kalkulierter Energiebedarf

	Skudde		Merino	
	MJ NEL *d ⁻¹	%	MJ NEL *d ⁻¹	%
Erhaltung	4,4	88,0	6,8	78,7
Zuwachs	0,3	6,5	1,3	14,8
Laufen	0,2	3,1	0,2	2,6
Stehen	0,1	2,4	0,3	3,9
gesamt	5,0	100,0	8,7	100,0

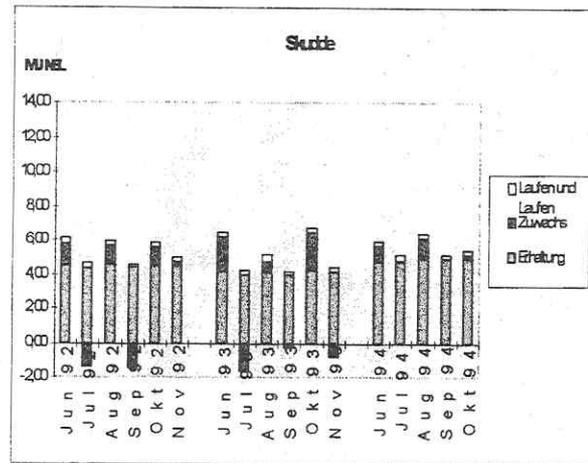
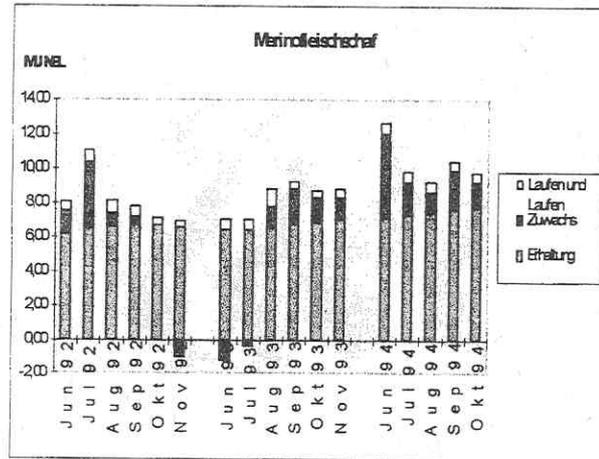


Abb. 1: Kalkulierter Energiebedarf zweier Schafressen

# Wassererosionsbedingte Stoffeinträge im Einzugsgebiet der Elbe in den Neuen Bundesländern und Strategien zu ihrer Vermeidung

D. Deumlich und M. Frielinghaus

## 1 Einleitung

Die Belastung von Gewässerökosystemen durch Stoffeinträge aus diffusen Quellen ist vorrangig auf die agrarische Flächennutzung zurückzuführen. Für die Bodenerosion wurden ca. 3,7% am Stickstoff- und ca. 27% am Phosphoreintrag aus diffusen Quellen des Elbeeinzugsgebietes der NBL abgeschätzt (WERNER UND WODSAK 1994). Die Sedimenteinträge zur Nordsee wurden für das Lockergesteinsgebiet der Elbe mit 5.1 t/km² WF (Liegenschaftsfläche) berechnet. Die Kalkulation der potentiellen Bodenabträge durch Erosion erfolgte mittels der empirischen an Standortbedingungen Bayerns als Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG - SCHWERTMANN et al. 1987) angepaßte Universal Soil Loss Equation (USLE - WISCHMEIER UND SMITH 1978) für Standortdaten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK).

## 2 Methodik

Abschätzung von Gebietseinträgen von Sediment und Nährstoffen, nach AUERSWALD (1991)

1. Berechnung des Bodenabtrags auf der Ackerfläche (AF) mit ABAG

$$A_{AF} = R * K * L * S * C * P \quad [t/ha]$$

2. Abschätzung der Nährstoffanreicherung im Abtrag

$$ER = 2,53 * A_{AF}^{-0,21}$$

3. Berechnung des im Gewässer transportierten Sediments (SED)

$$SED = 700 + 8,5 * A_{EO} * \sqrt{A_{WF}}$$

$A_{EO}$  : oberirdisches Einzugsgebiet des Gewässers [km²]

$A_{WF}$  : mittl. Bodenabtrag der Liegenschaftsfläche nach ABAG [t/ha WF]

4. Berechnung des Nährstoffeintrags (NE) in die Flußgebiete

$$NE = SED \text{ je (x) km}^2 * A_{WF} * ER * \text{N- oder P-Gehalt der Ackerkrume}$$

Datenbasis:

auf die Gemeinden der ostdeutschen Bundesländer aggregierte, flächendeckend vorliegende Boden- und Standortdaten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung

Datenspeicher Witterung

statistische Angaben zur Landnutzung

Die Nährstoffkonzentration im Ausgangsboden wurde für P mit 60 mg/100g Boden, für N nach Tabelle 1 für die einzelnen Standorttypen angesetzt.

Tab. 1: mittlere N-Werte für Natürliche Standorteinheiten

NSStE	D1, D2	D3, D4	D5, D6, V4-9	L61-6, V1-3
N _t [mg/100g Bo.]	58	76	112	177

## 3 Ergebnis und Diskussion

Im langjährigen Mittel sind potentielle Bodenabträge auf der Ackerfläche im Elbeeinzugsgebiet in Höhe von 3 t/ha zu erwarten, (0,6...6,6 t/ha) (Tab. 2).

Tab. 2: Wassererosionsbedingte partikuläre Stoffeinträge im Elbeeinzugsgebiet der fünf neuen Bundesländer (ausgewählte EZG)

Einzugsgebiet	Liegenschaftsfläche (WF) in ha	Ackerfläche (AF) in ha	potentieller Bodenabtrag			Sediment-eintrag		mittlerer N-Gehalt mg/100 g Boden	Nährstoffeintrag		Nährstoffeintrag kg/ ha WF	
			t	t/ha AF	ER	t	t/ha WF		Summe N in t	Summe P in t	N-Eintrag	P-Eintrag
Havel	1.460.000	570.000	316.000	0,6	2,9	68.000	0,05	74	145	117	0,099	0,080
Mulde	692.000	358.000	2.350.000	6,6	1,7	113.000	0,16	133	257	116	0,372	0,167
Weißer Elster	366.000	185.000	1.116.000	6,0	1,7	57.000	0,16	130	128	59	0,350	0,162
Saale	755.000	440.000	2.100.000	4,8	1,8	112.000	0,15	158	323	123	0,428	0,163
Mittlere Elbe	1493072	741588	590.000	0,8	2,7	90.000	0,06	89	213	144	0,142	0,096
<b>EZG ELBE ges.</b>	<b>7.890.000</b>	<b>3.800.000</b>	<b>11.650.000</b>	<b>3,0</b>	<b>2,0</b>	<b>780000</b>	<b>0,10</b>	<b>115</b>	<b>1910</b>	<b>970</b>	<b>0,240</b>	<b>0,120</b>

Auf der Basis der Gemeinden werden natürliche Bedingungen kleinmaßstäbig relativ gut wiedergegeben. Lokal mögliche höhere Bodenabträge auf dem Ackerland bei ungünstigen aktuellen Bewirtschaftungsbedingungen sind mit diesem empirischen Modell nicht abschätzbar.

Die Mittelwerte des Bodenabtrags können nur zum Vergleich der naturräumlichen oder administrativen Einheiten untereinander und zur Kennzeichnung von Schwerpunktgebieten der Bodenerosion dienen, sie sind keine Absolutwerte (Abb. 1).

Der Sedimenteintrag in die Elbe beträgt schätzungsweise 7,1% des Bodenabtrags auf den Ackerflächen ( $\approx 0,1$  t/ha WF).

Der aus diffusen Quellen (Ackerland) stammende partikuläre N-Eintrag wurde mit  $\approx 240$  g/ha WF (100...440 g/ha WF) und der P-Eintrag mit  $\approx 120$  g/ha WF (80...180 g/ha WF) geschätzt.

#### 4 Möglichkeiten zur Verringerung der Wassererosion

- Erhöhung der Bodenbedeckung sowie entsprechende Anbau-, Schlag- und Flurgestaltung (Tab. 3) (FRIELINGHAUS et al. 1988, SCHWERTMANN et al. 1987)
- Bewirtschaftungsmaßnahmen, die zur schnellen Etablierung einer ausreichenden Bodenbedeckung (ca. 70% Deckungsgrad) beitragen, dienen dem Bodenschutz vor Wassererosion
- Untersaaten von Leguminosen oder Gräsern reduzieren das Erosionsrisiko im Sommer gegenüber Blanksaaten
- Belassen von Ernterückständen, Mulchverfahren und pfluglose Direkteinsaaten schützen den Boden vor Abtrag gegenüber konventionellen Anbauverfahren
- Schlag- und Anbaugestaltung
- erosionsfördernde Hackfrüchte und Mais (größere Reihenentfernung und langsame Jugendentwicklung) sollten vorrangig auf weniger geneigten Flächen stehen
- Grünland, Gräser, mehrjährige Futterkulturen bieten einen guten Bodenschutz für hängige Flächen
- Wintergerste und -roggen sind dafür besser geeignet als der sich erst im Frühjahr bestockende Winterweizen
- Schlaggestalterische Maßnahmen
- Verkürzung der erosionswirksamen Hanglänge günstige Bemessung von Abfahrtrassen zur Minderung des Lasteintrags (Erhalt der Wasseraufnahmefähigkeit)

#### Literatur

DEUMLICH, D. UND M. FRIELINGHAUS (1994): Eintragungspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich. In: WERNER UND WODSAK., S. 48-84.

FRIELINGHAUS, M., D. BARKUSKY UND D. DEUMLICH (1988): Lösungen zur Verminderung der Wassererosion bei Mais und Hackfrüchten auf hängigen Moränenstandorten. AdL, FZB Müncheberg, F/E-Bericht.

NOLTE, CH. UND W. WERNER (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum, Frankfurt/M, Bd. 19., 118 S.

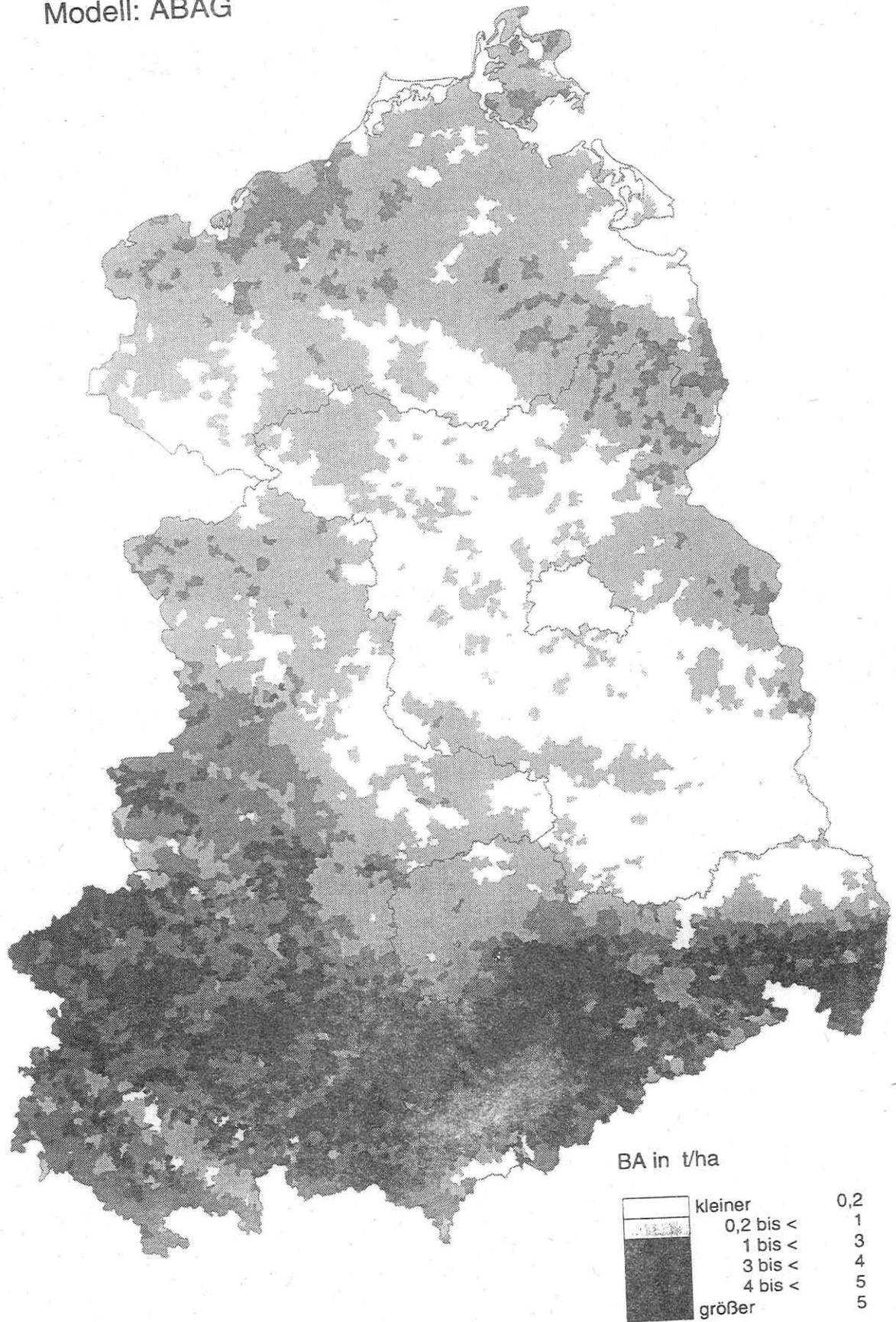
SCHWERTMANN, U., W. VOGL UND M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer: Stuttgart, 64 S.

WISCHMEIER, W.H. UND D.D. SMITH (1978): Predicting rainfall erosion losses. USDA-Agric. Handbook, 537, 58 S.

WERNER, W., H.-W. OLFS, K. AUERSWALD UND K. ISERMANN (1991): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer über "diffuse Quellen". In: HAMM, A.: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag: Sankt Augustin, 665-764.

WERNER, W. UND H.-P. WODSAK (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands. Agrarspectrum, Frankfurt/M, Bd. 22.

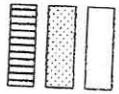
Potentielle Bodenabträge  
Bezugsbasis: Liegenschaftsfläche der Gemeinde  
Modell: ABAG



# Bewertungsmatrix für Bodenbedeckung

Fruchtarten	Bewertungskriterien					Gesamtbe- wertung
	Geschwindigkeit der Pflanzen- entwicklung	Grad der Bedeckung (Standraum- verteilung)	Bedeckung während des Sommers	Bedeckung während des Winters	Technologisch bedingte Zeitspanne ohne Bodenbedeckung	
Bodenbedeckung > 50%						
<b>Wintergerste</b>	1	1	2	1		1
<b>Winterweizen</b>	2	1	2	1,5		1,5
Aussaat vor 1. Oktober	3	1	3	2,5		2,5
Aussaat nach 1. Oktober	3	3	3	3		3
<b>Mais</b>						
<b>Anbaufolgen</b>						
Mais - Winterweizen - Wintergerste	2,5	2	2	2,5		2,5
<b>Spezialanbaufolgen</b>						
Wintergerste - Zwischenfrucht- mulch - Mais - Winterweizen - Wintergerste	1,5	1	2	1,5		1,5

Bewertung:



schnell  
mäßig  
langsam

hoch  
mäßig  
niedrig

hoher Schutz  
geringer Schutz  
kein Schutz

hoher Schutz  
geringer Schutz  
kein Schutz

ohne  
mäßig  
lang

ausreichender Schutz  
geringer Schutz  
unzureichender Schutz

## **Wirkung von Böden und Fruchtarten auf die Grundwasserneubildung pleistozäner Ackerstandorte Ostbrandenburgs**

U. Schindler, M. Wegehenkel, L. Müller, F. Eulenstein und J. Steidl

Für grundwasserferne Böden Ostbrandenburgs wurde für unterschiedliche Fruchtarten und Fruchtfolgen die Sickerwasserbildung für die Jahre 1992-1995 berechnet. Grundlage bildete der validierte und verifizierte Bodenwasser-Modellverbund MOBOWASI (WEGEHENKEL et al. 1995). Ergebnisse zum Einfluß von Niederschlag, Boden, Fruchtart und Fruchtartenzusammenstellung auf die Sickerwasserbildung werden vorgestellt und diskutiert.

Grasland und Fruchtfolgen mit Zwischenfrucht liefern die geringsten Sickerwassermengen. Umweltrelevant ist diese Wirkung durch den damit verbundenen Stoffrückhalt in den Herbst- und Wintermonaten besonders auf den leichten Sandböden. Auf mittleren bis schweren Böden kann dauerhafte Begrünung diese zum Erliegen bringen.

Entscheidend für die Sickerwassermenge ist nicht allein die Höhe der Jahresniederschlagssumme, sondern in besonderem Maße ihre zeitliche und mengenmäßige Verteilung.

Bodenwasserdefizite, verursacht durch geringe Niederschläge, können bei mittleren bis schweren Böden überjährig mindernd auf die Sickerwasserbildung wirken.

In für die niederschlagsarme Region Ostbrandenburgs feuchten Jahren ist der Bodeneinfluß stark, in trockenen Jahren nur unwesentlich.

Die Wirkung der Fruchtart und Fruchtfolge auf die Sickerwassermenge ist groß, wenn die Pflanzenwasserversorgung aus dem Bodenspeicher ausreichend ist. Sie ist klein, wenn das Bodenwasserangebot die Biomassenproduktion limitiert.

### **Literatur**

M. WEGEHENKEL, U. SCHINDLER, L. MÜLLER UND F. EULENSTEIN: Wirkung von Böden und Fruchtarten auf die Grundwasserneubildung pleistozäner Ackerstandorte Ostbrandenburgs. Archives of Agronomy and Soil Science, im Druck.

## Lachgas- und Methanemissionen aus degradierten und wiedervernässten Niedermooren Nordostdeutschlands

J. Augustin, W. Merbach, G. Schalitz, H. Käding und W. Schmidt

Nährstoffreiche Niedermoore ( $0,3-0,5 \cdot 10^6 \text{ km}^2$ ) stellen einen wichtigen Teil der auf der Nordhemisphäre der Erde weit verbreiteten Moore dar. Bis heute bereitet es große Schwierigkeiten, die Umweltrelevanz der Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungsprozesse, vor allem aber der ober- und unterirdischen C/N-Stoffausträge aus diesen Standorten exakt einzuschätzen. Verschiedene Indizien deuten jedoch darauf hin, daß insbesondere die Emission klimarelevanter Spurengase wie Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) und Methan ( $\text{CH}_4$ ) durch tiefgehende Entwässerung und andere anthropogene Eingriffe in dramatischer Weise beeinflusst wird. Im ZALF Müncheberg wurde deshalb ein Untersuchungsprogramm begonnen, welches die Aufklärung des Einflusses differenzierter Moorbewirtschaftung auf den Stickstoffhaushalt und die Spurengasemission aus den stickstoffreichen, degradierten Niedermooren Nordostdeutschlands (Fläche 425.000 ha) zum Ziel hat. Die auf repräsentativen Niedermoorstandorten (u.a. Rhin-Havelluch, Friedländer Große Wiese) mit Hilfe der "closed-chamber"-Methode vorgenommenen Gasemissionsmessungen zeitigten folgende Resultate: Stark entwässerte Niedermoore stellen starke Quellen für Lachgas ( $0,5$  bis  $5,3 \text{ kg N}_2\text{O-N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ) und schwache Senken für Methan dar. Bemerkenswert ist vor allem der kontinuierliche Fortgang der Lachgasfreisetzung bei tiefreichendem Bodenfrost. Anhebung des Grundwasserstandes und Wiedervernässung bewirkten eine drastische Reduktion der Lachgasfreisetzung bei gleichzeitig starker Stimulation der Methanemission (bis zu  $293 \text{ kg CH}_4\text{-C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ). N-Düngung führte lediglich bei extrem hohen N-Gaben ( $480 \text{ kg N}$ ) zu einer Erhöhung der Lachgasemission ( $14 \text{ kg N}_2\text{O-N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , Abb. 1). Insgesamt wird jedoch nur ein geringer Teil des Düngers in Form von Lachgas an die Atmosphäre abgegeben ( $0,7\%$  bis  $2,4\%$ ).

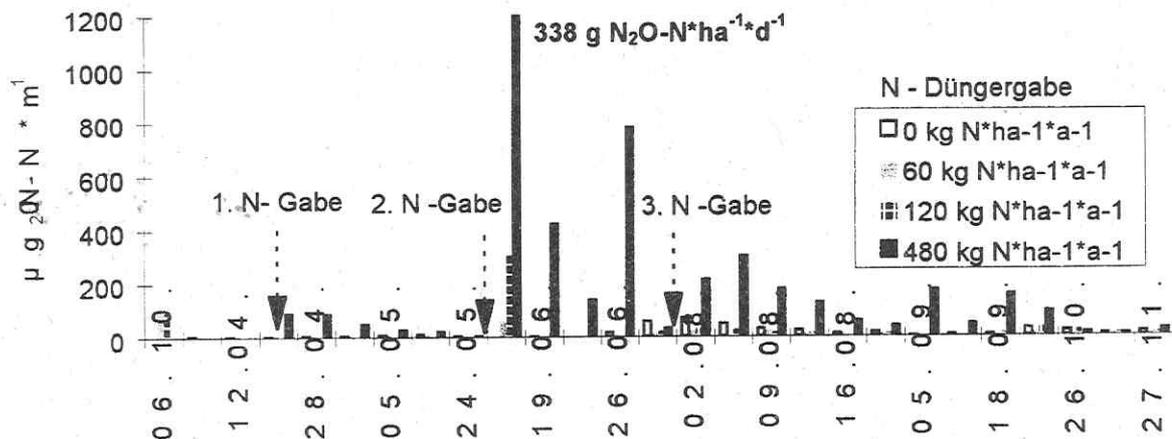


Abb. 1: Einfluß differenzierter Mineral-N-Gaben auf die Lachgasfreisetzung aus dem Feldversuch zur N-Düngung von Niedermoorgrünland (Anlagejahr: 1961) in Paulinenaue/Rhin-Havelluch (flachgründiges, stark degradiertes Versumpfungsmoor), Land Brandenburg, im Verlauf des Jahres 1995

## Kennzeichnung und Bewertung von Agrarlandschaften zur Entwicklung langfristig tragfähiger Landschafts- und Produktionsstrukturen

U. Schumacher, W. Hierold und B. Schwigon

Die Bearbeitung der o.g. Thematik erfolgt im Rahmen des BMBF-DBU-Verbundprojektes "Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide Chorin".

Ziel des Projektes ist es, am Beispiel eines repräsentativen Landschaftsausschnittes in der Uckermark eine übertragbare Methodik zum integrierenden Naturschutzmanagement zu entwickeln.

Im BMBF-finanzierten Projektteil werden Forschungsarbeiten in den Bereichen Geoökologie, Geobotanik und Zoologie durchgeführt, die in eine ökologische Zielbestimmung für die Region münden. Auf dieser Grundlage erarbeitet der Umsetzungsteil des Verbundvorhabens, der durch die DBU gefördert wird und unmittelbar mit den Landwirten der Region zusammenarbeitet, umweltgerechte und nachhaltige Landnutzungsformen und Produktionsverfahren, die auch aus sozioökonomischer Sicht sinnvoll sind.

Ein wesentlicher Aspekt bei der Etablierung solcher Landnutzungssysteme ist die *Entwicklung langfristig tragfähiger Landschafts- und Produktionsstrukturen*, die sowohl die Ansprüche des Naturschutzes als auch die Interessen der praktischen Landwirtschaft berücksichtigen.

Die aktuelle Landschaftsausstattung ist unter dem Gesichtspunkt regionalisierter Umweltqualitätsziele zu bewerten, um Entwicklungserfordernisse zu verdeutlichen. Das Entscheidungsumfeld zur Überprüfung und i.d.R. Neufestlegung von Schlaggrenzen, meist durch Teilung, beinhaltet sowohl natürliche und historische als auch betriebliche und technologische Gesichtspunkte (Abb. 1). Entscheidungsträger bleibt der Betriebsleiter, der durch Beratung in die Lage versetzt wird, die betriebswirtschaftlichen Aspekte mit Erfordernissen des abiotischen und biotischen Ressourcenschutzes abzuwägen. Den Rahmen zur Entwicklung von Entscheidungsvarianten bilden dabei natürliche, technische und rechtliche Grenzen unterschiedlicher Priorität (Tab. 1).

Eine erste praktische Umsetzung der Entwicklung langfristig tragfähiger Schlagstrukturen erfolgte am Beispiel des im Oktober 1994 neu gegründeten Betriebes Gut Peetzig.

Dieser Demeter-Hof bewirtschaftet ca. 500 ha LN in einem der Untersuchungsgebiete.

In den Aufbau der Betriebsstrukturen konnten aktuelle Untersuchungsergebnisse des Verbundprojektes einfließen, auf deren Grundlage eine Schlagneugliederung sowie weitere Maßnahmen zur Landschaftsstrukturierung erarbeitet und umgesetzt wurden.

Resultierend aus dem Betriebskonzept waren 16 Schläge zu etablieren, um den Fruchtfolgeerfordernissen gerecht zu werden. Die Ausweisung hofnaher Weideflächen bot überdies die Möglichkeit, ackerbauliche Ungunststandorte umzuwidmen. Für die Erarbeitung des neuen Schlagmusters wurden in erster Linie das Bodenartenspektrum, Bewertungen zur Wind- und Wassererosionsgefährdung sowie Ergebnisse chemischer Bodenuntersuchungen herangezogen. Die vorwiegend sandigen Böden in Bereichen mit mittlerer bis starker Reliefenergie weisen ein hohes Gefährdungspotential für Wassererosion auf, in Kombination mit Windoffenheit gilt das ebenfalls für die Winderosion. Zur Verminderung der Wassererosionsgefährdung erfolgte die Ausrichtung der Schlaggrenzen so, daß möglichst eine Verkürzung der Hanglängen bzw. ein Durchschneiden von Erosionsrinnen erreicht wurde. Besonders gefährdete Bereiche im Einzugsgebiet von Biotopen wurden als Grünland ausgewiesen.

Die Winderosionsgefährdung soll vor allem durch die an Schlaggrenzen, aber auch innerhalb von Schlägen vorgenommenen Strukturierungsmaßnahmen, wie Heckenpflanzungen, Anlage von Flurgehölzen, Ergänzungspflanzungen an Wegen vermindert werden. Diese Maßnahmen, ergänzt um Streuobstanpflanzungen und die Etablierung langfristiger Brach- und Ackerrandstreifen tragen darüber hinaus zur Schaffung von Lebensräumen und zur Gliederung der Landschaft bei. Die Maßnahmen wurden durch Finanzierung des Umweltministerium des Landes Brandenburg als Pilotprojekt im Jahr 1996 realisiert. Eine Erfolgskontrolle damit erreichter Effekte ist z.T. erst in Jahren möglich und auch von den betrieblichen Landbewirtschaftungs- und Landschaftspflegemaßnahmen abhängig.

## Entscheidungsumfeld zur nachhaltigen Entwicklung von Schlagstrukturen

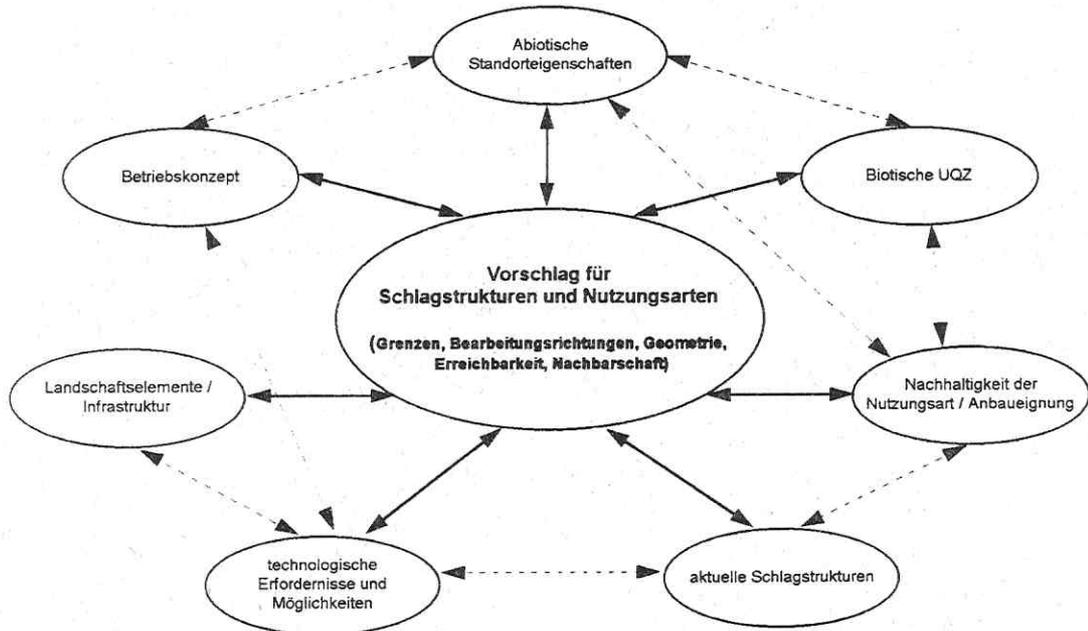


Abb. 1: Entscheidungsumfeld zur nachhaltigen Entwicklung von Schlagstrukturen

Tab. 1: Wichtung von natürlichen, technogenen, rechtlichen u.a. Landschaftsstrukturen und -grenzen bei der Entwicklung langfristig tragfähiger Bewirtschaftungsstrukturen incl. naturschutzorientierter Landschaftsausstattung

Priorität	natürliche Grenzen	technische Grenzen	rechtliche Grenzen
hoch	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Boden-Gewässergrenzen</li> <li>- Grenzen zw. Mineralböden und organischen Böden</li> <li>- Acker-Waldgrenzen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verkehrswege hoher Ordnung</li> <li>- Verkehrswege niedriger Ordnung</li> <li>- Rohstoffabbau</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- eingriffsregelnde Schutzgebietsgrenzen (z.B. NSG, Trinkwasserschutzgebiete)</li> <li>- geschützte Biotop nach § 32 BgbNatSchG</li> </ul>
mittel	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fließ</li> <li>- Einzelobjektketten (z.B. Sollketten)</li> <li>- Bodengüte-Grenzen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- unbefestigte Fahrwege</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Eigentümergegrenzen</li> </ul>
gering	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Punktobjekte / kleine Flächen</li> <li>z.B. Findling</li> <li>Einzelbaum</li> <li>Soll</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Einzelmast</li> <li>- Pumpenhaus</li> <li>- Kontrollschacht</li> </ul>	

## Bereitstellung regionalisierter Bodendaten für Bodenschutzanforderungen des Landes und des Bundes am Beispiel des Landkreises Oberhavel

W. Hierold, St. Lorenz und R. Wysujack

Die Länder und der Bund haben im Sinne des Ressourcenschutzes in mittleren und kleinen Maßstäben, d.h. für landes- bzw. bundesweite Überblicksaussagen bzw. für Schwerpunktgebiete (nicht standort- bzw. punktgetreu), flächendeckende Informationen zur Verbreitung der Böden, ihrer Funktionsfähigkeit bzw. -beeinträchtigung zu erheben und bereitzuhalten. Der Entwurf des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG-E) sieht u.a. vor, Daten der Länder zu aggregieren und den zuständigen Bundesbehörden zur Verfügung zu stellen. Dieses verwaltungstechnische Vorhaben stellt fachliche Anforderungen, die mit der Regionalisierung von Umweltinformationen benannt werden können. Vielfältig vorliegende Einzelinformationen sind in einen flächen- oder raumhaften Bezug zu stellen, entsprechend der Maßstäblichkeit zu verallgemeinern oder zu differenzieren und räumlichen Gültigkeitsbereichen zuzuordnen. Die Autoren sehen im Ergebnis von Diskussionen mit den Auftraggebern und Vorhabensbeteiligten aus Umweltbundesamt (UBA), Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und Landesumweltamt (LUA) diese Dreigliederung von Regionalisierungsverfahren: **Aggregation** (Upscaling), **Disaggregation** (Downscaling) und **Referenzierung** (Informationsübertragung auf typgleiche Flächen).

Am Beispiel der konkreten administrativen Einheit „Landkreis Oberhavel“ war die Datenlage und Verfügbarkeit zu prüfen, methodische Wege zur Datenbereitstellung zu erarbeiten und die exemplarische Ausführung mit Defizitanalyse und Aufwandsbewertung zu realisieren. Im ZALF wurde die flächendeckende Bereitstellung von Punkt- und Flächendaten zur „pedogenen/geogenen Grundausrüstung der Böden“ bearbeitet. Dies entspricht der Erstellung von **Bodenübersichtskarten incl. Flächendatenbanken**, wie sie im Konzept der BGR und der Geologischen Landesämter zukünftig vorgesehen sind. Aufsetzend auf die bisherigen Erfahrungen der BGR (HARTWIG et al. 1995) und des Landesamtes für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburgs wurde aus vorhandenen Unterlagen eine Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200.000 (BÜK 200) als Konzeptkarte erarbeitet. Dabei wurden methodische Empfehlungen zur fachlichen Verarbeitung vorhandener Datenquellen, insbesondere der MMK und der forstlichen Naturraummosaiktypenkarte (NATM), sowie zu GIS- und DV-technischen Lösungen erarbeitet. Beiliegende Abbildung zeigt in einem Fließschema die Hauptarbeitsschritte von der Datenrecherche und digitalen Verfügbarmachung bis zur Erstellung der Konzeptkarte mit Flächendatenbank auf.

Die fachlichen Schwerpunkte der Erarbeitung der BÜK 200 liegen in der:

1. Zusammenführung und Verifizierung von Bodeninformationen für die forstlichen und landwirtschaftlich genutzten Flächen zu einem einheitlichen flächendeckenden Kartenwerk
2. Bereitstellung von Profil- und Horizontdaten zur Flächeninhaltsbeschreibung der Leitbodengesellschaften
3. BÜK-200-gerechten Aggregation und Referenzierung der einfließenden Quellinformation

Unter 1. wurden eine Arbeitslegende und Zuweisungsschlüssel für die MMK- und NATM-Kartierungseinheiten erstellt, die die Interpretation der Quellenmaterialien i.S. der klassifikatorischen Anpassung an die BÜK-Erfordernisse einschließt. Beispielhaft sei hier eine von 25 BÜK-Legendeneinheiten benannt.

54           überwiegend **Braunerde** (50-70%) und verbreitet **Bänderparabraunerde** (30-50%).  
                 überwiegend aus Kryo- und Moränensand...

Prinzip ist die Benennung der Leitböden in Anteilstufen als bodensystematische und substratsystematische Einheiten (AG BODEN 1994, S. 269 ff.).

Da einzelne Leitbodenformen in mehreren Vergesellschaftungen vorkommen können, tragen ihre Profil- und Horizontdaten zur Flächeninhaltsbeschreibung in verschiedenen BÜK-Legendeneinheiten anteilig bei. Im Ergebnis der weitgehend automatischen (GIS-technischen) Erstellung der BÜK-Konzeptkarte können Kleinflächen entstehen, die dem Übersichtsmaßstab 1:200.000 nicht entsprechen. Die Aggregation erfolgt nicht automatisch, sondern nach einer Ähnlichkeitsmatrix, die die Inventare der BÜK-Legendeneinheiten anteilsbezogen sowie boden- und substrattypologisch vergleicht (HEROLD et al. 1996).

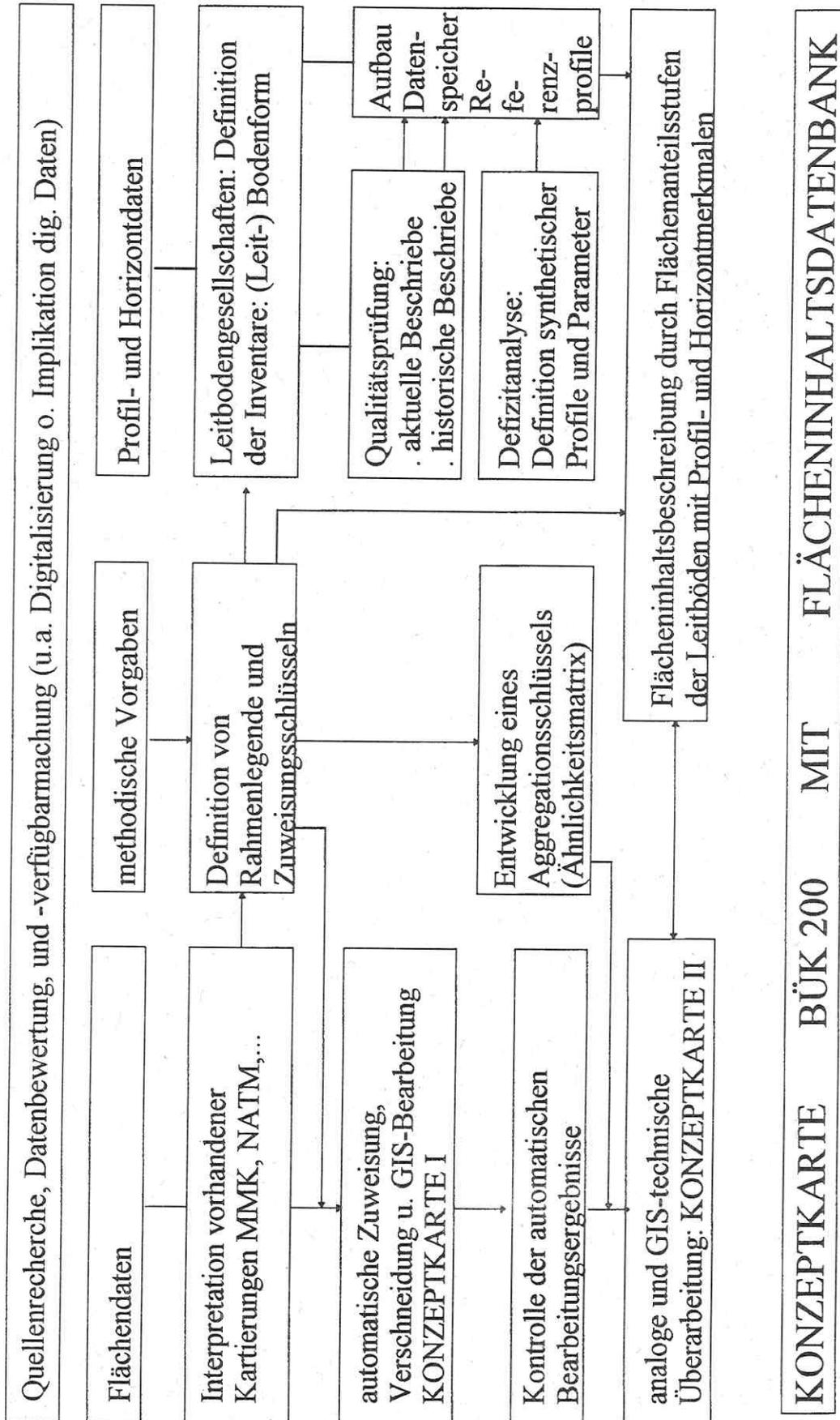
## Literatur

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, Hannover.

HARTWIG, R., D. KRUG UND W. ECKELMANN (1995): Anleitung zur Erarbeitung der ... (BÜK 200). BGR, internes Material i.A. der Ad-hoc-AG Boden, Stand 05/95.

HIEROLD, W. et al (1996): Erstellung eines Konzeptes zur Durchführung des § 19 „Datenübermittlung an den Bund“ des BBodSchG-E, unveröff. F+E-Bericht.

# Erstellen einer BÜK 200 (Konzeptkarte) mit Flächeninhaltsdatenbank





**Ökologie-Zentrum  
der Universität Kiel  
(ÖZK)**

## Angewandte Aspekte bei der Auswertung des Bornhöved-Projektes

H. Roweck

Für die „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ läuft derzeit die dritte und im Kontext der bisherigen Konzeption auch letzte Förderphase, in der wir uns nun noch mehr als vorher schon um eine fachübergreifende Zusammenführung und Interpretation der erhobenen Daten bemühen. Dabei spielt der berühmte Schritt „vom Punkt in die Fläche“ eine besondere Rolle, das heißt, wir überprüfen zum einen das vorliegende Datenmaterial daraufhin, welche Übertragungen von der Objektebene auf die Typusebene möglich und für welche Anwendungszwecke zulässig sind; zum anderen werden bestehende Datenbanken, die im weitesten Sinne geeignet sind, den Zustand von Ökosystemen zu beschreiben oder Entwicklungsspielräume aufzuzeigen, ergänzend ausgewertet. Hier war bereits im Vorfeld klar, daß die Datenlage in bezug auf die verschiedenen Schutzgüter sehr unterschiedlich ist und insbesondere die freilebenden Tiere und Pflanzen und ihre Lebensbedingungen betreffend nur einfachste Verallgemeinerungen zuläßt.

Abbildung 1 skizziert die Entwicklung der Aufgabenstellung im „Projektzentrum Ökosystemforschung“ von 1987 bis zum vorgesehenen Abschluß 1999. Während für die Arbeiten der beiden ersten Phasen noch die in Abbildung 2 dargestellte Projektstruktur maßgebend war, sind derzeit viele dieser Arbeitsbereiche aufgelöst und - deutlich verkleinert - neu kombiniert worden, wie in Abbildung 3 zu sehen ist.

Die bisher erarbeiteten Ergebnisse des Projektes (mit mittlerweile 52 abgeschlossenen und ca. 35 noch laufenden Dissertationen) sind in ca. 520 Veröffentlichungen niedergelegt. Hier sei lediglich eine kleine Auswahl anwendungsbezogener Themen der dritten Projektphase aus einzelnen Arbeitsgruppen stichwortartig benannt. Die dem Beitrag angehängten Poster erlauben einen etwas tieferen Einblick in die behandelten Themenfelder. Einer dieser Bereiche (Umweltbewertung und Planung) soll dann ein klein wenig genauer vorgestellt werden, verbunden mit einem Hinweis, wie wir uns den oft angemahnten, aber nicht immer leicht einzulösenden Brückenschlag von der Grundlagenforschung zur Umsetzungsvorbereitung - etwa im Rahmen der Landschaftsplanung - methodisch vorstellen.

**Im Basisprogramm** werden in stark reduziertem Umfang gegenüber den Vorjahren weiterhin Grundlagen-Daten erhoben, wobei der Schwerpunkt auf der Ermittlung solcher Daten liegt.

- die im Zusammenhang mit der Modellbildung deutlich gewordene Lücken schließen sollen und hier insbesondere für die Schritte Kalibrierung und Validierung benötigt werden (Bei genauem Hinsehen erweist sich der „Schritt vom Punkt in die Fläche“ vielfach als eine längere Reihe von allmählich größer werdenden Schritten.).
- die das Zeitfenster erweitern sollen, etwa um mehrjährige zyklische Prozesse wenigstens näherungsweise beschreiben zu können. Dabei wird jedoch bereits jetzt deutlich, daß viele der ansatzweise erkennbaren Trends ohne ein Langfrist-Monitoring nicht verantwortlich interpretiert werden können, weshalb zum Basisprogramm (Abb. 4) ganz wesentlich auch die Anlage und Betreuung von Dauerbeobachtungsflächen gehört. Die Ergebnisse aus diesem Bereich werden schon jetzt von anderen Forschungsvorhaben am Ökologie-Zentrum Kiel und Forschungseinrichtungen anderer Bundesländer genutzt und stehen darüber hinaus für verschiedene nationale und internationale Meßnetze zur Verfügung.

Im Arbeitsbereich **Theorie** (Abb. 5) bemühen wir uns um Beiträge zu der Frage, inwieweit in der Literatur diskutierte Bausteine eines Grundmodells für Ökosysteme mit den vorhandenen Datensätzen verträglich sind, die es zu einigen im Projektgebiet vergleichsweise intensiv untersuchten System-Individuen gibt. Hier soll also geprüft werden, wie sich die vorliegenden Befunde in theoretischen Kontexten interpretieren lassen. Finden sich etwa Hinweise auf

- thermodynamisch gesteuerte Selbstorganisations-Mechanismen?
- Welchen räumlichen und zeitlichen Skalen lassen sich die Datensätze im Rahmen einer „Hierarchietätstheorie“ zuordnen?
- Welche der sogenannten emergenten Systemeigenschaften sind geeignet, (erwünschte und unerwünschte) Trends zu kennzeichnen? - Also: lassen sich mit ihrer Hilfe Zielfunktionen beschreiben und wenn ja, welche?

# Vorbereitungsphase

## Standortcharakterisierung

Basiskonzept

## Hauptmeßphase

Basismeßgrößen  
Forschungsraum  
Infrastruktur

## Auswertungsphase

Pools  
Prozesse  
Modelle

Auswertung  
Integration  
Umsetzung  
Anwendung

1987 1988 1989 1990 1991 1992 1993 1994 1995 1996 1997 1998 1999

Abb. 1: Entwicklung der Aufgabenstellung im Projektzentrum Ökosystemforschung (Grafik F. MÜLLER)

Koordination Infrastruktur	Standort- charakteristik	Stofffluß- quantifizierung	Vegetation	Fauna	Limnologie
1.1 Koordination	2.1 Mikroklima	3.1 Immission	4.1 Struktur der Vegetation	5.1 Wirbellosenfauna	6.1 Hydrochemie
1.2 Informatik	2.2 Boden	3.2 Deposition	4.2 Primärproduktion	5.2 Avifauna	6.2 Limnische Bakterien I Stickstoff
1.3 Mathematik	2.3 Wassermengen- haushalt	3.3 Stofftransfer Boden	4.3 Unterirdische Biomasse	5.3 Säugetiere	6.3 Limnische Bakterien II Kohlenstoff
1.4 Modellbildung	2.4 Hydrogeologie	3.4 Spurengas- flüsse	4.4 Bodenmikroflora		6.4 Phytoplankton
1.5 Geographisches Informationssystem	2.5 Paläoökologie I: (Isotope)	3.5 Stofftransfer Grundwasser	4.5 Pilze		6.5 Zooplankton
1.6 Sozioökono- mische Modelle		3.6 Ökotoxikologie	4.6 Denitrifikation		6.6 Nekton
			4.7 Stickstofffixierung		6.7 Benthon
			4.8 Paläoökologie II Vegetation		6.8 Sedimentchemie
1992-1995	verändertes Teilvorhaben				6.9 Paläoökologie III Paläolimnologie
1992-1995	hinzugekommenes Teilvorhaben				
Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette					

Abb. 2: Alte Projektstruktur der Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder-Seenkette

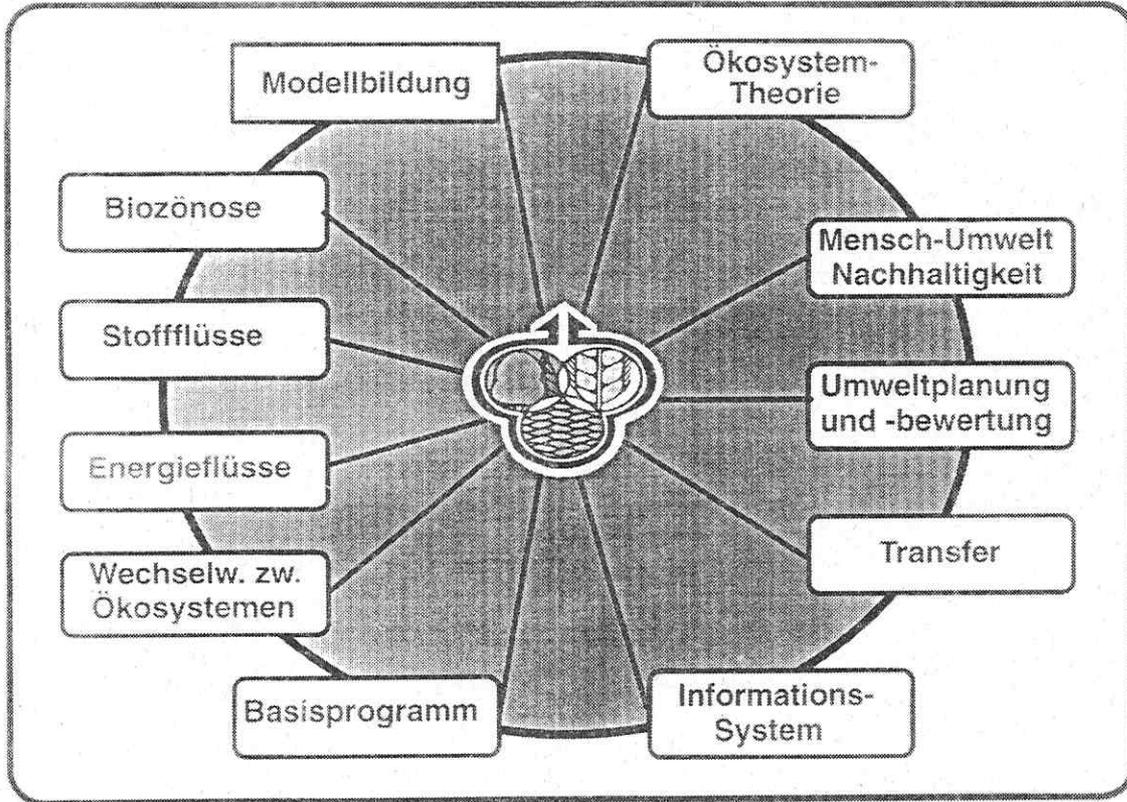


Abb. 3: Neue Themenschwerpunkte in der dritten Förderphase des Vorhabens (Grafik F. MÜLLER)

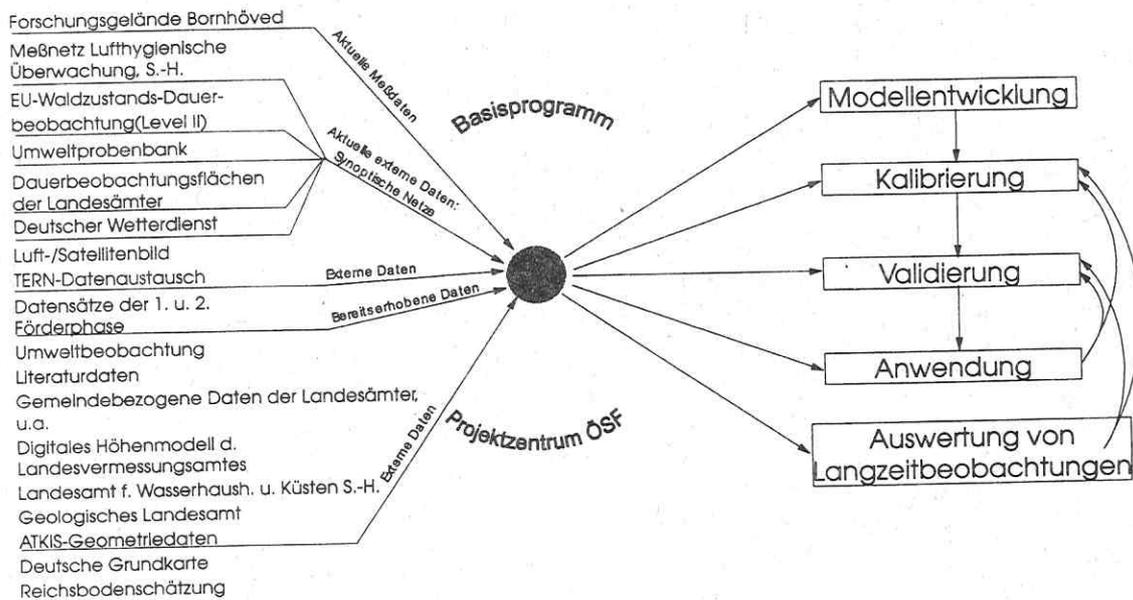


Abb. 4: Schematische Übersicht der Aufgabenstellung im Basisprogramm in der dritten Förderphase (Grafik W. SCHÄFER)

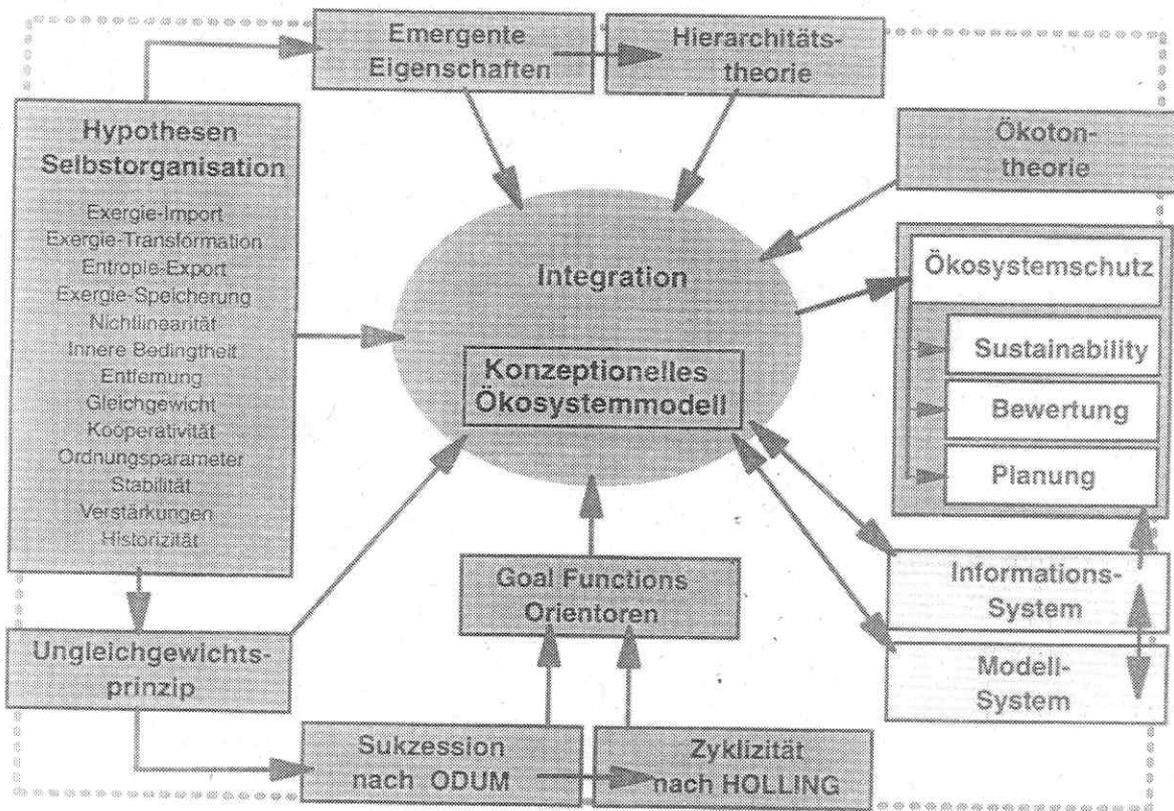


Abb. 5: Verknüpfung schematischer Schlagworte im Arbeitsbereich Theorie (Grafik F. MÜLLER)

Anwendungsbezogen geht es hier kurzgefaßt um die Überprüfung der Bedeutung theoretischer Grundlagen der Ökosystemlehre für die Entwicklung umweltschonender Landnutzungssysteme, oder, um ein Modewort aufzugreifen, die Entwicklung von Landnutzungssystemen, die am Nachhaltigkeits-Gedanken ausgerichtet sind. Vielleicht kann dieser Arbeitsbereich auch Hinweise liefern, ob den modernen Unwörtern Ecosystem Health und Ecological Integrity ein vernünftiger Inhalt zugeordnet werden kann.

Fraglos liegt ein zentraler Themenschwerpunkt des Bornhöved-Projektes im Bereich der **Stofflichen Interaktionen** zwischen den betrachteten Subsystemen. Mit großer werdendem Beobachtungszeitraum lassen sich aus einer ganzen Reihe von Befunden zur Dynamik von Stoff-Vorräten und -flüssen Trends erkennen und, wenn auch mit aller Vorsicht, Langzeiteffekte bestimmter Störwirkungen immer präziser abschätzen. So werden (als Beispiel) auf dem zugehörigen Poster Ionenbilanzen eines Buchenwald-Standortes dargestellt, aus denen sich recht deutliche Hinweise auf einen bevorstehenden Umbau der Zönosen ergeben. Je genauer wir solche systemtypischen stofflichen Interaktionen kennen, desto verlässlicher können sie als Indikatoren für Zustandsbeschreibungen von Ökosystemen dienen.

Eng gekoppelt mit den stofflichen sind die **Energetischen Interaktionen**, und in dem Maße, in dem wir uns mit Stoff-/Energiebilanzen von catenenbezogenen Prozessen lösen und die Verhältnisse in Zusammenhängen größer werdender Landschaftsausschnitte betrachten, sind auch hier wichtige Beiträge zu erwarten für die Entwicklung (oder Auswahl) angepaßter Landnutzungssysteme. Verbindet man beispielsweise CO₂- und Energiebilanzen für Produktionsverfahren, für Betriebssysteme und für betroffene Landschaftsausschnitte miteinander, dann ergeben sich hieraus u.a. Ansatzpunkte für ökonomische Steuerungen. Wie handhabbar derartige Indikatorsysteme sind, soll noch im Detail untersucht werden.

Beim Themenkomplex **Biozönotische Interaktionen** reichen für eine breitangelegte Analyse von Nahrungsnetzen und populationsdynamischen Phänomenen acht Beobachtungsjahre sicher nicht aus, um in größerem Umfang vertretbare Empfehlungen für den Organismenschutz abzuleiten. Was aber beispielsweise bezogen auf das Feuchtgrünland, wo wir ergänzende Datensätze aus vergleichbaren Landschaften haben, auch jetzt schon möglich scheint, ist eine Präzisierung biotischer Entwicklungspotentiale in einer Verknüpfung von Standorts- und Strukturmerkmalen, der Präsenz und Entfernung von Donator-Populationen sowie Nutzungseffekten - eine für Schleswig-Holstein mit ausgedehnten Niederungslandschaften mit Grenz- und Unterertragsgrünland sicher interessante Anwendungsmöglichkeit der Ergebnisse dieser Arbeitsgruppe.

Ökosysteme sind, je nach Fragestellung, relativ frei abgrenzbare Konstrukte. Die im Arbeitsbereich **Interökosystemare Wechselwirkungen** behandelten Phänomene betreffen Beziehungen zwischen den (allemaal in Kulturlandschaften) makromorphologisch gut abgrenzbaren Komplexen sowie den Bereich der Ökoton-Forschung. Die „Umsetzungs-Literatur“ konzentriert sich auch heute noch viel zu sehr auf die Situation einzelner Systeme (Streuwiesen, Hochmoore...), dies sicher nicht, weil die stoffliche und energetische Einbindung solcher Systeme in größere Landschaftszusammenhänge nicht bekannt wäre, sondern wohl eher, weil in Landschaften ansetzende Maßnahmen meist unbequemer in der Durchführung sind und nur selten zu rasch vorzeigbaren Ergebnissen führen. Diese Arbeitsgruppe betrachtet also viele der schon angesprochenen Themen unter besonderer Berücksichtigung gesamtlandschaftlicher Beziehungen. Beispielhafte Fragestellungen lauten:

- Wie lassen sich limnische -, terrestrische - und Grundwasser-Modelle zu einem komplexen See-Umland-Modell zusammenfügen, und
- welche Rolle spielen dabei vermeintlich puffernde Strukturen?
- Welche Faunenaustausch-Prozesse rechtfertigen den Rückbau trennender Strukturen in Landschaften?
- Wie wirken sich Habitat-Fragmentierungen auf die Zönosen der betroffenen Systeme aus?

Im Arbeitsbereich **Ökologische Modellbildung** sind verschiedene Modell-Anwendungen in Systemstudien vorgesehen, und auch auf der Modellebene steht der Schritt vom Hauptuntersuchungsgebiet in größerräumige Zusammenhänge an (Abb. 6), wobei, zumindest in Bezug auf einige Schutzgüter, die Übertragungen noch recht allgemein gehalten werden müssen. Die Palette reicht dabei von Organismen-bezogenen Modellen (Populationsdynamik von Einzelarten) über die Ökosystemebene (Expertensysteme für das Management bestimmter Biotoptypen) bis zur detaillierten Darstellung von Nutzungsänderungen, global change-Effekten etc. in ausgewählten Szenarien. Die bereits erwähnte Präzisierung der biotischen Entwicklungspotentiale von Grünlandstandorten kann mit Hilfe derartiger Expertensysteme erfolgen, die versuchen, die individuelle Situation zu entwickelnder Standorte durch Rückfragen einzubeziehen und damit zu einem hilfreichen Instrument für die naturschutzfachliche Praxis werden (Abb. 7).

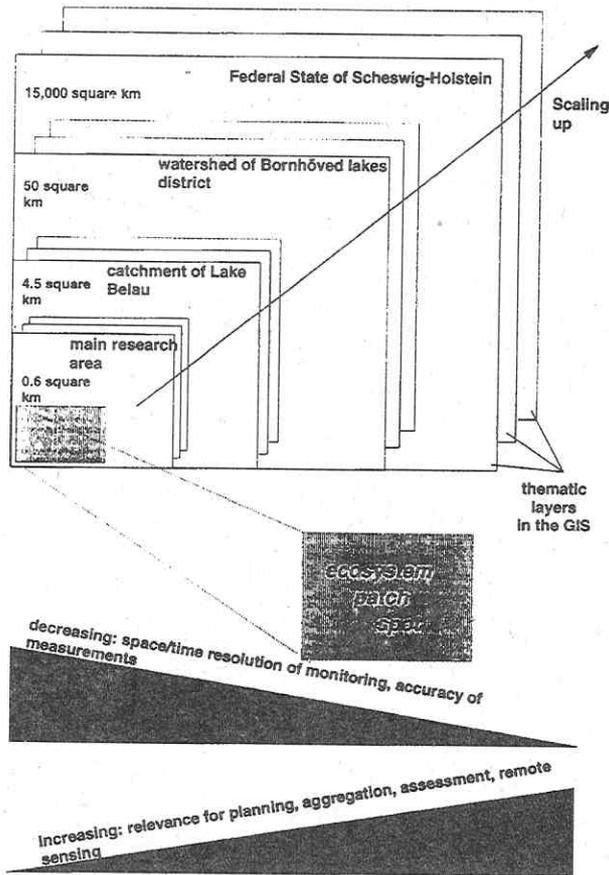


Abb. 6: Betrachtete Maßstabs-Ebenen auf dem Weg „vom Punkt in die Fläche“ (Grafik R. ZÖLITZ-MÖLLER)

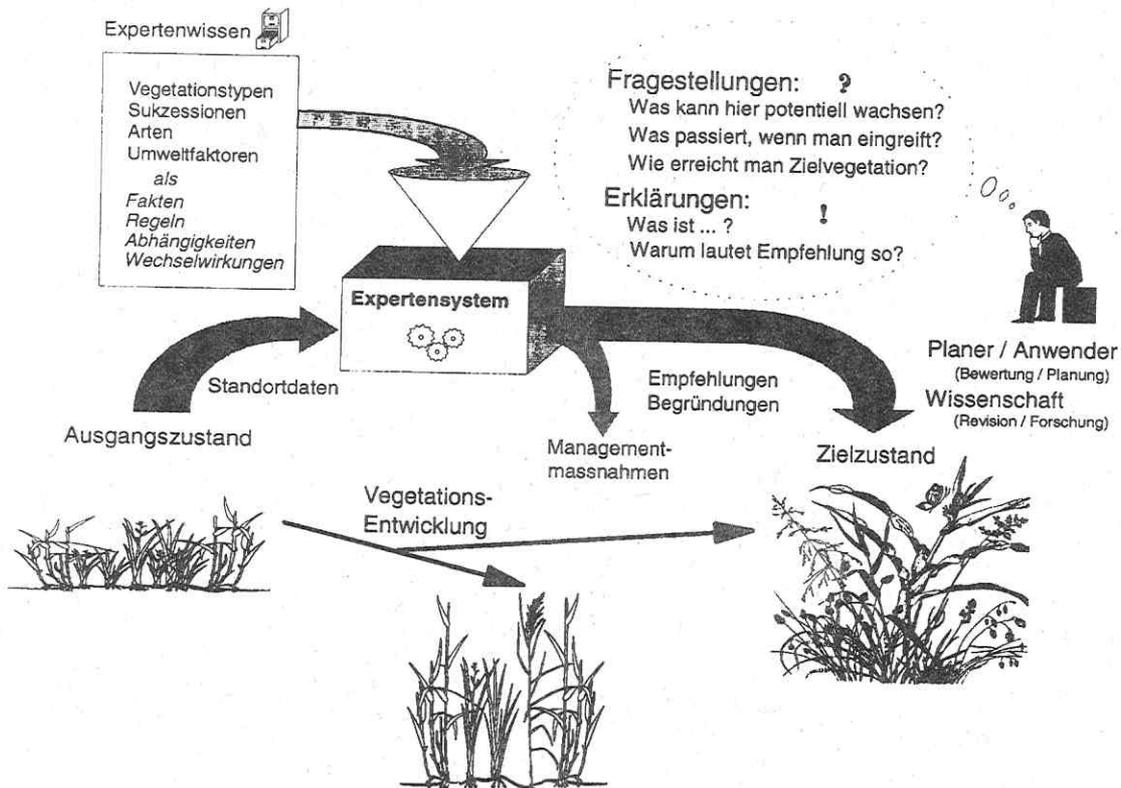


Abb. 7: Die Bestimmung der biotischen Potentiale von Feuchtgrünland-Standorten kann mit Hilfe eines Expertensystems erfolgen (Grafik M. ASSHOFF)

Ein **Ökologisches Informationssystem** schließlich verwaltet nicht nur die Daten-Berge und bietet verschiedenste Werkzeuge für den Umgang mit Ihnen an, sondern entwickelt bei Bedarf Methoden-Bausteine, integriert Modell-Ansätze anderer Arbeitsgruppen und schafft damit alles in allem eine Grundlage für die Ausgabe verschiedenster Themenkarten und Bilanzierungen, ohne die beispielsweise eine Überprüfung der Auswirkungen von Nutzungsvarianten auf die verschiedenen Schutzgüter nicht möglich wäre. In Tabelle 1 sind zwei der derzeit bei uns diskutierten Extremszenarien dargestellt, wohl gemerkt nicht als Ausgangspunkte für eine Kompromißfindung (wie bisweilen vorgeschlagen), sondern um auf der Modellebene Effekte veränderter Rahmenbedingungen in ihren Gesamtauswirkungen veranschaulichen zu können.

Damit komme ich zum Part **Umweltbewertung und Umweltplanung** und dem konzeptionellen Hintergrund für diesen Arbeitsbereich, der eng mit der Thematik **Nachhaltiges Landschaftsmanagement** verbunden ist. Für die Auswahl sich anbietender Schritte von der Grundlagenforschung zur Umsetzungsvorbereitung waren (bzw.) sind uns drei Veranstaltungen besonders hilfreich:

- Ein Expertentreffen des GfÖ-Arbeitskreises „Theorie in der Ökologie“ 1996 in Bremen zum Thema „Nachhaltige Entwicklung - Aufgabenfelder für die ökologische Forschung“
- eine diesjährige internationale Veranstaltung des Ökologie-Zentrums Kiel zum Thema „Goal Functions“ in Salza
- sowie lebhafte Diskussionen, die wir derzeit mit Sozial- und Geisteswissenschaftlern im Rahmen eines Graduiertenkollegs der DFG (Thema „Integrative Umweltbewertung“) im Hause haben, auf der Suche nach fächerübergreifenden Lösungsansätzen, die möglichst weitgehend frei von „Sein-Sollens-Fehlschlüssen“ sind. Der entsprechende Hinweis ist bekannt: Die Ökologie-Betreibenden sollen zwar beispielsweise möglichst detailliert darstellen, welche Lebensgemeinschaften sich wie bei bestimmten „anthropogenen“ Einwirkungen auf die Systeme verändern - aber bereits Aussagen darüber, welche Zönosen-Veränderungen (jenseits von dem, was in den betroffenen Systemen natürlicherweise geschieht) hinnehmbar sind und welche nicht, stehen uns nicht zu. Diese Problematik soll hier nicht vertieft werden, der Hinweis sei aber doch erlaubt, zumal selbst die moderne naturschutzfachliche Literatur zu solchen Themen kaum befriedigende methodische Lösungen anbietet, also Lösungsansätze, die bei der Datenaufbereitung für Anwendungsfragen darauf verzichten, diese Daten mit normativen Inhalten zu verbinden.

Tab. 1: Randbedingungen und angestrebte Zielaussagen für drei Beispiel-Szenarien bezogen auf den Raum der Bornhöveder-Seenkette

Szenario	Randbedingung	jeweils angestrebte Zielaussagen
Ist-Situation	EU-Agrarreform, Auflagen Landesnaturschutzgesetz, derzeitige Biotop- und Nutzungsstruktur	a) Zustand der Biozönosen, Artenvorkommen
Szenario A:	"Agrarindustrie" neuartige Intensivlandwirtschaft mit: - verstärkte Ausrichtung der Betriebe auf einzelne Produktionszweige - wenig Kulturarten - vereinfachte Fruchtfolge - Anbau nachwachsender Rohstoffe in hochgedüngten Monokulturen	b) Stoff- und Energieflüsse sowie -bilanzen in Ökosystemen und im Landschaftsverbund  c) agrarökonomische Betriebsergebnisse
Szenario B:	"kleinstrukturierte Landwirtschaft": - Absicherung der ökonomischen Situation durch Ausweitung der Erwerbsquellen (Produktdiversifizierung) - variable Kulturfruchtfolge - höhere Anzahl von Kulturarten - geringerer Dünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatz - landschaftspflegerische Maßnahmen als Erwerbsquelle	d) Typen der Landschaftspläne unter den angenommenen bzw. gegebenen Randbedingungen A und B mit Analyse der zu erwartenden ökologischen und ökonomischen Effekte

Die sich hieraus ergebende Beschränkung hat mit Blick auf unsere Kenntnislücken auch Vorteile, denn : ganz gleich, wie umfangreich wir unsere Analysen vornehmen, decken sie doch stets nur Teilbereiche der betrachteten Systeme ab und erfassen in aller Regel nur kurze Abschnitte aus den Entwicklungsabläufen einzelner Ökosystem-Individuen. Dies tritt nach acht Jahren intensiver Ökosystemanalyse fast noch deutlicher in Erscheinung als zu Beginn des Vorhabens. Spätestens bei dem versuchten Schritt „vom Punkt in die Fläche“ zeigt sich, daß die Übertragung der Befunde auf andere Individuen eines Typus zu umso größeren Ungenauigkeiten führt, je abhängiger diese Systeme von variablen Standortfaktoren sind. Das betrifft ganz allgemein die Mehrzahl der Landschaftselemente, mit denen wir es im Rahmen von Fachplanungen zu tun haben. In vergleichsweise naturnahen Systemen sehen die Verhältnisse insofern etwas anders aus, als wir hier mit Blick auf die natürliche Dynamik eher in der Lage sind, ökosystemare Elastizitätsgrenzen zu beschreiben - in Konfrontation mit unseren modernen Landnutzungssystemen liegen wir jedoch in der Mehrzahl der Fälle deutlich jenseits solcher Grenzen.

Hier können wir als Zuarbeit für Aktivitäten im politischen Raum zwar festgesetzte Standards und critical loads quasi als Etappen-Ziele akzeptieren, aus fachlicher Perspektive können wir hier nur versuchen, für einen maximalen Schutz abiotischer und biotischer Ressourcen zu plädieren: Umsetzungsbezogen führt uns dies zum Versuch der Operationalisierung eines „Konzeptes des minimalen Eingreifens“, zur Anwendung möglichst umweltfreundlicher Technologien, die so behutsam wie es die natürlichen Standortvoraussetzungen, Besitzverhältnisse und betriebliche Konzeptionen zulassen, in gesamtlandschaftliche Zusammenhänge einzubetten sind. Hier werden derzeit in Kooperation mit anderen Forschungsvorhaben (z.B. „Naturschutz in der offenen agrargenutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservats Schorfheide/Chorin“) und Forschungseinrichtungen (ZALF, Müncheberg) Methodenbausteine entwickelt, die in den kommenden Jahren zu Expertensystemen für eine flexible Anpassung von Landnutzungen zusammengefügt werden können, die in ihren Grundzügen sicherlich Ähnlichkeiten aufweisen werden, sich aber doch in natur- und kulturräumlich verschiedenen Situationen bezüglich vieler Details unterscheiden.

Betrachtet man die heute in Literatur und Praxis verbreiteten naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren, dann fällt auf, daß die verwendeten Kriterien ihre Bedeutungsschwerpunkte mehrheitlich im Bereich der Ökosystemanalyse haben. Ihre Anwendung führt uns zwar immer wieder vor faszinierende Fragestellungen, aber eben nur bezogen auf bestimmte Schutzgüter zu handhabbaren Werkzeugen für die Umsetzungsvorbereitung. Da für eine gewissenhafte Beantwortung sehr vieler Fragen der Praxis auf diesem Niveau ganz eindeutig die Datenbasis fehlt, gewinnen zunehmend Kriterien an Bedeutung, die sich auf an der Oberfläche erkennbare, die Eingriffsschwere beschreibende Eigenschaften beziehen und die organismenbezogenen „Basiskriterien“ hilfreich ergänzen. Genau hier liegt möglicherweise auch das noch näher zu testende Einsatzfeld der schon erwähnten emergenten Systemeigenschaften.

Hilfreich ist diese Art der Annäherung nach unserer Auffassung auch, weil sie Interpretationen in bezug auf Eingriffe zuläßt und mit ihrer Hilfe Nutzungsspielräume präzisiert werden können, sobald die Empfindlichkeiten der betroffenen Systeme gegenüber relevanten Wirkfaktoren angegeben werden können, die im Zusammenhang mit Eingriffen, Nutzungen - auch dem Nachlassen von Nutzungen - auftreten.

Für eine Anwendung in Szenarien, aber auch in konkreten Planungsvorhaben soll ein entsprechendes Instrument entwickelt werden, mit dessen Hilfe für die Ebenen der Landschaftsplanung Empfindlichkeiten eines Raumes auf der einen und Einwirkungen auf diesen Raum durch Elemente bestimmter Landnutzungen auf der anderen Seite dargestellt und abgeschätzt werden können. Es gilt, die nutzungsbedingten Wirkungen auf definierte Schutzgüter zu ermitteln und Wege für eine Begrenzung möglicher Schadwirkungen aufzuzeigen, als wichtige Grundlage für eine vorsorgeorientierte Planung. Damit werden Entscheidungsprozesse „am runden Tisch“ erleichtert und mögliche Handlungsoptionen für Akteure auf der Umsetzungsebene aufgezeigt.

Ein bereits geleisteter Beitrag in diesem Sinne ist die Darstellung der potentiellen Nitrat-Auswaschungsgefährdung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Hier wird auf der Grundlage einer programmgestützten Auswertung von Profildaten der amtlichen Bodenschätzung die standortabhängige Auswaschungsgefährdung berechnet und räumlich differenziert in abgestuften Empfindlichkeiten dargestellt. Mit Hilfe derartiger Karten werden räumliche Zuordnungen angepaßter Landbewirtschaftungen erleichtert, sie dienen zugleich als Grundlage für eine effektivere Verteilung von Düngemitteln auf den Produktionsflächen. Entsprechende Darstellungen im Sinne der klassischen Risikoanalyse betreffen vor allem die land- und forstwirtschaftlichen Intensivflächen und weniger die naturnäheren Bereiche und Systeme mit großen biotischen Entwicklungspotentialen, für die sich leichter Zielfunktionen festmachen lassen.

So wird derzeit versucht, mit Hilfe tierökologischer und geobotanischer Daten eine Präzisierung von Standortpotentialen sowohl auf der Typus- als auch auf der Objektebene vorzunehmen. Die dadurch ermöglichten Aussagen über die Restituierbarkeit beziehen sich je nach gewähltem Maßstab auf Einzelarten, Artengruppen, Pflanzengesellschaften, Standorte bis hin zu bestimmten Zuständen ganzer Landschaftskomplexe. Hierfür werden neben Zönose-bezogenen Daten und solchen zur strukturellen

Ausstattung von Lebensräumen auch Informationen zur Flächennutzung und den bodenkundlichen Verhältnissen herangezogen und so aufbereitet, daß sie wenigstens teilweise auch auf andere Räume übertragbar sind und, etwa im Rahmen der erwähnten Planungsszenarien, zur Integration mit anderen Daten zur Verfügung stehen. Bruchwälder, Grünland feuchter Standorte und das Schilfröhricht spielen hierbei im Bornhöved-Projekt eine besondere Rolle.

Eine umfangreiche Datenauswertung unter Einbeziehung der Frage, wie weit sich zoologische und vegetationskundliche Befunde verknüpfen lassen, erlaubt vergleichsweise gezielte Aussagen zum Verhalten einzelner Arten gegenüber bestimmten Nutzungen/Eingriffen. Bezogen auf die Bedeutung der Schilfgürtel an den Ufern der untersuchten Seen bemühen wir uns um eine Quantifizierung von Pufferwirkungen für eingetragene Nährstoffe aus Umland und Grundwasser sowie die Bestimmung des Eigenanteils an der Nährstoffrückführung in das Litoral, die Darstellung von potentiellen und realen Störfaktoren, die Bewertung der Bedeutung der stofflichen Wechselwirkungen zwischen See, Röhricht und Umland für den Stoffhaushalt des Gewässers und schließlich eine Bewertung praxisüblicher Managementmaßnahmen zur Sicherung und Entwicklung der vorhandenen Bestände in bezug auf die Verhältnisse im Gebiet.

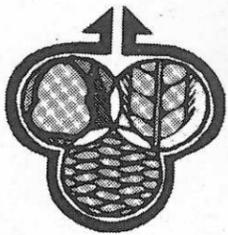
Aus tierökologischer Sicht sind Angaben über biotische Entwicklungspotentiale andersartig zu formulieren, zumal die große Artenfülle, die Mobilität und andere Raumbindungen eine unmittelbare Verknüpfung biotischer und abiotischer Potentiale (wie für die Vegetation angedeutet) oft nur eingeschränkt zulassen. Die in diesem Bereich vorgesehenen Arbeitsschritte betreffen zunächst

- eine Prüfung naturschutzfachlicher Bewertungskriterien auf ihre Eignung im Kontext der zur Bearbeitung anstehenden Themen (so in bezug auf die Frage, welchen Flächen welche Bedeutung für die Erhaltung der biologischen Vielfalt und für die Erfüllung der Schutzziele nach dem Naturschutzgesetz zukommt)
- eine maßstabbezogene Identifikation von Bewertungs- und Planungsindikatoren, Abschätzung der Übertragbarkeit von Befunden auf verschiedene Betrachtungsebenen und die Erarbeitung von Prognosemethoden
- Mitarbeit bei der Verknüpfung sektoraler Leitbilder (Definition von Schnittstellen zwischen biotischen und abiotischen Schutzgütern, ökonomischen und kulturellen Voraussetzungen auf dem Weg zu integrativen Bewertungsansätzen)
- Studien zum Thema Lebensraumverbund
- eine Behandlung der Frage, ob sich Perspektiven für das Überleben ausgewählter Arten in Agrarlandschaften unter den Gesichtspunkten Lebensraumgröße, Lebensraumqualität, Habitatverbund, Habitatdynamik und Mobilität formulieren lassen, welche Daten hierfür bereits zur Verfügung stehen und welche Ergänzungen notwendig sind

Auch die Darstellungen im Bereich ausgewählter Leit- und Zielarten orientieren sich mehrheitlich an der Fragestellung: „Welche Organismen reagieren (mit welcher Wahrscheinlichkeit) wie auf bestimmte Nutzungsänderungen, strukturelle Umbauten in der Landschaft, Veränderungen abiotischer Qualitäten etc.?“ und sollen nicht einer „Möblierung“ von Landschaften zur (fraglichen) Erreichung einer zu definierenden Mindestausstattung an bestimmten Arten dienen.

Legen wir den heutigen Kenntnisstand im Ökosystemforschungs-Verbund zugrunde, so lassen sich für viele Schutzgüter (von der Organismen- bis zur Systemebene) Empfindlichkeiten gegenüber definierten Wirkfaktoren angeben oder doch mit überschaubarem Aufwand aus Systemvergleichen ableiten. Werden diese in relativen Abstufungen dargestellt, lassen sie sich in Matrixform nutzen für eine qualitative und quantitative Abschätzung von Risiken, die mit stattfindenden, aber auch mit vorstellbaren (also derzeit gar nicht existenten) Landnutzungen, Eingriffen etc. verbunden sind. Hieraus folgt ein hohes Maß an Flexibilität bezogen auf die Einbettung von Nutzungen in konkrete gesamtlandschaftliche Situationen. Für die schon angedeutete Szenarientechnik bedeutet dies, keine Beschränkung auf letztlich notwendigerweise unrealistische Einzelszenarien, sondern die Möglichkeit, ganze „Szenarienschwärme“ zu testen.

Derartige Darstellungen können dann als Grundlage dienen für gesellschaftliche Abstimmungsprozesse, deren Ziel sein kann, zu formulieren, welche Art und Intensität bestimmter Nutzungen gefördert oder eingeschränkt werden sollen und welche Effekte aus der Sicht des abiotischen und biotischen Ressourcenschutzes in diesem Zusammenhang jeweils zu erwarten sind. Entsprechend aufbereitete Daten haben im Sinne der eingangs erwähnten Problematik den Vorteil, daß sie weitgehend frei von moralischen Aussagen gehalten werden können, mit denen sie dann erst im politischen Abstimmungsprozeß verbunden werden.



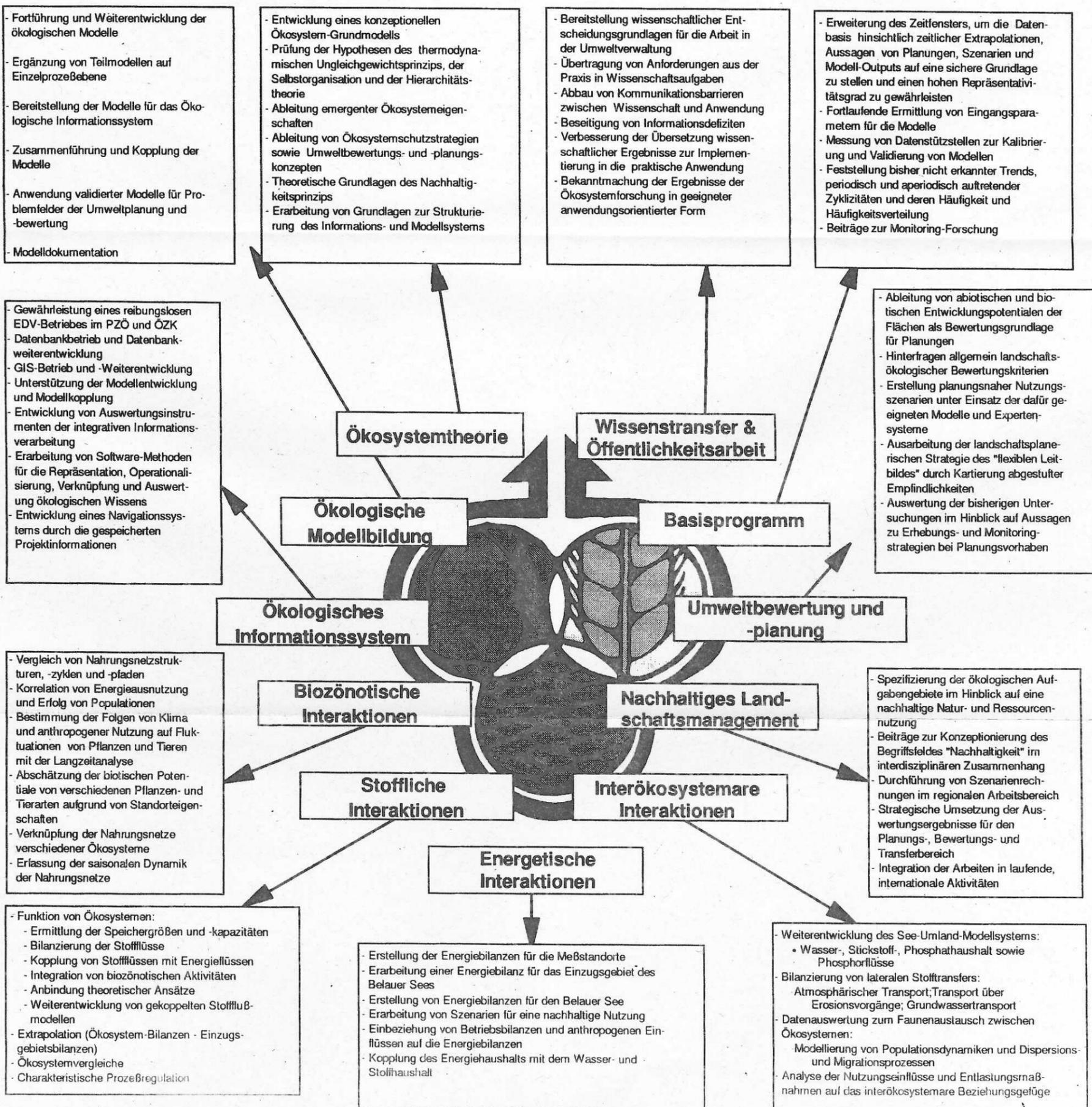
# Das Konzept der dritten Förderphase des Vorhabens

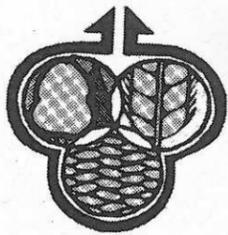
S. Hári, F. Müller & W. Windhorst  
H.-P. Blume, K. Dierssen, O. Fränzle

## Ziele der 3. Förderphase

Die dritte Phase des Forschungsvorhabens "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette" dient dazu, die integrative Auswertung der vorangegangenen Phasen fortzuschreiben und auf das Verständnis gesamtökosystemarer Wirkungsbeziehungen auszudehnen. Grundsätzlich sollen

- die Selbstorganisationsmechanismen von unterschiedlich genutzten Ökosystemen vergleichend abgeleitet werden,
- ökosystemare Strategien für umweltgerechte Landnutzungsverfahren entwickelt werden,
- vorhandene Daten integrativ ausgewertet und durch Zugriff auf Daten aus anderen Naturräumen ergänzt werden,
- die gewonnenen Ergebnisse zur Weiterentwicklung der ökologischen Theorien dienen,
- Methoden zur ganzheitlichen, ökologischen Systemanalyse bereitgestellt und Impulse für die Praxis geliefert werden,
- Wege zur direkten Umsetzung der erworbenen Kenntnisse aufgezeigt und räumliche Arbeitsschwerpunkte auf größere Landschaftsausschnitte ausgedehnt werden sowie
- Erhaltungs-, Renaturierungs- und Managementstrategien erarbeitet und erprobt werden.





# "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette" Entwicklung des Großforschungsprojektes

O. Dilly & F. Müller

H.-P. Blume, K. Dierßen, O. Fränze

## 1988 - 1995

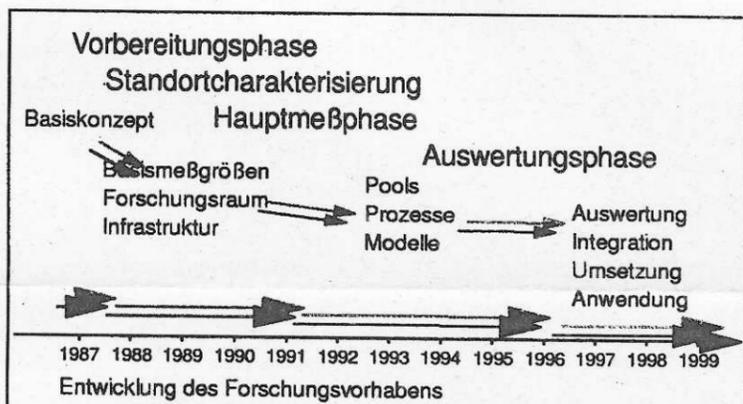
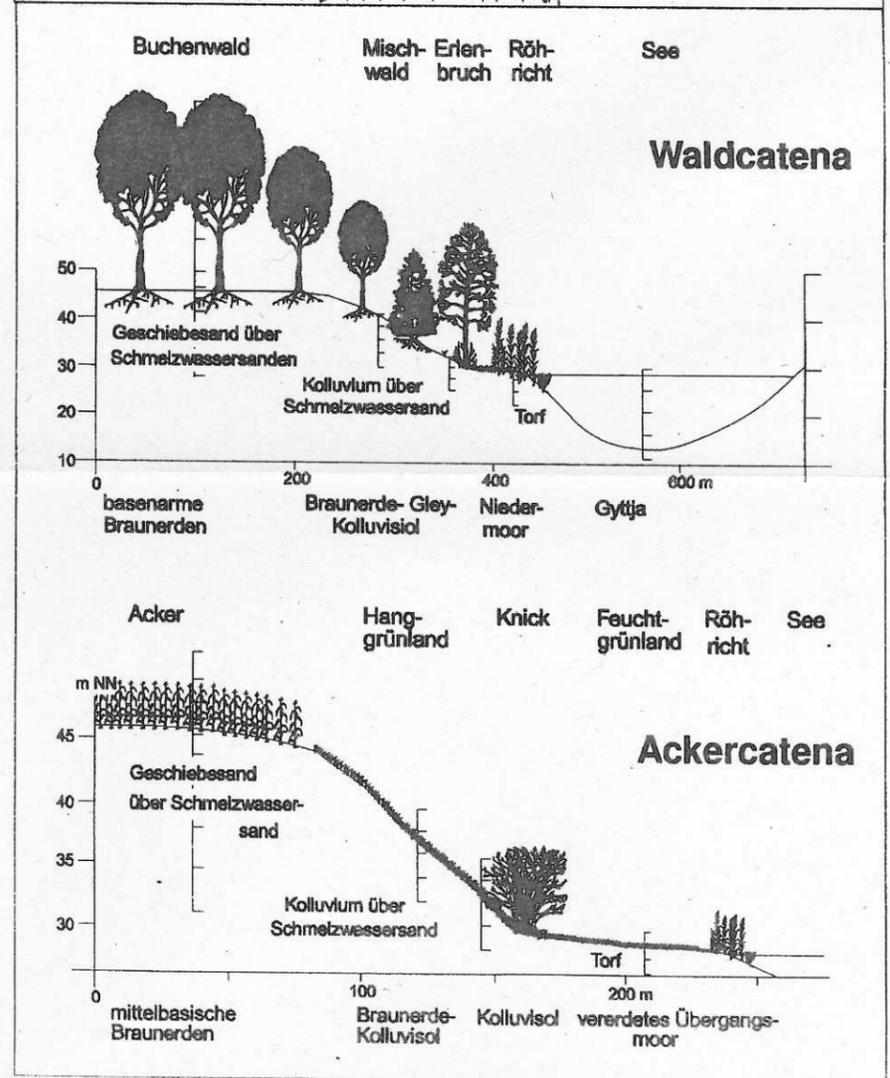
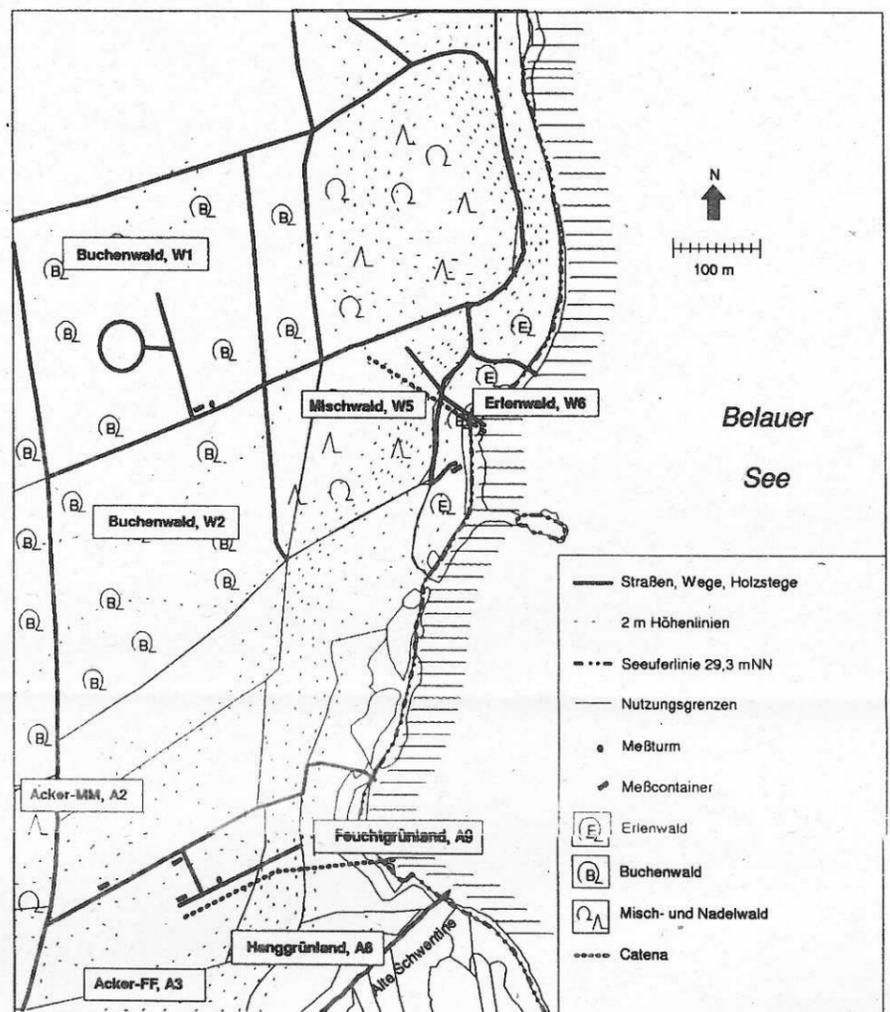
- Implementierung des Vorhabens in einem für Norddeutschland repräsentativen Forschungsraum
- Analyse von Strukturen, Dynamik und Funktionen von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen; Konzentration der Untersuchungen auf catenar ausgewählte Standorte
- 26 Teilvorhaben der Universitäten Kiel und Hamburg, des Max-Planck-Instituts in Plön, des Deutschen Wetterdienstes in Quickborn, des Gewerbeaufsichtsamtes in Itzehoe

## 1992 - 1995

- Analyse von Strukturen, Dynamik und Funktionen von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen
- Ausweitung des Meßprogramms, Hinzunahme neuer Standorte; Intensivierung der Messungen zu Wasser-, Stoff- und Energiespeichern und -umsätzen
- 36 Teilvorhaben der Universitäten Kiel und Hamburg, der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft in Braunschweig, der Fraunhofer Gesellschaft in Garmisch-Partenkirchen, des Deutschen Wetterdienstes in Quickborn, des Gewerbeaufsichtsamtes in Itzehoe
- interdisziplinäre Studien und erste integrative Auswertung

## seit 1996

- integrative Auswertung (Auflösung der Teilvorhaben)
- Anwendung, Umsetzung, Transfer der Resultate & Modelle
- Basismessprogramm
- neue Forschungsvorhaben: EU, DFG, BMU



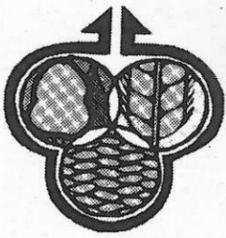
Koordination-Infrastruktur	Standortcharakteristik	Stoffhaushalt	Vegetation	Fauna	Limnologie
1.1 Koordination	2.1 Mikroklima	3.1 Immission	4.1 Struktur der Vegetation	5.1 Wirbellosenfauna	6.1 Hydrochemie
1.2 Informatik	2.2 Boden	3.2 Deposition	4.2 Primärproduktion	5.2 Auf fauna	6.2 Limnische Bakterien & Kohlenstoff
1.3 Mathematik	2.3 Wassermengenhaushalt	3.3 Stoffhaushalt Boden	4.3 Unterirdische Biotasse	5.3 Säugerfauna	6.3 Limnische Bakterien & Kohlenstoff
1.4 Modellbildung	2.4 Hydrogeologie	3.4 Spurengase	4.4 Bodenmikroflora	6.4 Phytoplankton	6.4 Phytoplankton
1.5 Geographisches Informationssystem	2.5 Paläoökologie I (Isotope)	3.5 Stoffhaushalt Grundwasser	4.5 Pilze	6.5 Zooplankton	6.5 Zooplankton
1.6 Soziökologische Modelle	3.6 Ökotoxikologie	4.6 Denitrifikation	4.7 Stickstofffixierung	6.6 Nekton	6.6 Nekton
		4.8 Paläoökologie II Vegetation		6.7 Benthon	6.7 Benthon
				6.8 Sedimentchemie	6.8 Sedimentchemie
				6.9 Paläoökologie II Paläolimnologie	6.9 Paläoökologie II Paläolimnologie

1987-1991: verändertes Teilvorhaben  
1992-1995: hinzugekommenes Teilvorhaben

Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette

Struktur des Forschungsprojektes in der 1. und 2. Projektphase (1988 bis 1995)

Lage der Meßcatenen am Westufer des Belauer Sees



# Ökosystemtheorie

S. Hári & F. Müller  
O. Fränze, P. Widmoser

## Ziele des Themenbereichs:

Die Arbeiten im Themenbereich Ökosystemtheorie dienen dazu, die Selbstorganisationsmechanismen von Ökosystemen zu verstehen und ein funktional-strukturelles, konzeptionelles Ökosystem-Basismodell zu erarbeiten. Die theoretischen Arbeiten stellen in der dritten Förderphase des Projektes die Leitlinie der integrativen Auswertung dar, innerhalb der die erfaßten Daten, Kenntnisse und Modelle zusammengeführt werden sollen. Weiterhin sollen Grundlagen für eine anwendungsbezogene Ökosystemschutzstrategie abgeleitet werden, die dem Nachhaltigkeits-Paradigma gerecht wird. Zur Umsetzung dieses Konzeptes sollen theoretisch begründete, ganzheitliche Methoden zur Umweltbewertung und Umweltplanung entwickelt und erprobt werden.

Das zu entwickelnde Ökosystem-Grundmodell wird aus verschiedenen Prinzipien der Ökosystemtheorie abgeleitet. So sollen die Vorhersagen des **thermodynamischen Ungleichgewichtsprinzips** anhand der synergistischen Grundsätze der **Selbstorganisation** überprüft werden. Dabei werden **emergente Ökosystemeigenschaften** quantifiziert, die zur Bestimmung systeminhärenter Zielfunktionen im Sinne des Konzepts der ökologischen **"Goal Functions"** dienen. Ein weiterer Schwerpunkt ist die Überprüfung der Hypothesen der **Hierarchitätstheorie**, die abschließend mit den Ansätzen der **Sukzessionstheorie** und den **zyklischen Entwicklungshypothesen von SCHUMPETER und HOLLING** integrativ zu einer Basistheorie für das konzeptionelle Ökosystemmodell zu verbinden sind.

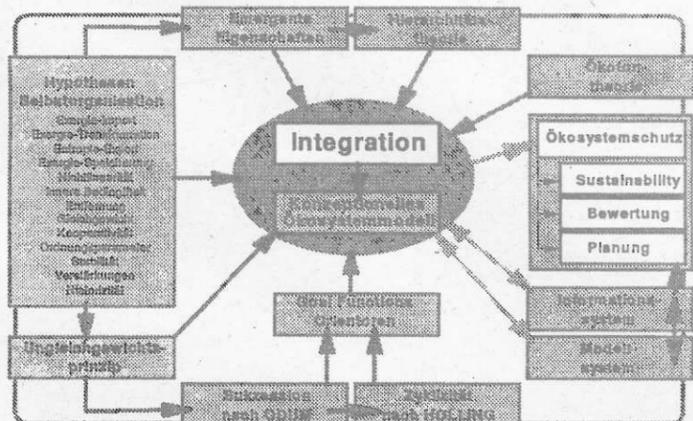


Abb. 1. Informationsfluß im Themenbereich Ökosystemtheorie

## Anwendungsbezug

Im Themenbereich Ökosystemtheorie sollen die theoretischen Grundlagen erarbeitet werden für:

- den integrativen Struktur- und Prozeßschutz: Ableitung von Bewertungshierarchien, die im Themenbereich "Umweltplanung und -entwicklung" umgesetzt werden sollen,
- Ökosystemschutzstrategien: Definition medien-, sektoren- und systemübergreifender, ganzheitlicher Umwelt- und Naturschutzkriterien,
- "Ecosystem-Health": Schutz der dynamischen, autonomen und integrativen Prozesse der Natur als wesentliche Elemente der neuen Nachhaltigkeits-Ethik,
- "Ecological Integrity": Schutz der Selbstorganisationsfähigkeit als zu bewahrende Ökosystemeigenschaft,
- ökologische Aspekte des nachhaltigen Landschaftsmanagement: Ableitung von Prinzipien für den menschlichen Umgang mit der Umwelt aus der natürlichen Dynamik von Ökosystemen.

## Hierarchitätstheorie

Ein zentrales Element bei der Überprüfung der Hypothesen der Hierarchitätstheorie ist die Definition und Zusammenführung räumlicher und zeitlicher Scales.

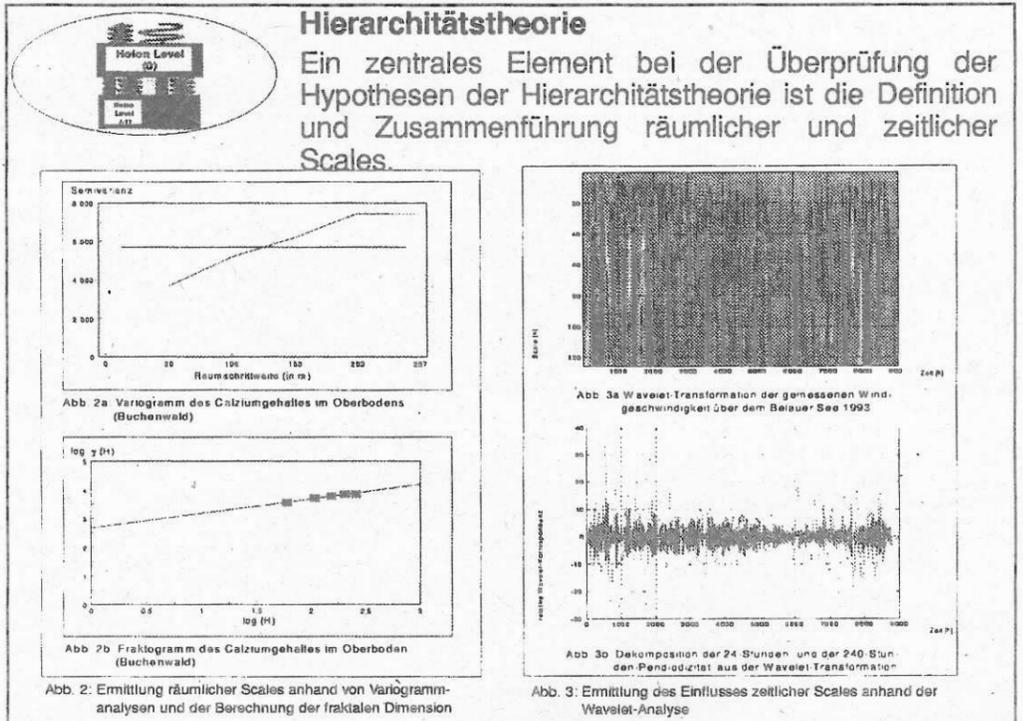


Abb. 2: Ermittlung räumlicher Scales anhand von Variogramm- und Fraktogramm-Methoden und der Berechnung der fraktalen Dimension

Abb. 3: Ermittlung des Einflusses zeitlicher Scales anhand der Wavelet-Analyse

## Selbstorganisation & Thermodynamik

Untersucht werden die Selbstorganisationsmechanismen von Ökosystemen anhand des thermodynamischen Ungleichgewichtsprinzips und emergenter Eigenschaften.

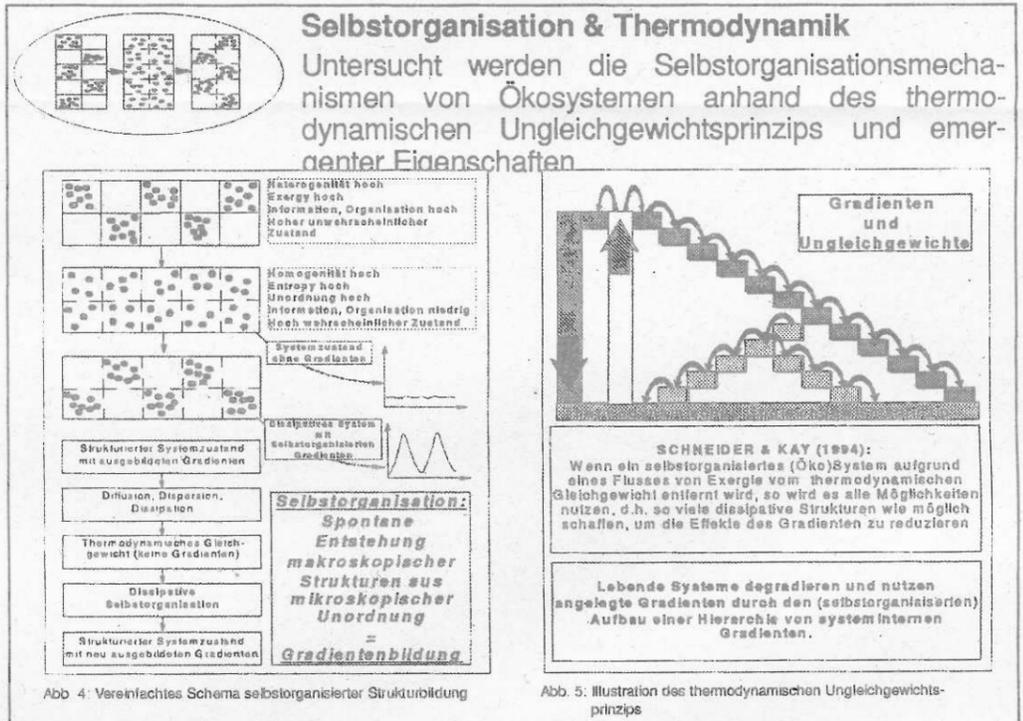


Abb. 4: Vereinfachtes Schema selbstorganisierter Strukturierung

Abb. 5: Illustration des thermodynamischen Ungleichgewichtsprinzips

## Gradienten

Im Mittelpunkt steht hier die kontinuierliche, selbstorganisierte Erzeugung und Degradation von Gradienten in Raum und Zeit.

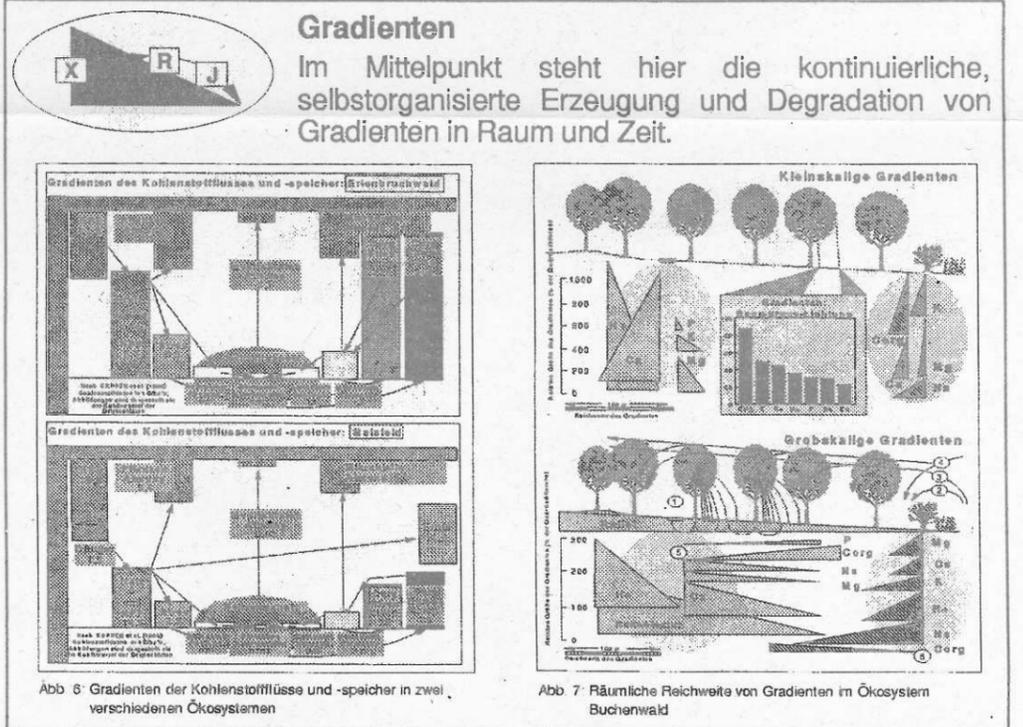
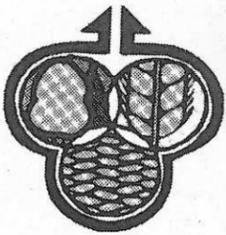


Abb. 6: Gradienten der Kohlenstoffflüsse und -speicher in zwei verschiedenen Ökosystemen

Abb. 7: Räumliche Reichweite von Gradienten im Ökosystem Buchenwald



# Ökologische Orientoren - Goal Functions und Umweltbewertung

S. Hári, M. Leupelt & F. Müller

182

## Überblick und Ziele

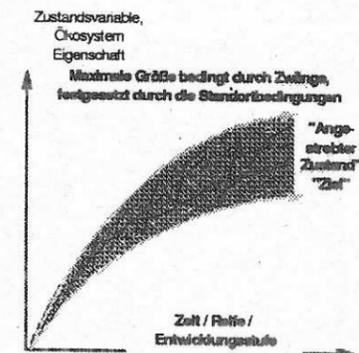
"Ecological Goal Functions" sind Eigenschaften von Ökosystemen, die regelhaft im Laufe der Systementwicklung auftreten. Diese Systemeigenschaften, die auf der Grundlage von Selbstorganisationsprozessen auftreten, werden "Orientoren" oder "Trends der Ökosystementwicklung" genannt. Die neueste Literatur über Ökosystemtheorie reflektiert viele dieser Ideen und diskutiert die Potentiale von "Goal Functions" wie Emergie, Exergie, Pufferkapazität, ökologische Effizienz, Organisation, Information, Ascendency oder Biomasse. Diese und mehrere andere Eigenschaften werden während der Entwicklung von Ökosystemen optimiert (siehe Hypothesen). Daraus können wir schließen, daß Ökosysteme sich generell auf einen Zustand der optimalen Konfiguration dieser Eigenschaften hin entwickeln (siehe Liste verschiedener Orientoren). Wenn dies zutrifft, sind "Goal Functions" gute systemorientierte Charakteristika für natürliche Trends der Ökosystemevolution. Diese Charakteristika können ebenso als Basis für die Bewertung von Ökosystemzuständen benutzt werden. Somit können "Goal Functions" benutzt werden, um ökozentrische Indikatoren für Umweltqualität, "Ecosystem Health" und "Ecological Integrity" zu definieren und zu klassifizieren. Strebt man an, daß eine weitere Entwicklung von Mensch und Natur den Anforderungen des Nachhaltigkeits-Prinzips entspricht, so müssen die verschiedenen ökozentrischen und anthropozentrischen Ziele diskutiert, getestet und durch die verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen integriert werden (siehe Mitte links).

## Anwendungskonzept

Wie kann die Kluft zwischen ökologischer Wissenschaft und angewandtem Umweltschutz geschlossen werden?

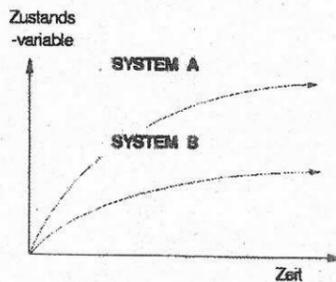
Die aus Grundlagenforschung und Modellierung abgeleiteten "Goal Functions" oder auch Zielfunktionen/ Orientoren genannt, können als naturwissenschaftliche Basis für die Definition von Leitbildern genutzt werden. Verschiedene "Goal Functions" wie z.B. Exergiespeicherung, Exergiedegradation, minimale Entropieproduktion oder die energetischen Systemdurchflüsse sollen als Umweltindikatoren in bereits bestehende Konzepte der Landschaftsplanung integriert werden und bieten somit eine wichtige Ergänzung für Bewertungs- und Planungsprozesse sowie für Entscheidungen im Umweltmanagement. Ein Anwendungsbeispiel stellt der "Amoeba-Approach" dar, bei dem ausgewählte Systemeigenschaften einem definierten Optimalbereich angepaßt werden sollen (siehe Mitte rechts).

## Hypothesen



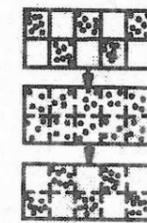
Während der Entwicklung von Ökosystemen, werden wichtige meßbare Eigenschaften regelmäßig optimiert.

Goal Functions können zur Unterscheidung von Systemzuständen und zur Charakterisierung verschiedener Systeme herangezogen werden.



Goal Functions definieren strukturelle und funktionale Merkmale der untersuchten Systeme; sie können somit als holistische ökologische Charakteristika bezeichnet werden

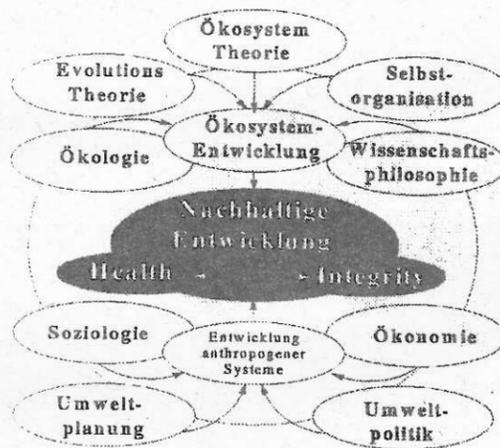
Goal Functions basieren auf thermodynamischen Prinzipien. Sie induzieren allgemeine Eigenschaften von dissipativen lebenden Systemen. Dadurch repräsentieren sie ein Potential für Selbstorganisation.



Goal Functions zeigen den Natürlichkeits-Grad in Ökosystemen an.

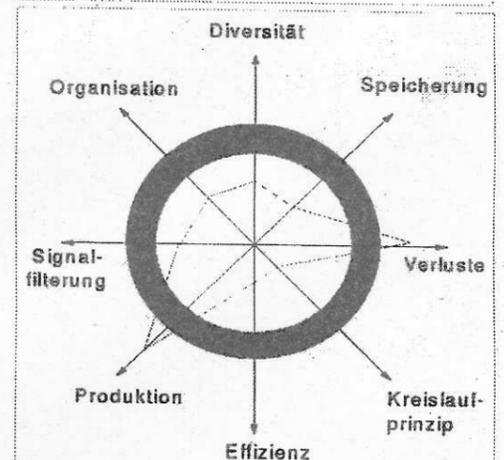
Goal Functions sind gute Grundlagen, geeignete Indikatoren für "Ecosystem Health", "Ecological Integrity" oder Nachhaltigkeit zu finden und Konzepte für Prozess- oder Ökosystemschutz zu entwickeln

## "Unifying Goal Functions"



Ein interdisziplinärer Dialog über die Potentiale und Grenzen einer Integration von Ökosystementwicklungsrichtungen und anthropogenen Zielen

## Goal Functions Ökozentrische Zielfunktionen "Umweltqualitätsziele"



## Liste verschiedener Orientoren

Anschwemmung	
Wachstumsp	(gering → hoch)
Sukzessions Typ	0 → 1
Rückstrom	(niedrig → hoch)
Lebenserwartung	(kurz → lang)
Marke	(klein → groß)
Größe	(klein → groß)

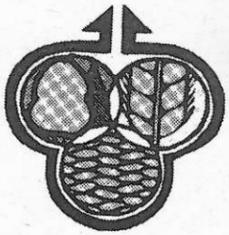
Produktions Parameter	
Extrakt	(niedrig → hoch)
Reproduktion	(niedrig → hoch)
Respiration	(niedrig → hoch)
P/B	(hoch → niedrig)

Strukturparameter	
Diversität	(klein → groß)
Rückkopplung	(klein → groß)
räuml. Muster	(klein → groß)
Heterogenität	(klein → groß)
Komplexität	(klein → groß)

Netzwerkeigenschaften und -strukturen	
Kritikalität	(einfach → komplex)
Kritikalität	(stabil → instabil)
Kritikalität	(offen → geschlossen)
Speicher	(klein → groß)
Speicher	(linear → nicht l.)
Deaktivierung	(klein → groß)
Verweilzeit	(kurz → lang)
chemische Heterogenität	(klein → groß)
Netzwerkeigenschaften	(klein → groß)
Netzwerkeigenschaften	(stabil → instabil)
Netzwerkeigenschaften	(gering → hoch)
Symbiose	(stabil → instabil)
Netzwerkeigenschaften	(hoch → gering)
Effizienz	(gering → hoch)

Organisation und Thermodynamik	
Hierarchische Struktur	(schwach → entwickelt)
Signal Filterung	(schwach → hoch)
Entfernung vom thermodynamischen Gleichgewicht	(nah → fern)
Exergie Aufnahme	(gering → hoch)
Exergie Speicherung	(gering → hoch)
Exergie Flüsse	(gering → hoch)
Gesamte Entropie Produktion	(klein → groß)
Spezifische Entropie Produktion	(hoch → niedrig)
Informationsgehalt	(niedrig → hoch)
Ascendency	(klein → groß)
Indirekte Effekte	(klein → groß)
Respiration	(klein → groß)
Transpiration	(klein → groß)
Energiebedarf für die Erhaltung	(gering → groß)

Nach OULM 1989, OULM 1993, ULANOWICZ 1989, SCHNEIDER 1989, PRITZEN 1991, JÖRGENSEN 1992, SCHNEIDER & KAY 1994, MAROLF 1994, KAPPEL et al. 1993, und anderen



# Ökologisches Informationssystem

T. Clemen, U. Heinrich, F. Hosenfeld, A. Salski  
P. Kandzia

## Ziele des Themenbereiches:

Entwicklung und Einsatz von Softwarewerkzeugen:

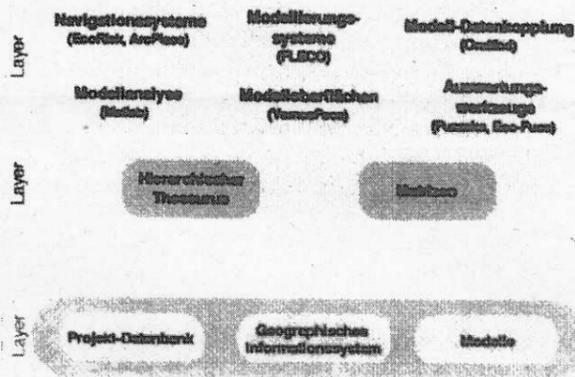
- zum kontextabhängigen Zugriff auf ökologische Informationen
- und zu deren integrativen und interdisziplinären Evaluierung und Präsentation

## Umweltinformationssysteme:

- System zur Aufnahme, Speicherung, Verarbeitung und Wiedergabe von Umweltinformationen
- dient der Zusammenführung mehrerer Datenbestände unter einem gemeinsamen thematischen Bezug

## Komponenten von KERIS:

(Kiel's Ecosystem Research Information System):



## Ergänzende Dienstleistungen:

- User-, Rechner- und Netzwerkverwaltung
- GIS-Administration
- Datenbankadministration
- Schulungen, Support

## Planung und Bewertung:

- Landschaftspläne (z.B. Belau, Wankendorf, Ruhwinkel)
- Umweltverträglichkeitsprüfungen
- Landnutzungsszenarien

## Navigation im Ökologischen Informationssystem

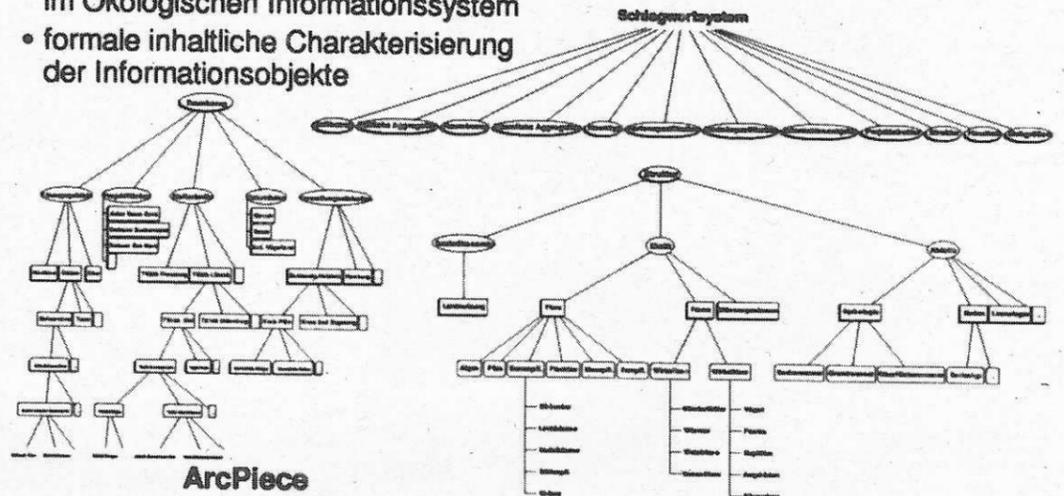
### Hierarchischer Thesaurus

Ziele:

- Verknüpfung der Informationsobjekte Sachdaten, Geodaten und Modelle
- Schnittstelle zwischen Applikationen und Informationsobjekten
- Recherche und Navigation im Ökologischen Informationssystem
- formale inhaltliche Charakterisierung der Informationsobjekte

Aufbau:

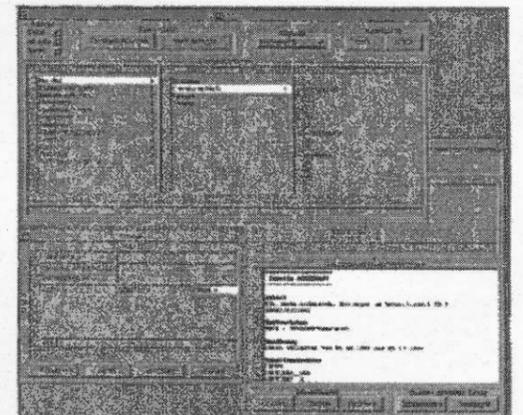
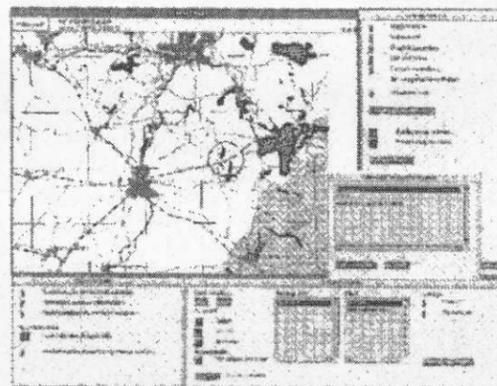
- baumartig angeordnete Schlagworte
- Synonyme
- Verwaltung in der zentralen Datenbank



- Navigations- und Recherchesystem in einem Geographischen Informationssystem (ARC/INFO)

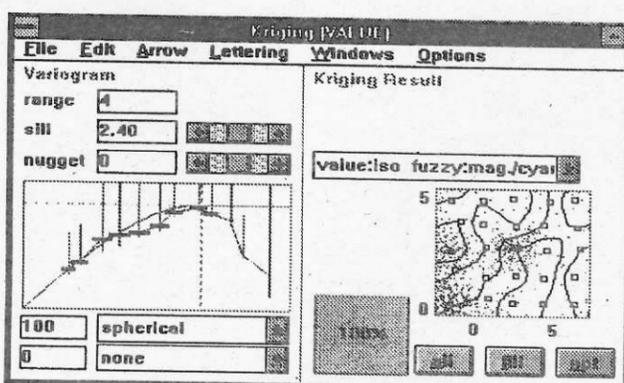
### EcoRISK (schlagwort-orientierter Zugang)

- Objektorientiertes Navigations- und Zugangssystem
- Recherche nach Informationsobjekten und deren Dokumentation
- Direktzugriff auf Sachdaten



## Werkzeuge zur Modellierung und Auswertung von unsicheren und unscharfen Daten:

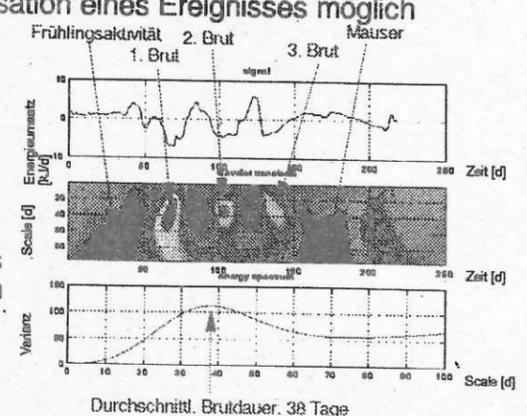
- Fuzzy Clustering System (ECO-FUCS)
- Fuzzy Evaluation and Kriging System (FUZZEKS, s. Abb.)
- Modellierungssystem (FLECO)

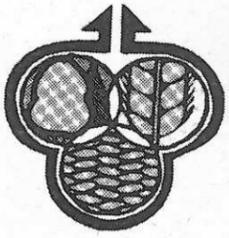


## Integration von Simulationsmodellen: Modellanalyse mit Wavelets

- Zielsetzung: Auffinden von natürlichen und fremden Periodizitäten und Modellereignissen
- Algorithmus: Faltung der Zeitreihe mit spezieller Funktion
- Vorteil: Lokalisation eines Ereignisses möglich

Beispiel:  
Rotkehlchen-Modell von H. Reuter  
Daten:  
Mittlerer Energieumsatz eines Weibchens zwischen März und Oktober 1992





# Ökologische Modellbildung

M. Asshoff, H. Reuter, B. Breckling, W. Kluge, E.-W. Reiche, A. Salski  
O. Fränze, P. Widmoser

## Aufgaben und Ziele

Die Aufgabe der Modellierung besteht in der Darstellung und Analyse komplexer Wirkungsbeziehungen in den untersuchten ökologischen Systemen.

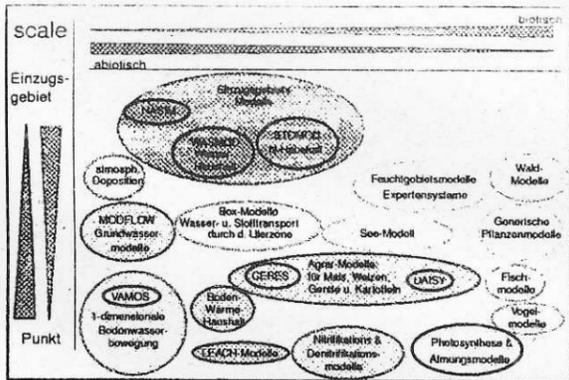
### Inhaltliche Ziele:

- ▶ Beschreibung der Dynamik und Interaktionen in Ökosystemen
- ▶ Analyse von Selbstorganisationsprozessen
- ▶ Beschreibung interökosystemarer Wechselwirkungen
- ▶ Weiterentwicklung und Anwendung von Modellen in Systemstudien
- ▶ Erprobung der Modelle für größere Raumausschnitte und für Szenarien für Planungszwecke

### Methodische Teilziele:

- ▶ Ergänzung von erforderlichen Teilmodellen,
- ▶ Einsatz prototypischer Konzepte für neue Themenfelder,
- ▶ Koppelung von Modellen verschiedener Themenbereiche und Methoden,
- ▶ Parametrisierung und Up-Scaling
- ▶ Anpassung und Anwendung für Planungs-Fragestellungen

Einordnung der Modelle bezüglich räumlich/zeitlicher Scales und ökologischer Themenfelder



## Methodeninventar:

- Differentialgleichungsmodelle
- Statistisch deskriptive Modelle
- Individuenbasierte Modelle
- Zelluläre Automaten
- Expertensysteme
- Fuzzy-wissensbasierte Systeme

## Anwendungsebenen

### Prozeßebene, z.B.:

- ▶ Wasser- und Stofftransport in Uferökotonen
- ▶ Morphologie und Physiologie einzelner Pflanzenarten

### Ökosystemebene, z.B.:

- ▶ Strukturbildung im Buchenwald,
- ▶ Zukünftige Entwicklung von Niedermoorstandorten
- ▶ Stoffhaushalt in Erlenbrüchen
- ▶ Landwirtschaftliche Bewirtschaftungsszenarien für Äcker

### Einzugsgebietsebene, z.B.:

- ▶ Planungsszenarien zu Fragen der Nachhaltigkeit von Landnutzungsvarianten

## Beispiele biozönotischer Modellierung

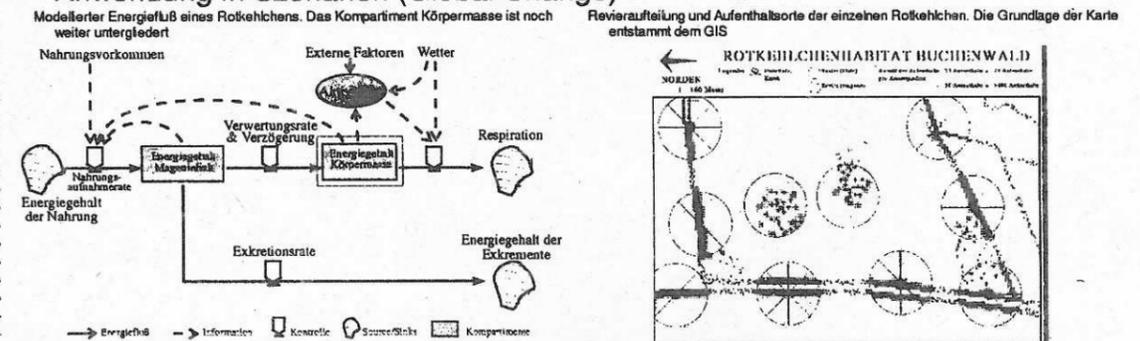
### Rotkehlchen-Modell

**Ziel:** Analyse der Populationsdynamik Wechselwirkung der Faktoren

**Modellaufbau:** Rotkehlchenindividuen als Instanzen von Objektklassen  
Heterogene Umwelt auf Basis eines GIS, Mikroklima- und Faunadaten  
Abbildung relevanter physiologischer Prozesse  
Differenzierte "Aktivitäten" der Modell-Rotkehlchen als Reaktion auf Umwelteinflüsse und inneren Zustand

**Ergebnisse:** Wiedergabe der Aktivitätsmuster, des jahreszeitlichen Verhaltens und des Bruterfolges in unterschiedlichen Jahren

Benennung von limitierenden Faktoren  
Anwendung in Szenarien (Global Change)



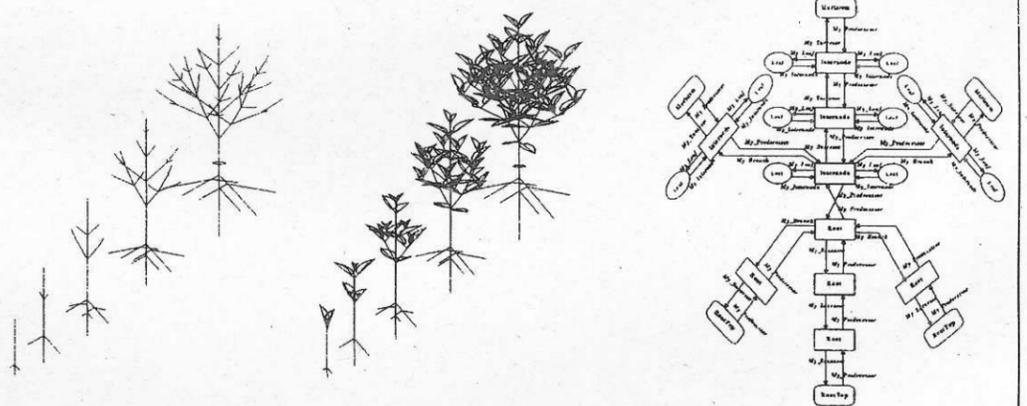
### Pflanzen-Wachstumsmodell

**Ziel:** Schaffung eines generischen Modellaufbaus zur Untersuchung des Zusammenhanges von Strukturen und Funktionen beim Pflanzenwachstum

**Modellaufbau:** Individuenbasiertes Modell, modularer Aufbau einer Pflanze

**Inhalte:** Integration von physiologischen und morphologischen Aspekten  
Organisation und Zusammenwirken verschiedener Pflanzenmodule  
Interaktion zwischen einzelnen Pflanzen-Individuen (Konkurrenz) und der Pflanzen mit ihrer Umwelt (Ressourcennutzung)

Graphische Ausgabe der Strukturen des generischen Pflanzenmodells in zeitlicher Reihenfolge. Links sind nur die Äste und Wurzeln dargestellt, rechts inkl. der Blätter



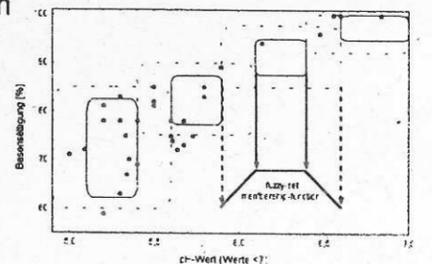
## Expertensystem Feuchtwiesen-Vegetation

**Ziel:** Beratung für das Feuchtwiesen-Mangement: Empfehlung geeigneter Bewirtschaftungsvarianten

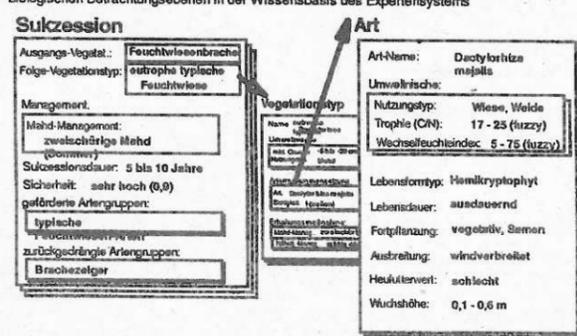
**Methode:** Hybrides Expertensystem mit objekt-orientierten und unscharfen Methoden

**Inhalte:** Vegetationstypen und ihre Artenspektren  
Sukzessionen zwischen Vegetationstypen  
Nischeninformationen bezüglich Umweltfaktoren  
Autökologische Informationen über Pflanzenarten  
Regeln für Umwelt- und Artendynamik

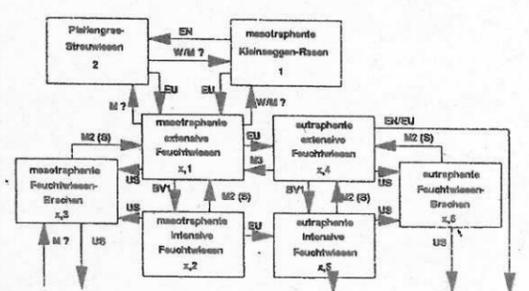
Definition einer unscharfen Regelmenge zur Schätzung eines Umweltfaktors aus einem leichter messbaren

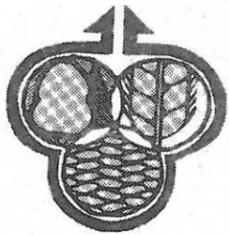


Strukturen, beispielhafte Inhalte und Verknüpfung von Objektinstanzen zu drei wesentlichen biologischen Betrachtungsebenen in der Wissensbasis des Expertensystems



Teilgraph möglicher Sukzessionen zwischen Vegetationstypen des Feuchtwiesenlandes und die sie auslösenden Bewirtschaftungsvarianten





# Energetische Interaktionen

G. Hörmann, M. Herbst, E. Hollwurtel, R. Schmitt, D. Trümpler

## Ziele

Im Rahmen des Themenbereiches Energieflüsse sollen die abiotischen, biotischen und anthropogenen Energieflüsse der untersuchten Bestände und des Einzugsgebietes untersucht werden. Die Arbeiten teilen sich in die folgenden Bereiche:

- die Energiebilanz der Erdoberfläche (klimatische Energiebilanz), d.h. die Partitionierung der zur Verfügung stehenden eingestrahlten Energie (Strahlungsbilanz) in die Energieflüsse fühlbarer und latenter Wärme sowie den Boden- bzw. Bestandeswärmestrom als dominante Flußdichten einerseits, sowie andererseits in denjenigen Energieanteil, der für die Primärproduktion von Biomasse aufgewendet wird.
- die Energiebilanz der Primärproduktion von Pflanzenbeständen auf Bestandes- und Einzugsgebietsebene. Hier wird die Umsetzung der eingestrahlten Energie in Biomasse bilanziert. Die Auswertung verbindet den Energie-, Wasser- und Kohlenstoffhaushalt.
- durch die Einbindung der Biozönose sollen die Energieflüsse im Nahrungsnetz quantifiziert werden und die theoretischen Konzepte der Selbstorganisation von Ökosystemen überprüft werden.
- die externe Energiezufuhr (anthropogene Energieflüsse) z.B. über landwirtschaftlichen Dünger. Sie werden bei der integrierten Auswertung in die Bilanzen eingearbeitet.

## Anwendung

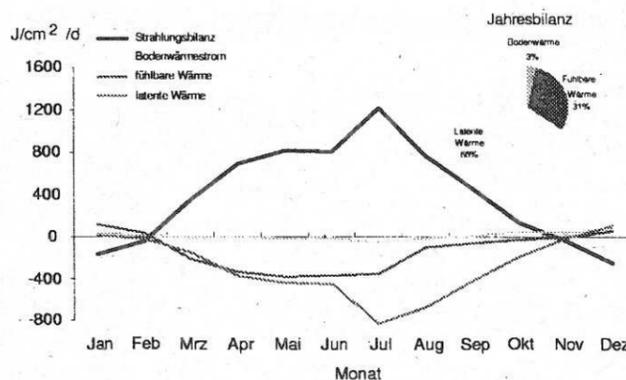
Die anwendungsbezogenen Arbeiten lassen sich in einen praktischen und einen theoretischen Schwerpunkt einteilen:

- die Beschreibung und Bewertung von Energieflüssen im Pflanzenbestand als Beitrag zum nachhaltigen Management von Landschaften und
- die Beschreibung der Energieflüsse in Ökosystemen mit thermodynamischen Ansätzen.

Die nachhaltige Bewirtschaftung von Landschaften erfordert die Bilanzierung von Energie und CO₂, da diese Schlüsselgrößen für eine Anbindung an die sozio-ökonomischen Kreisläufe am dringendsten benötigt werden. Beide Größen zusammen geben Auskunft über den kalorischen Wert und die damit verbundenen CO₂-Bilanzen.

Ziel ist es deshalb, die vorliegende Datenbasis der Energieflüsse so auszuwerten und zusammenzustellen, daß die Flüsse an den praktisch relevanten Schnittstellen genau definiert sind. Dieses Vorgehen ermöglicht die Bearbeitung und Überprüfung von praktischen und theoretischen Fragestellungen.

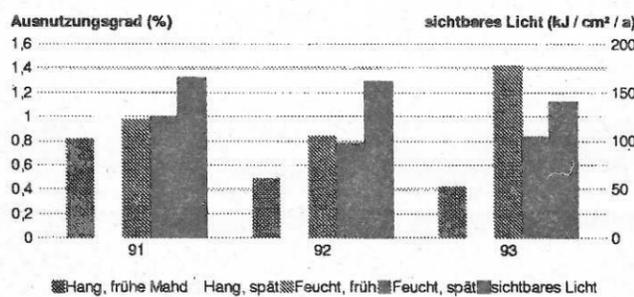
Abb. 1: Abiotische Energiebilanz im Jahr 1991



Das Jahr 1991 war relativ kalt und feucht. Im Jahresverlauf wurde vor allem im ersten Halbjahr ungefähr gleich viel eingestrahlte Energie in fühlbare Wärme und Verdunstung (latente Wärme) umgesetzt. Erst im Juli nimmt der Anteil der latenten Wärme stärker zu.

In der Jahressumme wird der größte Teil der eingestrahlten Energie (66%) in latente Energie umgesetzt, d.h. er verläßt als verdunstetes Wasser das Ökosystem. Ca. 1/3 der Energie wird in Wärme umgesetzt, der Anteil des Bodenwärmestroms ist mit 3% kaum meßbar.

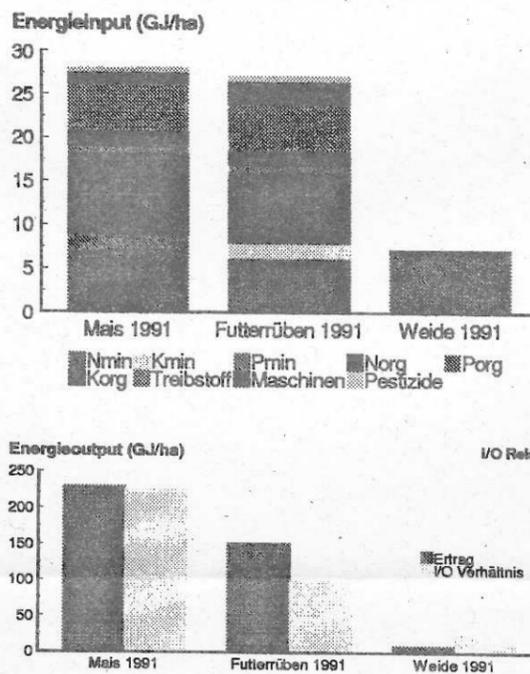
Abb. 2: Energiebilanz der Primärproduktion: Ausnutzungsgrad der oberirdischen Primärproduktion



Das von der Sonne eingestrahlte Licht wird in der Regel nur zu einem geringen Prozentsatz in Biomasse umgesetzt. Der Ausnutzungsgrad betrug für die intensiv untersuchten Grünlandflächen je nach Bewirtschaftungsform und Lage zwischen 0.5 und 1 %.

(nach Weisheit 1995)

Abb. 3: Energiebilanz der landwirtschaftlich genutzten Flächen



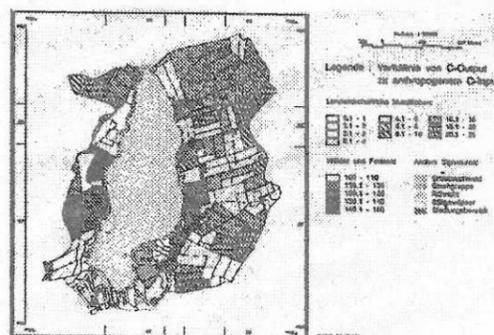
In landwirtschaftlich genutzten Gebieten wird Energie nicht nur von der Sonne geliefert, sondern zu einem erheblichen Anteil auch indirekt durch den Menschen.

Vor allem der energieaufwendig hergestellte Stickstoffdünger und der Treibstoffverbrauch der Maschinen hat einen erheblichen Anteil.

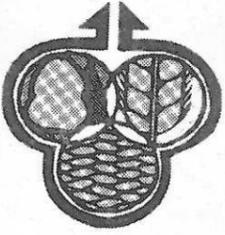
Das Verhältnis von anthropogenem Input zu dem Ertrag der Haupterzeugnisse schwankt für die untersuchten Flächen zwischen fast 1 und 11. Auf der extensiv genutzten, aber mit mineralischen N gedüngten Fläche wird kaum mehr geerntet als eingebracht wurde. Die beiden Ackerkulturen geben den durchschnittlichen Output der Region wieder, in der zwischen 4 und 10 mal mehr Energie geerntet als durch anthropogene Einträge eingebracht wird.

(1GJ/ha = 10J/cm²)

Abb. 4: Kombination aus C- und Energiebilanz der landw. Nutzflächen



Eine Kombination aus anthropogenem Energieeintrag und Kohlenstoffhaushalt gestattet die Berechnung der Klimarelevanz von Bewirtschaftungsmaßnahmen. Sie sind daher die Grundlage der Ausarbeitung von Maßnahmen zum nachhaltigen Management von Agrarlandschaften.



# Stoffliche Interaktionen

W.L. Kutsch, O. Dilly, C.-G. Schimming, H. Wetzel, H.-P. Blume, L. Kappen, B. Sattelmacher, P. Widmoser

## Ziele des Themenbereichs

### Funktion von Ökosystemen

Ziel ist die Analyse und mathematische Beschreibung von Prozessen in funktionellen Subsystemen wie Vegetation und Boden.

Diese Prozesse sind durch Speichergrößen wie Biomasse und Gehalte an Elementen, sowie deren Flüsse im System (Produktion, Mineralisation etc.) gekennzeichnet.

Die Analyse und mathematische Beschreibung der in vielen Teiluntersuchungen beobachteten Anpassungsfähigkeit von Organismen bildet dabei einen Schwerpunkt (Beispiel 1).

Durch Integration von physiologischen, biozönotischen und strukturellen Analysen soll versucht werden, die Reaktion der Ökosysteme als Einheit auf variierende Umweltbedingungen zu beschreiben ("Ökosystemphysiologie").

Dazu wird die in der zweiten Förderphase begonnene Aggregation von (Teil)Modellen in der dritten Phase mit Hilfe des ökologischen Informationssystems weiterentwickelt.

### Ökosystemvergleiche

Aus dem Vergleich von Ökosystemen werden Rückschlüsse auf ihre Reaktionsnormen, ihren Zustand und ihre Entwicklungstendenzen abgeleitet. Diese Ökosystemvergleiche berücksichtigen z.B.:

- ▶ die Stoffbilanzen,
- ▶ Effizienz der Primärproduktion,
- ▶ Produktions- zu Biomassen-Verhältnisse (Beispiel 2),
- ▶ Entropieproduktion,
- ▶ charakteristische Prozessregulationen

### Anwendungsbezug

Aus stofflichen Interaktionen können Indikatoren für gestresste Ökosysteme abgeleitet werden (siehe Beispiel 3).

Stoffflüsse stellen eine Basis für die Überprüfung und Weiterentwicklung von Ökosystemtheorien dar. Sie sind damit Grundlage für die Zustandsbewertung von Ökosystemen.

Aus der Analyse der elementaren Prozesse in Ökosystemen ergeben sich Leitbilder zu deren Schutz und zu einem umfassenden Landschaftsmanagement.

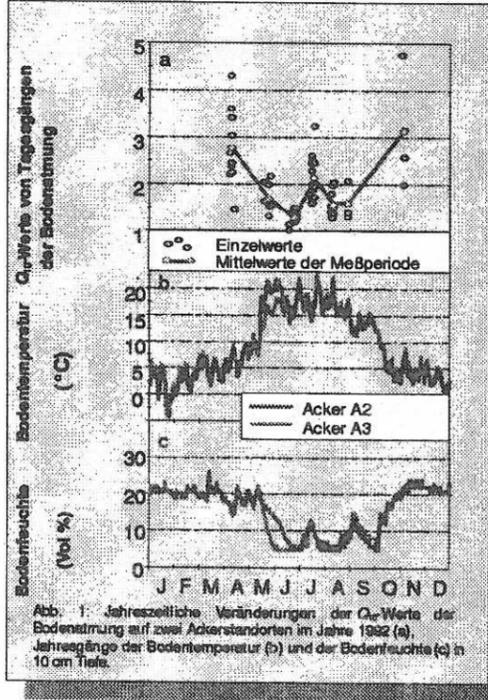


Abb. 1: Jahreszeitliche Veränderungen der  $Q_{10}$ -Werte der Bodenatmung auf zwei Ackerstandorten im Jahre 1992 (a), Jahresgänge der Bodentemperatur (b) und der Bodenfeuchte (c) in 10 cm Tiefe.

### Beispiel 1: Anpassung von Mikroorganismen an wechselnde Umweltbedingungen

Bodenatmungsmessungen auf zwei Äckern zeigten wechselnde Temperatursensitivitäten der mikrobiellen Gemeinschaften: hoher  $Q_{10}$ -Wert im Winter und Frühjahr, niedriger im Sommer (Abb. 1). Zusätzlich sind Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungszyklen von Bedeutung. Diese Beobachtung verdeutlicht die Anpassungsfähigkeit der mikrobiellen Populationen an wechselnde Bedingungen. Verschiedene Hypothesen werden in der Auswertung solcher Beobachtungen angewendet:

- Organismen reagieren plastisch auf mittel- und langfristige Veränderungen der Steuergrößen (physiologische Adaptation).
- Populationen passen sich bei veränderten Umweltfaktoren durch Verschiebungen in ihrer Zusammensetzung an (biozönotische Adaptation).
- Substratqualität und -quantität verändern die physiologischen Reaktionen.

**Anwendungsbezug**  
Anpassungsfähigkeit von Einzelorganismen, Populationen und Ökosystemen ist eine Grundvoraussetzung für Stabilität, Resilienz und die Integrität von Ökosystemen in einer sich wandelnden Umwelt. Die Berücksichtigung von Plastizität und Anpassung erhöht die Zuverlässigkeit von Modellen und Prognosen (z.B. in Global Change Szenarien).

### Beispiel 2: Vergleich integrierter Ökosystemeigenschaften

Natürliche Ökosysteme unterliegen Entwicklungstendenzen ("Goal Functions", siehe Poster Nr. 3). Aus den Ergebnissen der Stoffflußuntersuchungen können integrierte Ökosystemparameter abgeleitet werden. Diese geben Aufschluß darüber, inwieweit die untersuchten Ökosysteme von natürlichen Tendenzen abweichen. Dabei ist die vergleichende Untersuchung von verschiedenen Ökosystemen besonders aufschlußreich.

**Anwendungsbezug:**  
Beitstellung von Daten für die Überprüfung von verschiedenen Ökosystemtheorien.  
Beschreibung von natürlichen Tendenzen als Zielfunktionen im Landschaftsmanagement.  
Ableitung von Managementmaßnahmen für eine nachhaltige Landwirtschaft.

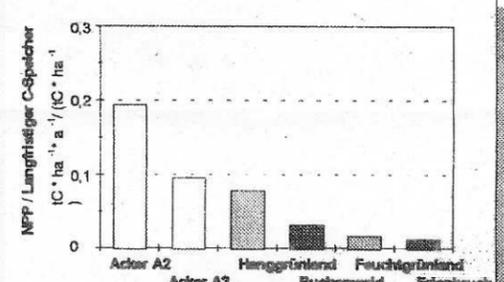


Abb. 2: Das Verhältnis der jährlichen Nettoprimärproduktion zum langfristigen Kohlenstoffvorrat (Holz und organische Bodensubstanz) im Vergleich von 6 Ökosystemen der Bornhöveder Seenkette. Die juvenilen Agrarökosysteme sind gelb, die einer maturen Weidökosysteme blau gekennzeichnet. Die orange gekennzeichneten Grünlandökosysteme stellen ein Zwischenstadium dar.

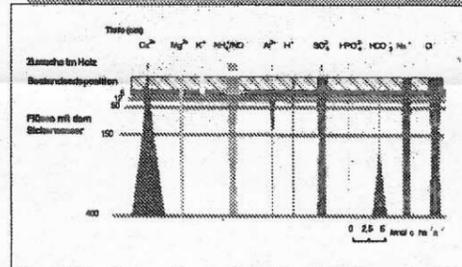
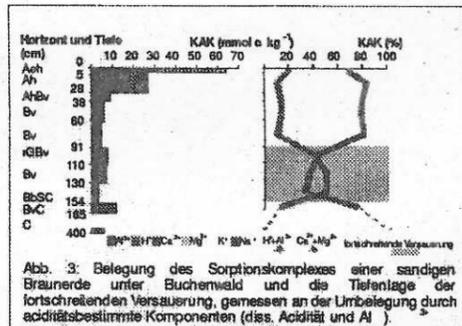


Abb. 4: Bestandesdeposition und Entwicklung der Flüsse maßgeblich an der Zusammensetzung der Bodenlösung beteiligter Elemente in der versauerten Braunerde unter Buchenwald.

### Beispiel 3: Ionenbilanzen von Ökosystemen

Über die atmosphärische Deposition von Ammoniak und Ammonium ist das Buchenwaldökosystem in starkem Maße von Versauerungsprozessen betroffen, wie in der Entwicklung der Sickerwasserflüsse (Abb. 3) maßgeblicher Elemente zum Ausdruck kommt. Nach der Belegung des Sorptionskomplexes der sandigen Braunerde (Abb. 4) ist die Bodenversauerung bis in eine Tiefe von etwa einem Meter fortgeschritten. Der versauerte Bereich der sandigen Braunerde hat nur geringe Mengen an Säureneutralisationskapazität, die in niedrigen Raten wirksam wird. Deshalb weist die pH-Dynamik in 150 cm Tiefe im Zeitraum der Jahre 1989 bis 1994 einen Schwankungsbereich von pH 5 bis 6,5 auf (Abb. 5). Der zeitliche Verlauf zeigt im Trend eine Abnahme im pH der Bodenlösung von 6 auf Werte nahe 5. Die zunehmende Acidität der Sickerwässer gelangt in größere Bodentiefe und den Bereich des basenreicheren Ausgangsgesteins. Hier werden durch Lösung von Alkalinität (s. Abb. 3) Puffersysteme wirksam, die bei im Mittel gleichbleibendem pH der Bodenlösung eine zeitliche Zunahme der Konzentrationen gelöster Metalle bewirken. Der Trend entspricht dem zeitlichen Verlauf der pH-Werte im Bereich von 150 cm Bodentiefe. Im Untersuchungszeitraum halten für die untersuchte Braunerde starke Versauerungsprozesse an, die zu einer weiteren Abnahme der verfügbaren Nährstoffe führen. Betroffen davon ist bereits ein Bereich der von den Buchenwurzeln kaum noch erreicht werden kann, so daß bei Anhalten der beobachteten Trend in den nächsten Jahren stärkere Veränderungen des Waldökosystems und seiner Stoffkreisläufe erwartet werden können. Sie stellen die Herausforderung weiterer Forschungsaktivitäten dar.

**Anwendungsbezug**  
Ableitung von Indikatoren für den Zustand von terrestrischen Ökosystemen aus Acidität und Konzentrationsdynamik von ionischen Elementen der Bodenlösung.  
Ermittlung kritischer Belastungsgrenzen für stoffliche Eingriffe des Menschen in die Funktionen von Ökosystemen (z.B. atmosphärische Deposition von Luftschadstoffen und agrarische Nutzung).  
Prognose von Stoffbilanzen, die eine nachhaltige Entwicklung gewährleisten.  
Beiträge zur Verbesserung der Landwirtschaft.

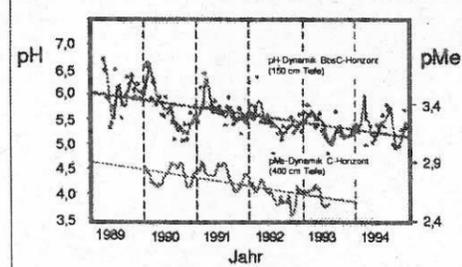
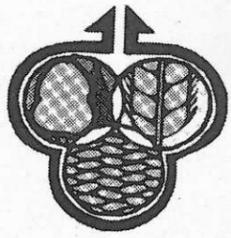


Abb. 5: Dynamik von pH und Gesamtmittelaktivitäten (pMe) in der Bodenlösung einer sauren Braunerde unter Buchenwald.



# Biozönotische Interaktionen

U. Irmeler, R. Pöpperl, J. Schrautzer  
K. Dierßen, B. Heydemann

## Ziele des Themenbereichs

sind die Analyse der Struktur, Funktion und Interaktionen der Biozönosen in den Ökosystemen des Untersuchungsraumes und der Grundlagen ihrer räumlich differenzierten Ausprägung. Dazu werden folgende Teilziele verfolgt:

- 1. Nahrungsnetzanalysen:** Erstellung von Modellen zur vergleichenden qualitativen und quantitativen Beschreibung der Struktur sowie der Stoff- und Energieflüsse der Nahrungsnetze in verschiedenen Ökosystemen, insbesondere der Vergleich zwischen limnischen und terrestrischen Systemen.
- 2. Langzeitanalyse:** Analyse des dynamischen Verhaltens von Pflanzen- und Tierarten in Abhängigkeit von unterschiedlichen Einflußgrößen als Grundlage für die Ableitung von Prozessen im Nahrungsnetz und anthropogen gesteuerter Veränderungen in den Biozönosen.
- 3. Biotische Entwicklungspotentiale:** Erarbeitung von Grundlagen zur Abschätzung biotischer Potentiale aufgrund von Standorteigenschaften, Habitatstrukturen und Nutzungsänderungen.

Die räumlich-zeitliche Komplexität der Biozönosen läßt es nicht zu, ein einheitliches Modell der Wechselwirkungen zu erstellen. Daher werden mehrere Wege beschritten, die jeweils einen Aspekt betonen. Das Zusammenwirken der verschiedenen Arbeitsschritte geht aus Abbildung 1 hervor.

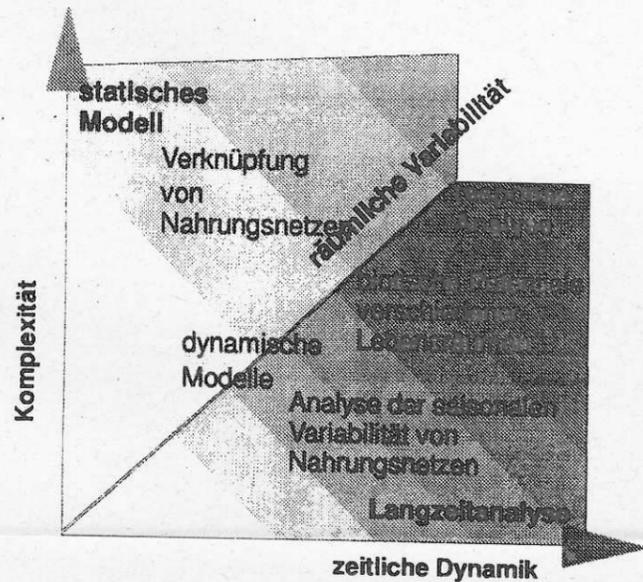


Abb. 1: Anordnung der Arbeitsgebiete im Themenbereich "Biozönose" in einem dreidimensionalen Gefüge von Komplexität, zeitlicher Dynamik und räumlicher Variabilität.

## Anwendung bei Bewertung und Planung

Die Ergebnisse des Teilbereichs stellen die Grundlage für die Bearbeitung biotischer Systeme im Teilbereich Bewertung und Planung dar. Aus Nahrungsnetzanalysen sind Nutzungspotentiale und Stabilität von Systemen ableitbar. Mit Hilfe der Langzeitanalyse und der biotischen Potentiale unterschiedlicher Standorte sollen die Entwicklungsmöglichkeiten von Biozönosen bei nachhaltiger Nutzung in der Landschaft bestimmt werden.

## Nahrungsnetz im Litoral des Belauer Sees

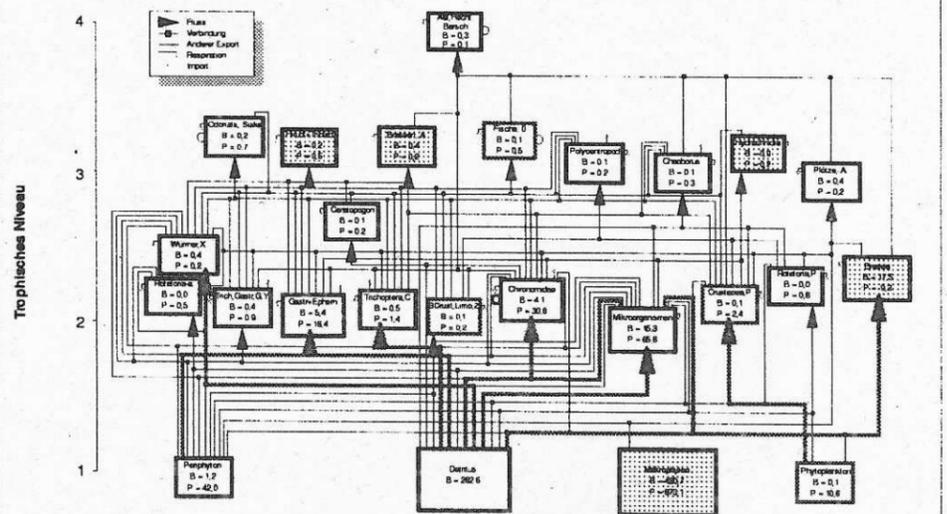


Abb. 2: Trophische Interaktionen im Litoral des Belauer Sees. Die Fläche jedes Kompartimentes ist dem Logarithmus seiner Biomasse [B; in g C/m²] proportional. Die Flüsse sind in g C/(m² y) angegeben (rote Linien: > 5 g C/(m² y)). O: Larven, Jungfische; A: Adulte; a: Aufwuchs; C: Sammler; F: Filtrierer; G: Weidegänger; P: Plankton; X: Oligochaeta, Nematoda; Y: Trichoptera, Gastropoda; Z: benthische Crustacea, Limoniidae.

## Langzeitanalyse: Feuchtevalenzen der Spinnengemeinschaften

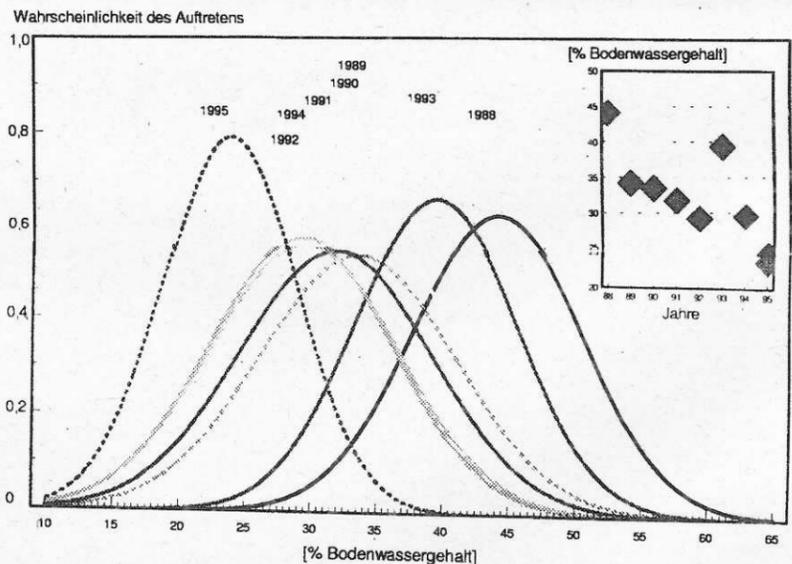


Abb. 3: Aus den Optima der einzelnen Spinnenarten läßt sich das durchschnittliche Optimum der Gemeinschaft berechnen. Während der achtjährigen Entwicklung einer Grünlandbrache im Uferbereich nahm nach dieser Berechnung der Anteil von Spinnenarten, die trockenheitsliebenden Arten die Besiedlung, zu. Die zunehmende Streumasse am Boden ermöglicht auch trockenheitsliebenden Arten die Besiedlung.

## Grundlagen zur Ableitung biotischer Potentiale

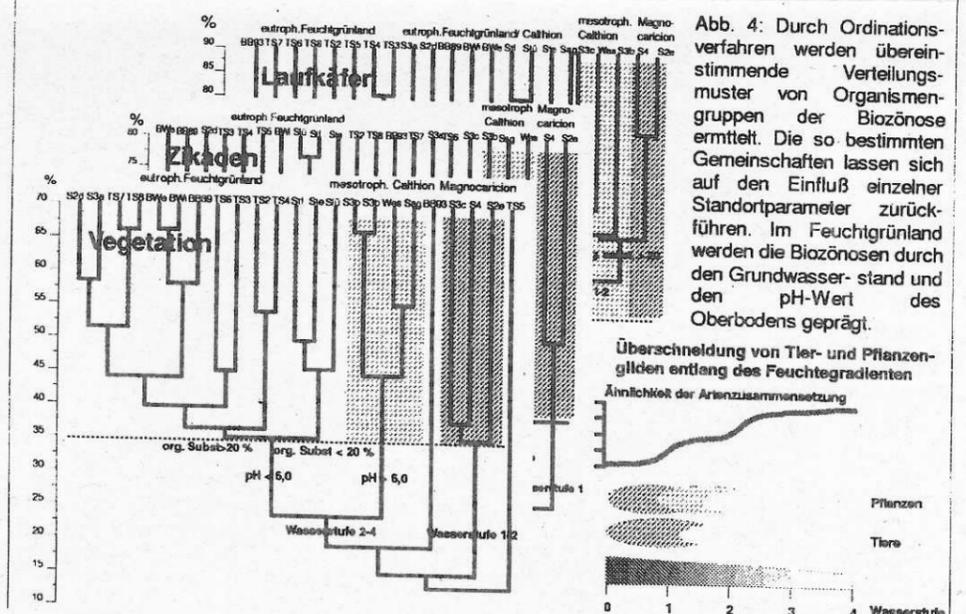
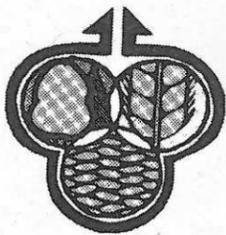


Abb. 4: Durch Ordinationsverfahren werden übereinstimmende Verteilungsmuster von Organismengruppen der Biozönose ermittelt. Die so bestimmten Gemeinschaften lassen sich auf den Einfluß einzelner Standortparameter zurückführen. Im Feuchgrünland werden die Biozönosen durch den Grundwasserstand und den pH-Wert des Oberbodens geprägt.



# Interökosystemare Wechselwirkungen

R. Hingst, W. Kluge

Betreuung: H. P. Blume, O. Fränze & B. Heydemann

## Überblick und Ziele

In wenigen Regionen Nordwesteuropas wird das Miteinander typischer Landschaftselemente auf engem Raum so anschaulich wie im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Für die Erforschung und Modellierung der komplizierten Wechselwirkungen zwischen Agrar-, Wald- und Gewässerökosystemen bietet dieser Raum nahezu ideale Voraussetzungen.

Die in der 3. Auswertephase konzipierten Arbeiten sollen dazu beitragen, Verfahren und Modelle zur Erklärung, Bewertung und Prognose der Dynamik ökosystemarer Funktionen für den Bereich des regionalen Landschaftsausschnittes bereitzustellen. Die Untersuchungen konzentrieren sich vor allem auf die Aufklärung der Wirkungsbeziehungen zwischen den terrestrischen und limnischen Systemen und zwischen den terrestrischen Systemen unterschiedlicher Reliefposition, Nutzungsform und -intensität.

Im einzelnen werden z. B. Arbeiten zur Modellierung der besonderen Spezifika von Uferökotonen, zum lateralen diffusen Stoffaustausch, zur Verknüpfung von Modellen zur Stoffdynamik mit Wasserhaushalts- und Grundwassermodellen zu einem See-Umland-Modellsystem durchgeführt.

Die Arbeiten zu den zoönotischen Interaktionen umfassen z. B. die Weiterentwicklung der individuenbasierten Modellierungsansätze zur Anwendungsreife für die Beschreibung von Faunenaustauschprozessen zwischen verschiedenen terrestrischen und limnischen Ökosystemen.

Die bisher bestehenden Modelllücken zur speziellen Habitatnutzung von Arten sowie Dispersions- und Kolonisationsprozessen sollen durch den Einsatz regelbasierter Fuzzy-Modellierungstechnik geschlossen werden.

### Schwerpunkte der zukünftigen Arbeiten sind:

- Entwicklung eines Pufferzonen-Modellsystems "UFER" für Bewertung und Management der diffusen Stoffeinträge in Gewässer (Hydrologie, Sedimentation/Erosion, Nährstoffdynamik, Biomasse/organische Substanz),
- Weiterentwicklung des Biotop- und Artenschutzes in Ökosystemkomplexen,
- differenzierte, tiergruppenspezifische Auswertungen zu Vorteilen und Grenzen von verschiedenen Biotopverbundtypen,
- Auswertungen zur Raumnutzung in Biotopkomplexen sowie der Einfluß der Habitatfraktionierung,
- Einfluß von terrestrisch/aquatischen und terrestrisch/terrestrischen Ökotonen unterschiedlicher Struktur und Funktion auf die Puffereigenschaften in einem Biotopverbund,
- Einfluß einer Wiederaufforstung von Uferzonen mit Erlen auf den diffusen Nährstoffeintrag in die angrenzenden Gewässer

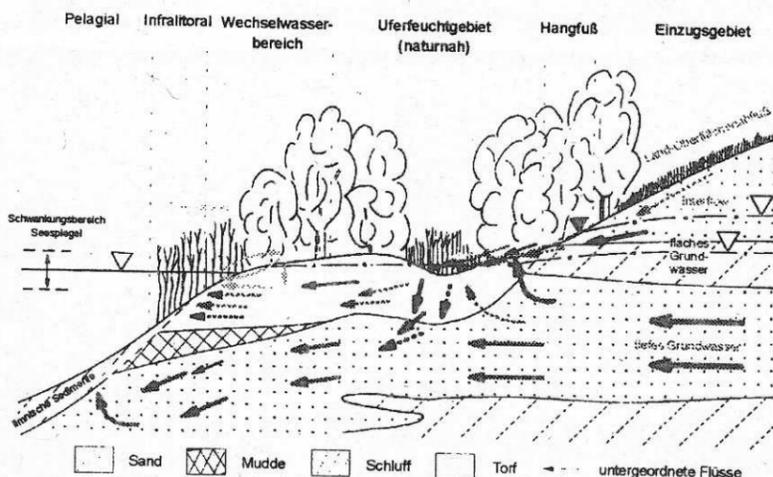


Abb. 1: Ober- und unterirdische Pfade beim Austausch von Wässern unterschiedlicher Herkunft zwischen Einzugsgebieten und Gewässern (schematisierte Darstellung). Die verschiedenen Farben der Pfeile kennzeichnen die unterschiedliche Herkunft der Wässer vom wenig belasteten tiefen Grundwasser bis zum stärker belasteten Wasser an der Erdoberfläche.

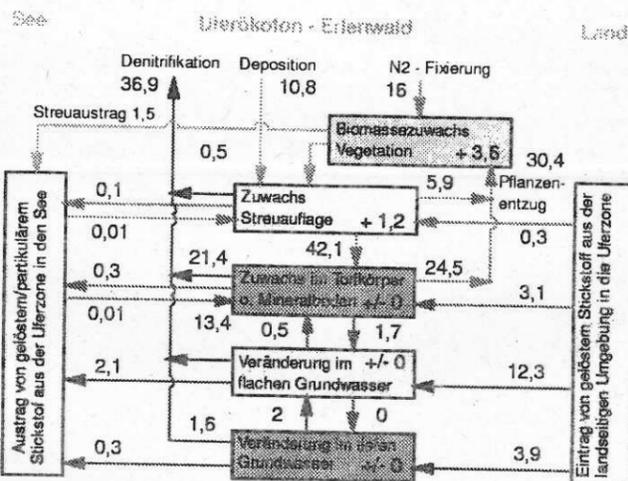


Abb. 2: Mittlere Jahreswerte der Stickstoffflüsse in einem anteilig feuchten und trockenem Erlenwald in der Uferzone des Belauer Sees (alle Werte sind in kg Stickstoff/Jahr angegeben, beziehen sich auf 100 m Uferlinie mit einer Breite von 32m, wovon 8m zeitweise überflutet und 24m nicht überflutet werden).

Geringes Gefälle mit natürlichen Mulden, eine Anreicherung von organischem Material und die Vermischung von Grundwasser, Interflow, Bodenwasser, Oberflächenabfluß, Niederschlags- und Überflutungswasser sind die Ursachen für die Puffer- und Retentionswirkung von Uferzonen.

Naturnahe Uferzonen sind ökologisch wertvolle Lebensräume. Zwischen der Naturnähe, dem Rückhalt lateraler Stofffrachten und dem Gewässerschutz besteht ein direkter Zusammenhang. Die Erforschung der stofflichen und ökologischen Funktion von Gewässer-Uferzonen und Flußauen findet international gegenwärtig starkes Interesse.

Der Berechnung/Schätzung der einzelnen Werte liegen umfangreiche interdisziplinäre Auswertungen von gemessenen und simulierten hydrologischen, hydrogeologischen, hydrochemischen, standortkundlichen, pflanzenphysiologischen und vegetationskundlichen Daten aus dem Bornhöved-Projekt zugrunde.

Folgende Schlußfolgerungen stehen Mittelpunkt:

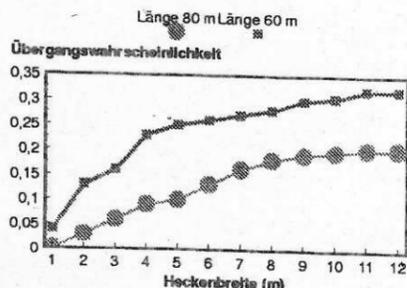
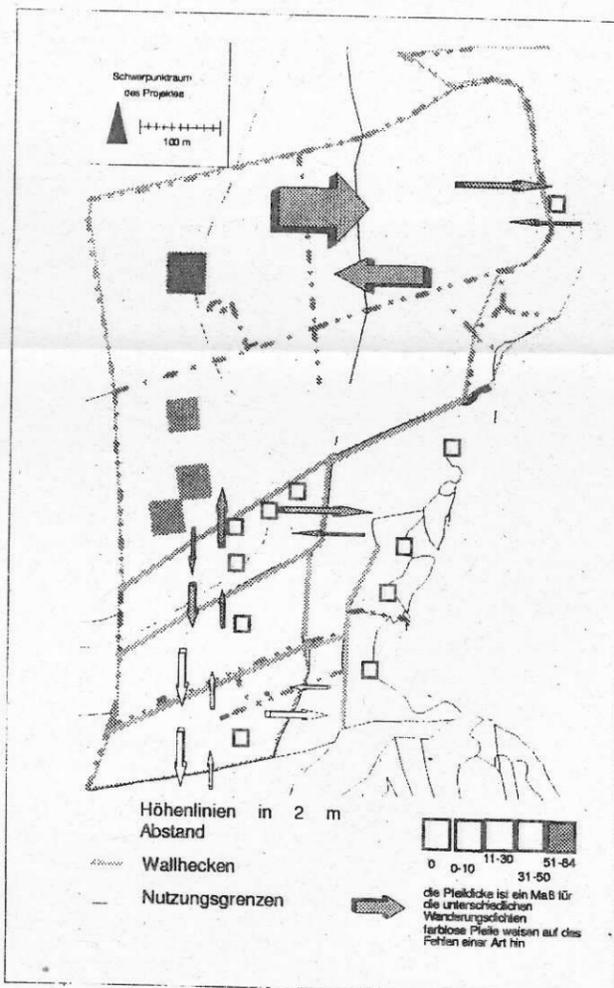
- die Uferzone wirkt als Senke für den Eintrag des Nitrats mit dem Grundwasser in die Gewässer (Rückhalt ca. 85% durch Denitrifikation in dieser Uferzone),
- die N-Bilanz des Erlenökosystems (für Vegetation und obere Bodenzone) ist vom lateralen diffusen Stoffaustausch nahezu entkoppelt (N₂-Fixierung gleicht die Bilanzen aus)

### Abb. 3 (links): Räumliche Verteilung von Wirbellosen der Bodenoberfläche im Buchenwald und ihre Ausbreitungsprozesse in den Landschaftsraum

(dargestellt am Bsp. des Waldlaufkäfers *Abax parallelepipedus*; die Werte beziehen sich auf die Laufaktivitätsdichte, erlaubt mit Bodenfallen in Ind./Falle/196 Tage und auf die Wanderungsaktivität an den Ökosystemgrenzen, erlaubt mit richtungselektiven Bodenfallen.)

Die Ergebnisse stellen einen Beitrag zur Aufklärung der Bedeutung von kleinräumigen Unterschieden in den Habitatstrukturen und von ökologischen Gradienten für die Entwicklung von Lebensgemeinschaften dar. Durch sie werden Modellentwicklungen vorangetrieben, die es ermöglichen sollen Punkterhebungsdaten für die Anwendung auf die Fläche zu projizieren und damit einen verbesserten Eingang in Planungs- und Bewertungsprozesse zu ermöglichen.

Die Freilanddatenbasis ist nicht nur Bestandteil der Projektinternen Auswertung sondern ist auch Teil einer intensiven Zusammenarbeit mit anderen Forschungseinrichtungen. Die in Bild 4 (unten) dargestellte Modellierung über die Verbundwirkungen unterschiedlich breiter Hecken von Lutz Tischendorf ist z. B. ein Ergebnis der Zusammenarbeit mit dem UFZ Leipzig.



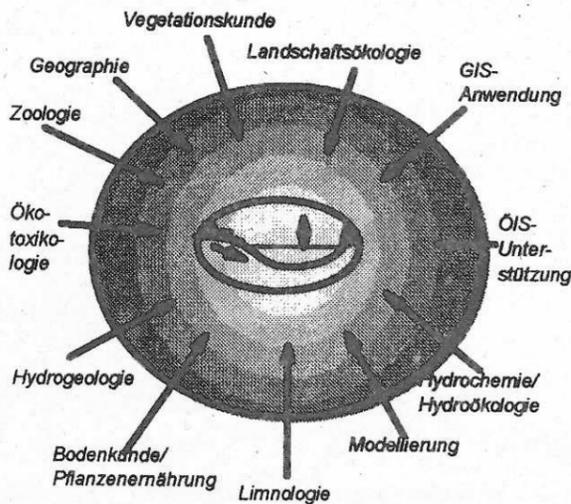
# Umweltplanung und -bewertung

R. Zölitz-Möller & M. Nachbar

H. Roweck, O. Fränze, K. Dierßen, R. Horn & B. Heydemann

## Ziele des Themenbereichs:

Auf der Grundlage einer integrativen und praxisorientierten Auswertung der bisherigen Ergebnisse der Kieler Ökosystemforschung sollen handlungsorientierte Aussagen und Empfehlungen zu einer stärker systemaren Umweltbewertung und Umweltplanung abgeleitet und zielgruppenspezifisch aufbereitet werden. Dafür wirken verschiedene Disziplinen der Ökosystemforschung zusammen.



Bei der Bearbeitung des Schwerpunktthemas Landschaftsplanung geht es u.a. um die Entwicklung einer flexibel handhabbaren Bewertungsmethodik für die möglichst behutsame Einbettung verschiedenartiger Landnutzungen. Anhand exemplarischer Szenarien sollen Bilanzierungen möglich werden, die auch Ansätze für eine ökonomische Beurteilung bieten.

Szenario:	Randbedingungen:
"Strukturierte Landwirtschaft"	neuartige Intensivlandwirtschaft mit wenigen Kulturen, Spezialanbau auf einzelne Produktionszweige, Anbau nachwachsender Rohstoffe in Intensivlandwirtschaft
"kleinstrukturierte Landwirtschaft"	Produktdiversifizierung, variable Kulturfruchtfolgen, verminderter Düngereinsatz, Landschaftspflege als Erwerbsquelle

Die in den Szenarien angestrebten Zielaussagen umfassen jeweils:

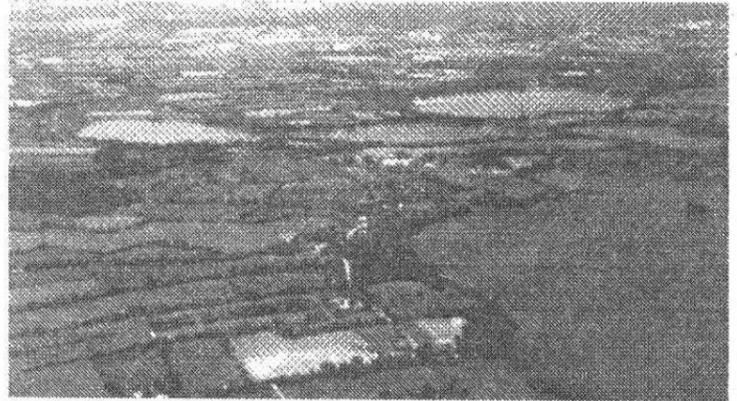
- Zustand der Biozöosen, Artenvorkommen
- Stoff- und Energiebilanzen in Ökosystemen und im Landschaftsverbund
- agrarökonomische Ergebnisse
- Mögliche Landschaftsplan-Varianten unter den angenommenen Randbedingungen

Die Validierung wird außer durch "Planungsszenarien" auch durch Kontakt zu Planungsträgern und Planungsbüros in der Region praxisnah ausgestaltet. Zur Zeit beteiligt sich die Ökosystemforschung an der Landschaftsplanung dreier Gemeinden des Bornhöveder Gebietes und einer weiteren außerhalb dieses Raumes.

## Landschaftsplanung Belau:

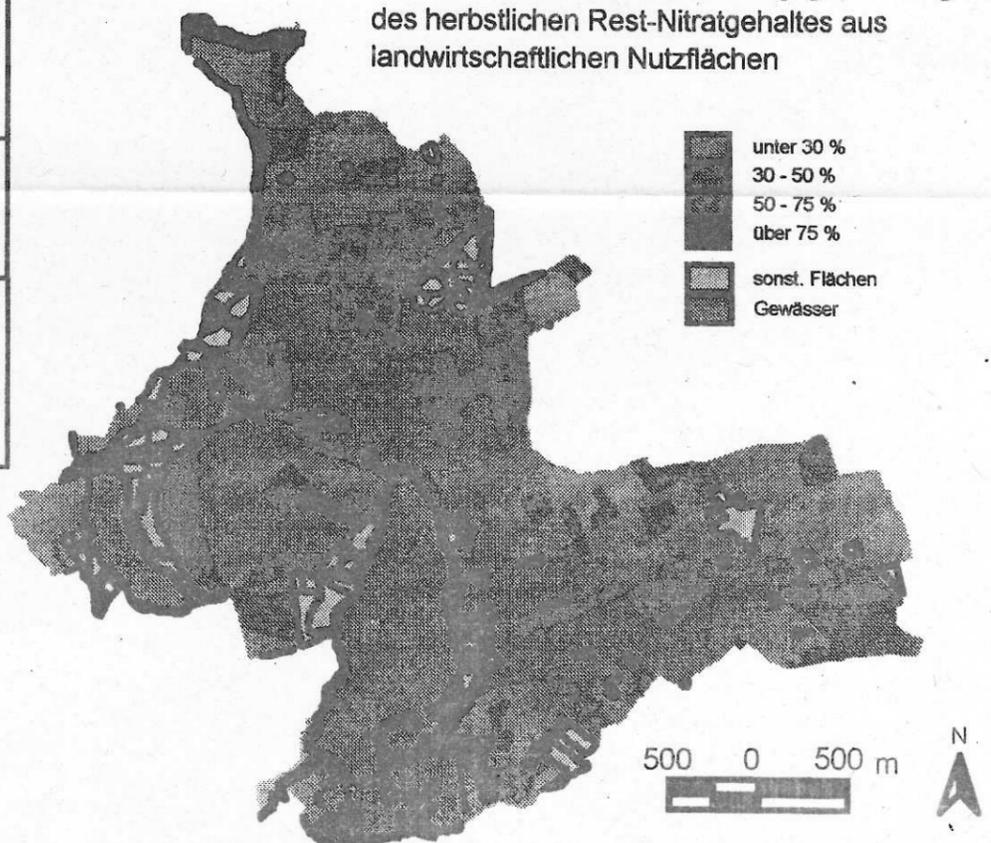
Die Gemeinde Belau wird von Seiten mehrerer Disziplinen der Ökosystemforschung (Vegetationskunde, Limnologie, Bodenkunde, Stoffflußmodellierung, GIS) bei der aktuellen Erarbeitung ihres Landschaftsplanes (Erstaufstellung) unterstützt.

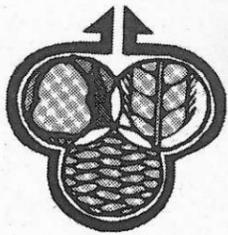
Luftaufnahme des Dorfes Belau am Ufer des Belauer Sees (Aufn.: Reimers, 1996)



Wegen erhöhter Nitratgehalte im Trinkwasser der Hausbrunnen ist bei intensiver landwirtschaftlicher Nutzung der Gemeindeflächen hier der Schutz der Ressource Grundwasser eine wichtige Aufgabe des Landschaftsplanes. Deshalb wurde auf der Grundlage einer programmgestützten Auswertung von Profildaten der amtlichen Bodenschätzung (nach Reiche) die standortabhängige Auswaschungsgefährdung von Nitrat (nach van der Ploeg & Huwe 1988) berechnet und räumlich differenziert dargestellt. Das Ergebnis ist eine neuartige Bewertungskarte für den in Landschaftsplänen oft vernachlässigten Themenbereich Boden und Grundwasserschutz. Es handelt sich um eine Darstellung abgestufter Empfindlichkeiten, die eine räumliche Zuordnung angepaßter Landbewirtschaftung ermöglicht. Sie dient dabei auch einer möglichen Verbesserung der Dünge-Effektivität und wird mit den Landnutzern diskutiert. Vom beteiligten Planungsbüro wird sie für die Ableitung und räumliche Zuordnung von Schutz- und Entwicklungsempfehlungen genutzt. Die hier verwendeten Daten liegen auch für alle anderen landwirtschaftlichen Nutzflächen in Schleswig-Holstein vor.

Karte der relativen Auswaschungsgefährdung des herbstillischen Rest-Nitratgehaltes aus landwirtschaftlichen Nutzflächen

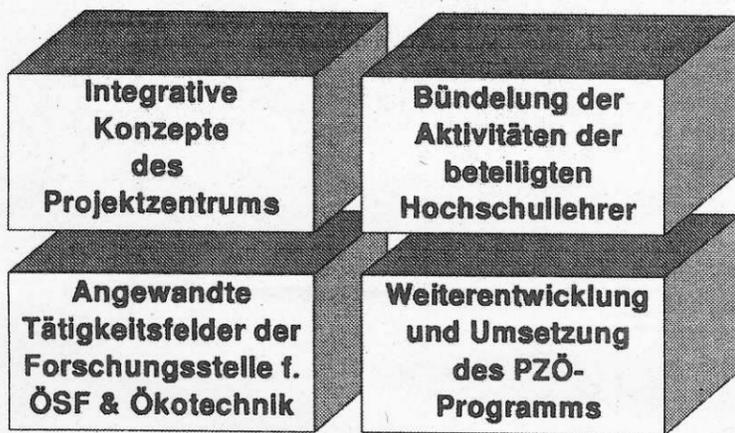




# Vom Projektzentrum Ökosystemforschung zum Ökologie-Zentrum der Universität Kiel

W. Windhorst, F. Müller & S. Hári  
H.-P. Blume, K. Dierssen, O. Fränze

Das Ökologiezentrum der Universität Kiel (ÖZK) hat mit Beginn der Synthesephase des Vorhabens "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette" auf Beschluß des Akademischen Senats der Christian-Albrechts-Universität seine wissenschaftlichen Aktivitäten aufgenommen. Als gemeinsame Einrichtung der Fakultäten für Agrarwissenschaften, Mathematik und Naturwissenschaften und Medizin baut es auf den Erfahrungen des Projektzentrums Ökosystemforschung auf, um die interdisziplinäre Umweltforschung an der Christian-Albrechts-Universität Kiel zu stärken. Im Mittelpunkt des Forschungs- und Lehrprogramms im Ökologiezentrum steht die Verbindung von grundlagenorientierten Untersuchungsansätzen und deren praktischer Umsetzung.



## Grundbausteine des Ökologiezentrums Kiel



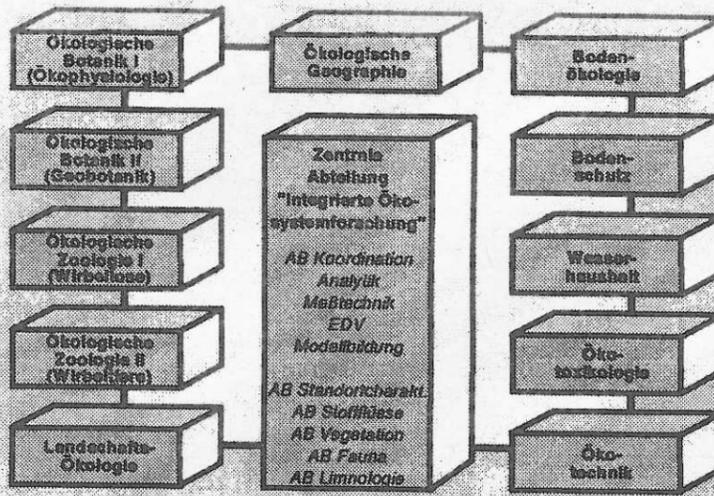
Die inhaltliche Konzeption des Ökologiezentrums basiert auf der Anwendung erprobter Methoden und Werkzeuge zur Optimierung der interdisziplinären Zusammenarbeit. Hierzu gehören:

- ▶ die theoriegeleitete und systemanalytische Konzeption zur Lösung der Forschungsaufgaben,
- ▶ die Anwendung einer hierarchisch strukturierten Meßkonzeption,
- ▶ die Nutzung von gemeinsamen, räumlich gestaffelten repräsentativen Untersuchungsräumen,
- ▶ die Nutzung einer zentralen Infrastruktur und interdisziplinär abgestimmter Methoden von der Probenahme bis zur Erstellung ganzheitlich orientierter Auswertungen und
- ▶ die Entwicklung und Nutzung eines modellgestützten ökologischen Informationssystems mit Integration eines zentralen GIS und einer zentralen Datenbank.

## Zielsetzungen des Ökologie-Zentrums Kiel

- Förderung der interdisziplinären Umweltforschung an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (CAU)
- Bereitstellung einer hinreichenden Infrastruktur
- Durchführung interdisziplinärer ökologischer Langzeitanalysen in Koppelung mit Labor- und Freiland-Experimenten
- Zunehmende Beteiligung Kieler Wissenschaftler in internationalen Netzwerken und Forschungsprogrammen
- Errichtung einer Kommunikations-, Koordinations- und Informationsbasis zur Bündelung der Umweltforschung in Kiel
- Förderung der Zusammenarbeit von naturwissenschaftlich ausgerichteten Ökologen und Umweltforschern aus anderen Fachdisziplinen (Wirtschafts-, Sozial- und Rechtswissenschaft)
- Verbesserte Koppelung von Grundlagenforschung und Angewandter Forschung, Umsetzung theoretischer Erkenntnisse in praktische Handlungsvorschläge

Die administrative Struktur des ÖZK setzt sich aus drei Komponenten zusammen. In einem peripheren Bereich sind Institutionen assoziiert, mit denen gemeinsame Forschungsvorhaben durchgeführt werden. Die zur Zeit elf Fachabteilungen stellen ein Bindeglied zu den Fachdisziplinen und Mutterinstituten dar, und in der Abteilung "Integrierte Ökosystemforschung" werden neben infrastrukturellen Tätigkeiten Koordinations- und Integrationsaufgaben erfüllt. Die Leitung obliegt einem elfköpfigen Direktorium, das von einer zentralen Geschäftsführung unterstützt wird.



Der strukturelle Aufbau des Ökologiezentrums erfolgt seit dem Gründungsbeschluß des Akademischen Senats durch die schrittweise Bereitstellung von Personalstellen und Sachmitteln. Die langfristig geplante Ausstattung der zentralen Abteilung ist der untenstehenden Abbildung zu entnehmen.

Geschäftsführung		Verwaltung		Verwaltung		Verwaltung																																																									
1	Wiss. Mitarb.	2	Wiss. Mitarb.	3	Verw. Mitarb.	4	Verw. Mitarb.																																																								
Standortcharakter		5	Wiss. Mitarb.	6	Techn. Mitarb.	7	Techn. Mitarb.	8	Techn. Mitarb.	9	Techn. Mitarb.	10	Techn. Mitarb.	11	Wiss. Mitarb.	12	Wiss. Mitarb.	13	Wiss. Mitarb.	14	Wiss. Mitarb.	15	Wiss. Mitarb.	16	Wiss. Mitarb.	17	Wiss. Mitarb.	18	Techn. Mitarb.	19	Wiss. Mitarb.	20	Wiss. Mitarb.	21	Techn. Mitarb.	22	Wiss. Mitarb.	23	Wiss. Mitarb.	24	Techn. Mitarb.	25	Wiss. Mitarb.	26	Wiss. Mitarb.	27	Wiss. Mitarb.	28	Wiss. Mitarb.	29	Wiss. Mitarb.	30	Techn. Mitarb.	31	Wiss. Mitarb.	32	Wiss. Mitarb.	33	Techn. Mitarb.	34	Wiss. Mitarb.	35	Wiss. Mitarb.

Organisation und Zusammensetzung der geplanten Zentralen Abteilung im Ökologiezentrum der Universität

**Forschungsverbund Agrarökosysteme München  
des GSF-Forschungszentrums  
und  
der Technischen Universität München-Weihenstephan  
(FAM)**

# Ein Weg zu einer umweltschonenden Landwirtschaft: Die Versuchstation Scheyern des Forschungsverbunds Agrarökosysteme München (FAM)

J. Pfadenhauer, H. Albrecht, K. Auerswald und B. Janssen

## 1 Einleitung

Die Umsetzung naturschutzfachlicher Ziele gemäß § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes in der Agrarlandschaft ist eine Aufgabe der Landwirtschaft, die sie neben der Produktion gesunder Nahrungsmittel in einer für die Bevölkerung ausreichenden Menge heute zu leisten hat. Tut sie dies, kann sie als nachhaltig und umweltschonend bezeichnet werden; dann nämlich gehen von Nutzflächen keine wesentlichen Belastungen durch Fest-, Nähr- und organische Fremdstoffe auf Nachbarökosysteme wie Gewässer und Feuchtgebiete aus, wird die Diversität pflanzlicher und tierischer Organismen sowie ihre Gesellschaften auf regionspezifisch hohem Niveau stabilisiert (oder entwickelt) – bei gleichzeitig sparsamem Einsatz der für die Produktion nötigen Ressourcen.

Diese Definition einer umweltschonenden Landwirtschaft liegt dem Ansatz des Forschungsverbunds Agrarökosysteme München (FAM) zugrunde; er hat sich unter dem Titel „Erfassung, Prognose und Bewertung nutzungsbedingter Veränderungen in Agrarökosystemen und ihrer Umwelt“ das Ziel gesetzt, in einer typischen Agrarlandschaft Mitteleuropas die Auswirkungen von heute allgemein als umweltschonend geltenden Bewirtschaftungssystemen auf die Qualität von Ressourcen sowie auf die Prozesse, welche diese Qualität steuern, zu untersuchen, anhand von repräsentativen Indikatoren zu bewerten und daraus Prognosemodelle auf planungsrelevanter Skala (Schlag, Betrieb, Landschaft) zu entwickeln. Hierfür betreibt er seit seiner Gründung im Herbst 1990 (als Zusammenschluß von Institutionen der TU München und dem GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit) die Versuchsstation Scheyern, ein ehemals vom Benediktiner-Kloster Scheyern konventionell bewirtschaftetes Gut.

Nach Anpachtung für den FAM wurde während der vom November 1990 bis August 1992 dauernden Vorphase zunächst der Ausgangszustand erfaßt, und zwar unter Weiterführung der vor Projektbeginn üblichen Intensität und Einheitlichkeit (1991 Winterweizen, 1992 Sommergerste). Im Herbst/Winter 1992/93 wurde das Gelände gemäß den Zielen eines integrierten Naturschutzes (PFADENHAUER UND GANZERT 1992) umgestaltet und von konventioneller auf integrierte (HEITEFUSS 1990) bzw. ökologische Bewirtschaftung (STIFTUNG ÖKOLOGISCHER LANDBAU 1986) umgestellt. Die seit dieser Zeit ablaufenden Veränderungen werden im Rahmen eines umfangreichen Monitorings an den Punkten eines 50 x 50 m Rasters dokumentiert (HANTSCHHEL UND LENZ 1993) sowie durch zusätzliche Meßeinrichtungen für Teileinzugsgebiete (Oberflächenabfluß, vertikaler und lateraler Fest- und Nährstofftransport, Artenwanderungen) unterstützt.

Im folgenden soll an Hand von Ergebnissen der ersten vier Jahre nach Umgestaltung und Umstellung (1993 bis 1996) dargestellt werden, wie sich die Qualität schutzwürdiger Ressourcen entwickelt hat und ob sich daraus bereits jetzt Strategien für eine umweltschonende Landwirtschaft ableiten lassen. Für die Beurteilung der Umweltqualität werden Indikatoren ausgewählt, die repräsentativ für abiotische und biotische Ressourcen sowie für die Gesamtfläche der Versuchsstation sind und standardisiert werden können. Dabei muß zunächst zwischen Prozeß- und Zustandsindikatoren unterschieden werden (Abb. 1): Prozeßindikatoren können durch Bewirtschaftungsmaßnahmen oder Pflegeeingriffe direkt beeinflußt werden; sie sind deshalb veränderbar („dynamisch“) und taugen als Steuergröße im Regelkreis eines landwirtschaftlichen Betriebes. Ökosystemare Zustandsindikatoren werden dagegen zwar über Geländestrukturen von Prozessen bestimmt, sind aber als Ergebnis dieser Prozesse eher statisch und eignen sich aus diesem Grund für eine Wirkungskontrolle. Als Prozeßindikator für die vorliegende Darstellung wurde der Bodenabtrag durch Wasser ausgewählt; im biotischen Bereich können derzeit Aussagen lediglich für Zustandsindikatoren getroffen werden, von denen hier die Individuendichte und Artenzahl der Ackerwildkrautvegetation sowie die Anzahl der Brutpaare agrarlandschaftstypischer Vögel dargestellt werden.

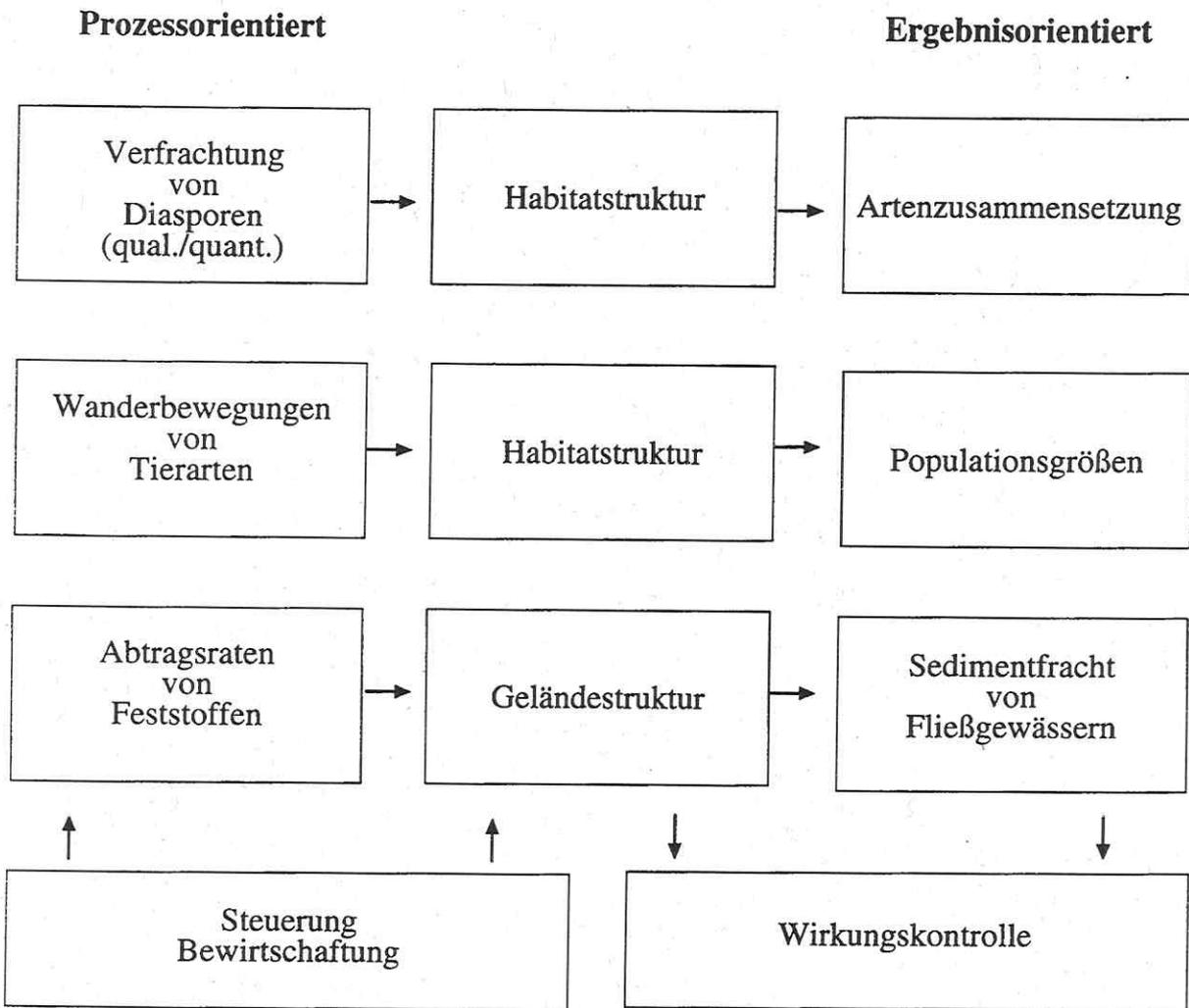


Abb. 1: Beispiele für Prozeß- und Zustandsindikatoren im FAM

## 2 Umgestaltung und Umstellung

Bei der Umgestaltung maßgeblich waren primär die Ziele des abiotischen Ressourcenschutzes (ANDERLIK-WESINGER et al. 1995, AUERSWALD et al. 1996): Die Böden der Versuchstation entstanden aus Lockersedimenten (Sanden, Lehm) der oberen Süßwassermolasse, aus spätpleistozänem Löß sowie die aus Kolluvium am Hangfuß und in den Talauen; die für solche Landschaften typischen Gefährdungen durch die landwirtschaftliche Bodennutzung sind Erosion (v.a. an steilen Flächen, an langgestreckten Hängen und in Hangmulden), Verdichtung (bei Böden aus tertiärem Ton und aus Lößlehm) und Auswaschung von Agrochemikalien (bei sandigen Substraten). Diese Gefährdungen wurden flächenhaft kartiert und darauf aufbauend ein Planungskonzept entwickelt, das nach dem Kenntnisstand der Wissenschaftler im FAM zu einer weitestgehenden Reduktion der Belastungen (unter Berücksichtigung der Produktion) führen soll (Abb. 2; Tab. 1). Die Ackerschläge wurden verkleinert, bisher ackerbaulich genutzte Steilhänge über 20% Neigung in Grünland, durch Erosion gefährdete Hangmulden in Dauerbrache umgewandelt. Kleine Abfluß-Rückhaltebecken mit kontrolliertem Auslauf sowie 2 bis 10 m breite Brachestreifen entlang von Gewässern, Wegen und zwischen Schlägen (z.T. mit Gehölz bepflanzt, z.T. mit Totholzschüttungen) sollen als Retentionsräume für laterale Stofftransporte dienen und die Biodiversität des Geländes erhöhen. Auch die Bewirtschaftung selbst soll die Qualität schutzwürdiger Ressourcen verbessern: Im Betrieb des integrierten Pflanzenbaus (IP: 45 ha) wird der Boden teilweise pfluglos bearbeitet, werden Pflanzenschutzmittel nach dem Schadschwellenprinzip eingesetzt (HEITFUSS 1987), wird Mineraldüngung nach Entzug (170 bis 190 kgNha⁻¹a⁻¹ im Winterweizen) und Gülle mit Schleppschläuchen ausgebracht. Die viergliedrige Fruchtfolge besteht aus Kartoffeln, Winterweizen, Mais, Winterweizen (Zwischenfrucht Weißer Senf). Ein Viehbesatz von 1,0 GV/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche durch Mastbullen wird in Zusammenarbeit mit benachbarten Betrieben simuliert. Der Betrieb des ökologischen Landbaus (ÖL; 65 ha) arbeitet nach dem Prinzip betriebsinterner geschlossener Stoffkreisläufe gemäß den Richtlinien der Arbeitsgemeinschaft ökologischer Landbau. Die Fruchtfolge ist siebengliedrig (Klee gras, Kartoffeln, Winterweizen, Winterroggen, Körnerleguminosen, Winterweizen, Sonnenblumen; Senf und Leguminosen als Zwischenfrüchte und Untersaaten). Integriert ist eine Mutterkuhherde mit Winterhaltung im offenen Tretmiststall (0,8 GV/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche). Umgestaltung und Umstellung der Betriebsweise haben zu einer Verkleinerung der Schläge und einer Erhöhung des Anteils an nicht genutzten, linien- (Hecken, Raine, Weg- und Gewässerränder) oder flächenhafter Brachen („Schutzland“) geführt (Tab. 1). Er beträgt im IP 28,5% und im ÖL 13,1% der Gesamtfläche, ist also deutlich höher als die gemeinhin geforderten 10-15% (HORLITZ 1994). Über 15 ha wurden ausschließlich zu dem Zweck umgewidmet, laterale Stoffflüsse zu verringern; 3,3 ha wurden für Zwecke des Arten- und Biotopschutzes bereitgestellt (überwiegend zur Anlage von Hecken und gestuften Waldrändern). Auf den Ackerschlägen stieg der Blattfruchtanteil von 25% auf 50% (IP) bzw. auf 57% (ÖL).

## 3 Methoden

### Oberflächenabfluß und Bodenerosion

In 16 Teileinzugsgebieten des Versuchsgeländes (0,5-16 ha) wird seit 1993 für jedes Abflußereignis des Oberflächenabflusses mit Hilfe von Probenteilern gemessen. An Teilproben wird der Sedimentgehalt bestimmt und damit der jeweilige Bodenaustrag berechnet (WEIGAND et al. 1995).

Zum Vergleich der Bodenerosion vor und nach der Nutzungsumstellung wurde der flächenhafte Bodenabtrag nach der differenzierenden Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (DABAG, AUERSWALD et al. 1988) für jeweils 440 gestreckte Hangsedimente berechnet. Der mittlere Bodenabtrag von Grünland und Bracheflächen wurde mit 0,1 t ha⁻¹ a⁻¹ angenommen.

### Vegetation

Räumliches Bezugssystem für die Erhebungen sind 357 an einem 50 x 50 m Rasternetz ausgerichtete 10 x 10 m große Probestellen. Seit dem Frühjahr 1991 wird der Pflanzenbestand dieser Flächen jährlich mehrmals erfaßt (ALBRECHT et al. 1992). Dieses kontinuierliche Rastermonitoring erlaubt punktuelle und flächenhafte Darstellung vegetationsökologischer Parameter (ALBRECHT UND FORSTER 1996) und damit Aussagen über die zeitliche und räumliche Variabilität der Ackerwildkrautvegetation. Die Vegetationsveränderungen wurden mit Hilfe des Vorzeichentests von DIXON UND MOOD (SACHS 1992) auf Signifikanz geprüft.

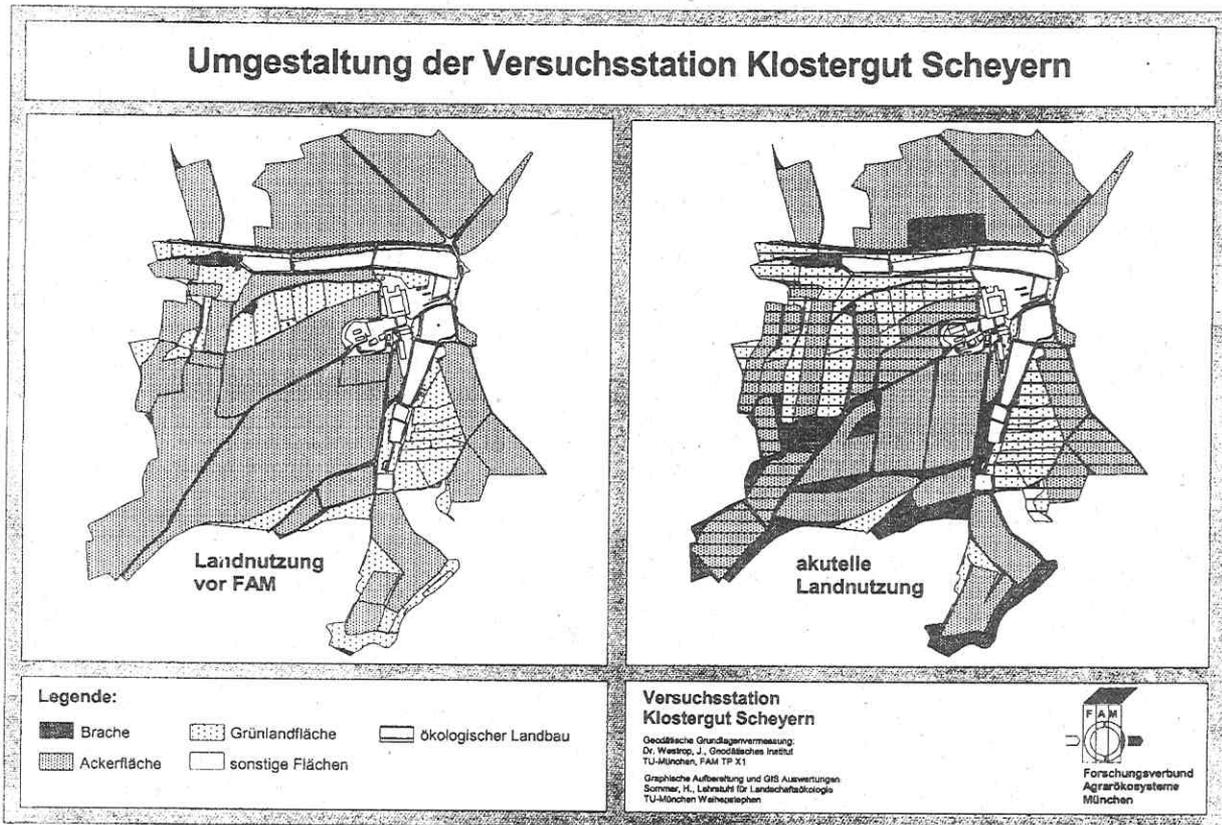


Abb. 2: Gelände der Versuchsstation Scheyern vor und nach der Umgestaltung

Tab. 1: Flächenbilanz des Geländes der Versuchsstation vor und nach der Umgestaltung

	1992		1993			
			Integrierter Pflanzenbau		ökologischer Landbau	
	ha	%	ha	%	ha	%
Acker	80,6	73,0	30,0	66,8	31,2	48,1
Grünland	26,1	23,6	2,1	4,7	25,2	38,8
Ungenutzt	3,8	3,4	12,8	28,5	8,5	13,1
Brache	1,1		5,6		4,1	
lineare Struktur	2,7		3,7		3,9	
Stilllegung mit Pflegemaßnahmen	0		3,5		0,5	
<b>Gesamtfläche</b>	<b>110,5</b>	<b>100</b>	<b>44,9</b>	<b>100</b>	<b>64,9</b>	<b>100</b>
Anzahl Ackerschläge	10		7		14	
durchschnittliche Größe der Ackerschläge	8,1		4,3		2,2	

Tab. 2: Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf der Versuchsstation Scheyern nach der Umgestaltung (Mittelwerte und Spannweite von 16 überwachten Teileinzugsgebieten)

Jahr	Bodenaustrag (t ha ⁻¹ a ⁻¹ )	Oberflächenabfluß (mm a ⁻¹ )
vor 1993 (berechnet nach dABAG)	9.6 0 - 42	n.b.
1993	1.7 0 - 12	43 0 - 180
1994	0.4 0 - 1.3	47 0 - 92
1995	0.04 0 - 0.2	15 0 - 60

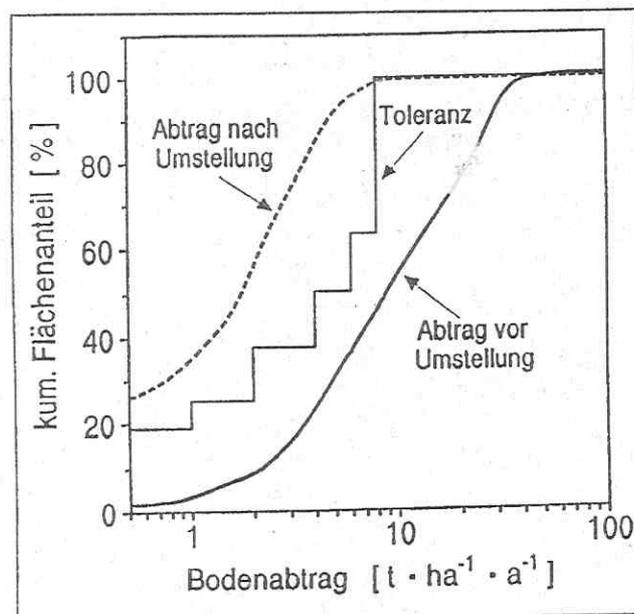


Abb. 3: Summenkurve der Bodenerträge auf den Ackerflächen der Versuchsstation Scheyern vor und nach der Umgestaltung (berechnet mit der dABAG nach AUERWALD et al. 1988 und der Toleranzgrenzen nach SCHWERTMANN et al. 1987)

## Avifauna

Die Arten wurden in acht bis neun Begehungen pro Jahr während der Brutperiode März bis Juni durch Verhörung und Sichtbeobachtung kartiert. Mindestens dreimaliger Nachweis (davon mindestens zweimal revieranzeigend) führte zur Klassifizierung als Brutpaar (Methode nach OELKE 1980). Ein Großteil der ornithologischen Daten wurde von Herrn Helmut Laußmann erhoben.

## 4 Ergebnisse

### Erosion

Seit der Umgestaltung des Untersuchungsgebietes hat sich der Bodenabtrag auf allen Schlägen drastisch vermindert (Tab. 2). Lediglich 1993 traten höhere Bodenausträge auf, die aber z.T. auf Umstellungsmaßnahmen zurückzuführen waren (z. B. Abspülung einer Weideneuansaat). In den Folgejahren haben sich die Bodenverluste auf einem sehr niedrigen Niveau stabilisiert. Die gemessenen Bodenausträge sind niedriger als nach dem Modell dABAG berechnet, welches im Mittel des Gesamtbetriebes einen Rückgang des Bodenabtrags von  $9,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  auf  $1,6 \text{ t a}^{-1} \text{ a}^{-1}$  prognostiziert (Abb. 3). Allerdings werden mit der dABAG langjährige Abtragsmittel vorhergesagt, im Gegensatz zur erst dreijährigen Meßreihe und zusätzliche Effekte, wie etwa der Sedimentrückhalt in den Abfluß-Rückhaltebecken sind im Modell nicht enthalten. Wenngleich die tatsächliche Schutzwirkung die Vorhersagen noch übertrifft, so ist die Modellstruktur der dABAG geeignet, die relativen Anteile der verschiedenen, kombiniert angewendeten Maßnahmen zu quantifizieren. Die Berechnungen ergeben, daß für die prognostizierte Schutzwirkung zu 38% die Ausrichtung und Größe von Schlägen, zu 22% die Umwidmung von Flächen, zu 32% die neu eingeführten Fruchtfolgen mit ganzjähriger Bodendeckung und zu 8% die reduzierte (pfluglose) Bodenbearbeitung verantwortlich sind. Der sogenannte tolerierbare Bodenabtrag als Standard, abhängig von der Gründigkeit des Bodens (SCHWERTMANN et al. 1987), wurde im Mittel aller Ackerschläge weit unterschritten.

### Ackerwildkrautvegetation

Auch die Ackerwildpflanzenvegetation hat sich beträchtlich verändert. So haben die Artenzahlen im ÖL hochsignifikant von durchschnittlich 15 auf 18 pro Rasterpunkt zugenommen (Winterweizen), während der Rückgang im IP von 17 auf 14 noch innerhalb der Signifikanzschränken blieb (Abb. 4). Die Zunahme im ÖL ist auf Ubiquisten zurückzuführen (wie *Taraxacum officinale*, *Cirsium arvense*, *Poa annua*, *P. trivialis*, *Trifolium repens*); die Abnahme im IP betrifft in erster Linie leicht bekämpfbare Therophyten wie *Lamium*-, *Polygonum*- und *Veronica*-Arten. Seltene und in der Roten Liste enthaltene Arten zeigen im IP eine stagnierende bis rückläufige Entwicklung, im ÖL sind – mit Ausnahme von *Legousia speculum veneris* (Anstieg der Stetigkeit von 25% auf 32%) – keine signifikanten Veränderungen zu beobachten (Tab. 3). Eine Etablierung neu zugewanderter Ackerwildpflanzen von Flächen außerhalb der Versuchsstation konnte bisher nicht beobachtet werden.

Auffallend ist ferner eine deutliche Zunahme der (Ackerwildpflanzen-)Gesamtdeckung: Sie lag vor der Umstellung zwischen 2 und 3% (Medianwert); danach stieg sie im ÖL mit P (kleiner/gleich) 0,001% auf 20% an, im IP stagnierte sie bei 3%. Im gleichen Zeitraum veränderte sich die Winterweizendeckung im IP von 55 auf 60% (P 0,01 %) und im ÖL von 65 auf 30 % (P P 0,001 %). Die Untersaaten erreichten im ÖL bei der Getreideernte im Mittel 40% Deckung (PFADENHAUER et al. 1996, ALBRECHT UND MATTHEIS 1996).

Die Individuendichte als Maß des „Verkrautungsdrucks“ veränderte sich ebenfalls (Abb. 5a u. b). Sie stieg im ÖL von 130 (95% VB von x: 88-156) auf 474 (VB: 352-524), im IP von 62 (VB: 48-92) auf 180 (VB: 144-224) an.

### Avifauna

Nach der Umgestaltung des Versuchsguts stiegen die Brutzahlen an (Abb. 6). Gleichzeitig brüteten mit Wachtel (*Coturnix coturnix*), Rebhuhn (*Perdix perdix*) und Neuntöter (*Lanius collurio*) erstmals Arten, die zuvor nur vereinzelt und nicht brütend angetroffen wurden. Unter den Offenlandbewohnern Wachtel und Rebhuhn blieben die Brutbestände in den letzten Jahren konstant bei je einem Brutpaar (BP). Die auch 1991 und 1992 mit 8 bzw. 5 BP präsenzte Feldlerche (*Alauda arvensis*) nahm gleich nach der Umgestaltung auf 10 BP zu (konstant bis 1995) und erreichte 1996 12 BP. Auch die Heckenbrüter Goldammer (*Emberiza citrinella*) und Dorngrasmücke (*Sylvia communis*) reagierten auf die Umgestaltung mit einem Anstieg der Brutpaarzahlen. Beide Arten nahmen bereits 1993 die Totholzschüttungen im Versuchsgelände an. Die Goldammer zeigte dort ein relativ konstantes Vorkommen mit 3 bis 6 BP, während die Dorngrasmücke in diesem Biotoptyp einen steten Anstieg aufwies (1996: 6 BP). Die gepflanzten Hecken wurden dagegen von der Goldammer rascher besiedelt (erstmalig 1994: 2 BP) als von der nah am Boden brütenden und daher stärker deckungsabhängigen Dorngrasmücke (erstmalig 1995: 3 BP).

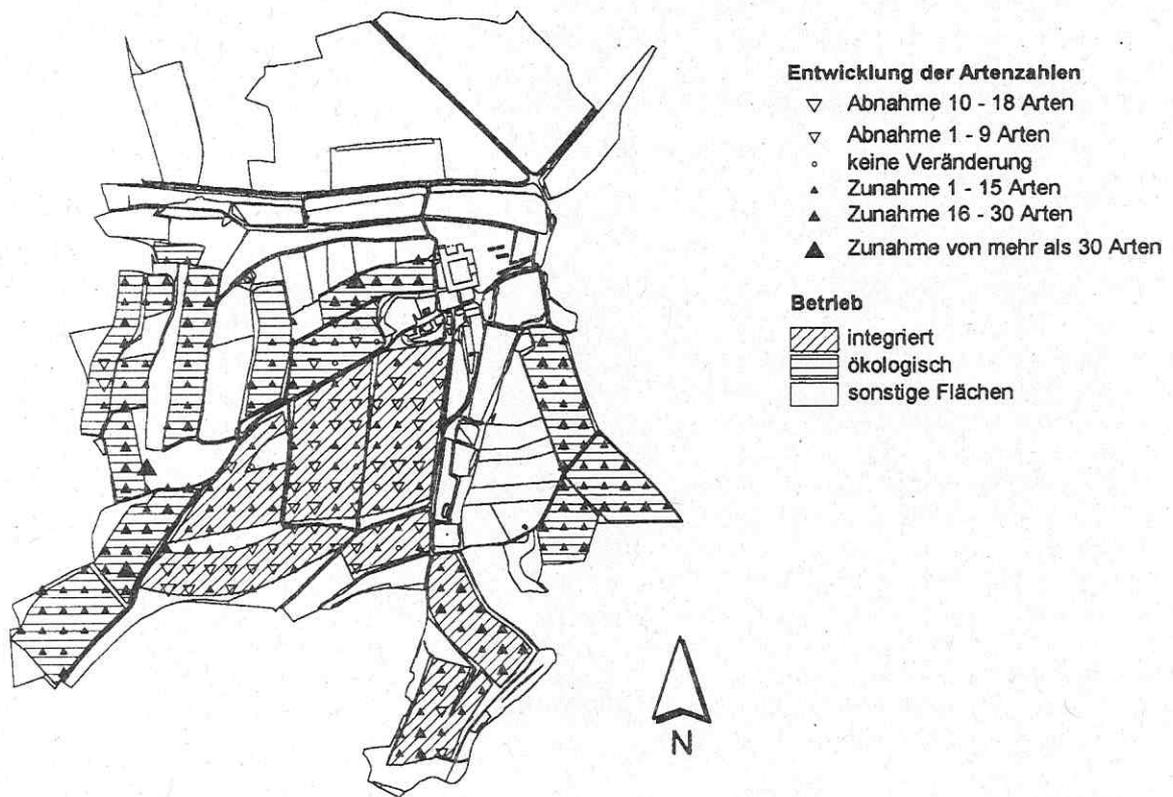
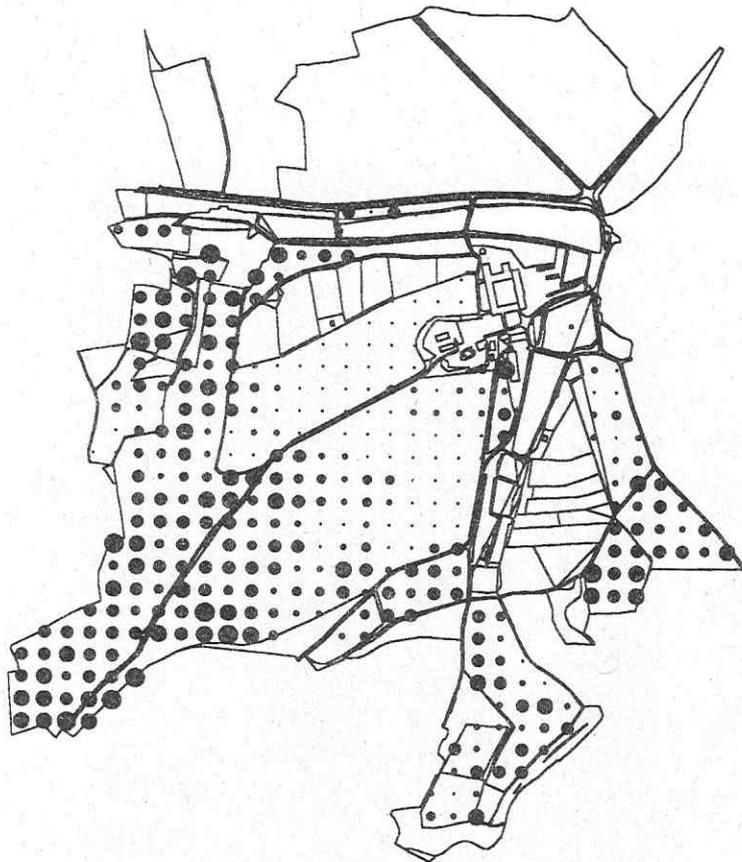


Abb. 4: Entwicklung der Artenzahlen von Ackerwildpflanzen zwischen 1991 und 1994/96 im Wintergetreide

Tab. 3: Veränderung der Stetigkeit und Artmächtigkeit seltener Arten auf der Versuchsstation Scheyern zwischen 1991 und 1994/96

Bewirtschaftungssystem	integriert			ökologisch		
	Stetigkeit 1991 (%)	Stetigkeit 1994/96 (%)	Artmächtigkeit ¹⁾	Stetigkeit 1991 (%)	Stetigkeit 1994/96 (%)	Artmächtigkeit ¹⁾
<i>Anchusa arvensis</i>				2	2	
<i>Centaurea cyanus</i>	3	0		26	20	n.s.
<i>Centunculus minimus</i>	2	0		0	1	
<i>Legousia speculum-veneris</i>	12	1	(-) ^{***}	25	32	(+) ^{***}
<i>Myosurus minimus</i>	3	0	n.s.	19	14	n.s.
<i>Papaver argemone</i>				1	1	
<i>Ranunculus arvensis</i>				3	2	
<i>Scleranthus annuus</i>	2	2		2	2	
<i>Sherardia arvensis</i>	2	0		10	11	n.s.
<i>Veronica triphyllos</i>				5	4	n.s.

1) Veränderungen der Artmächtigkeit wurden mit dem Vorzeichentest von Dixon & Mood auf Signifikanz getestet



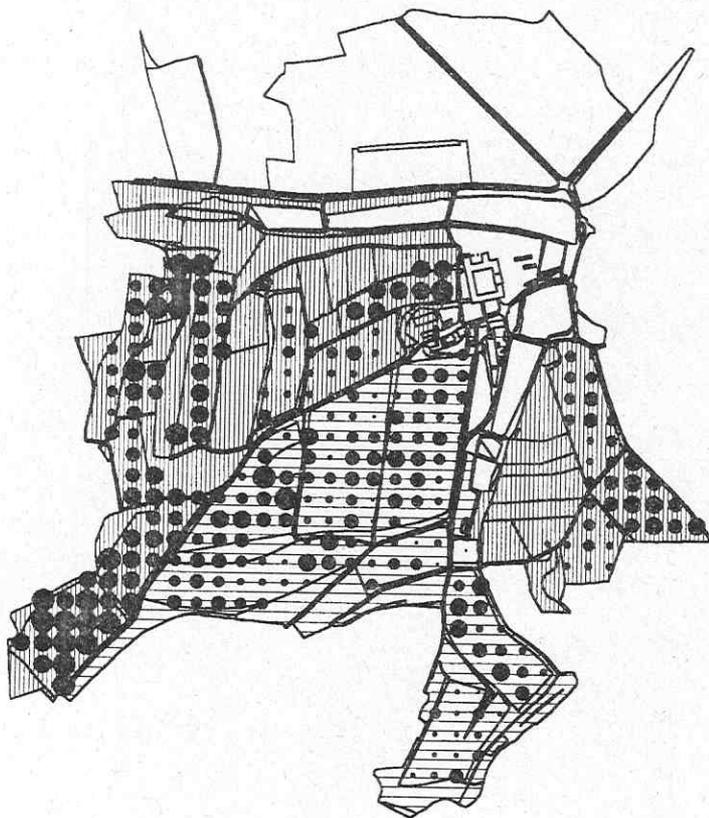
**Individuen pro m²**

- 0 - 30
- 31 - 60
- 61 - 120
- 121 - 250
- 251 - 500
- 501 - 1000
- > 1000

- F** orschungsverbund
- A** grarökosysteme
- M** ünchen



Abb. 5a: Individuendichte von Ackerwildpflanzen im Wintergetreide 1991



**Individuen pro m²**

- 0 - 30
- 31 - 60
- 61 - 120
- 121 - 250
- 251 - 500
- 501 - 1000
- > 1000

**Bewirtschaftung**

- integriert
- ökologisch

- F** orschungsverbund
- A** grarökosysteme
- M** ünchen



Abb. 5b: Individuendichte von Ackerwildpflanzen im Wintergetreide 1994/96

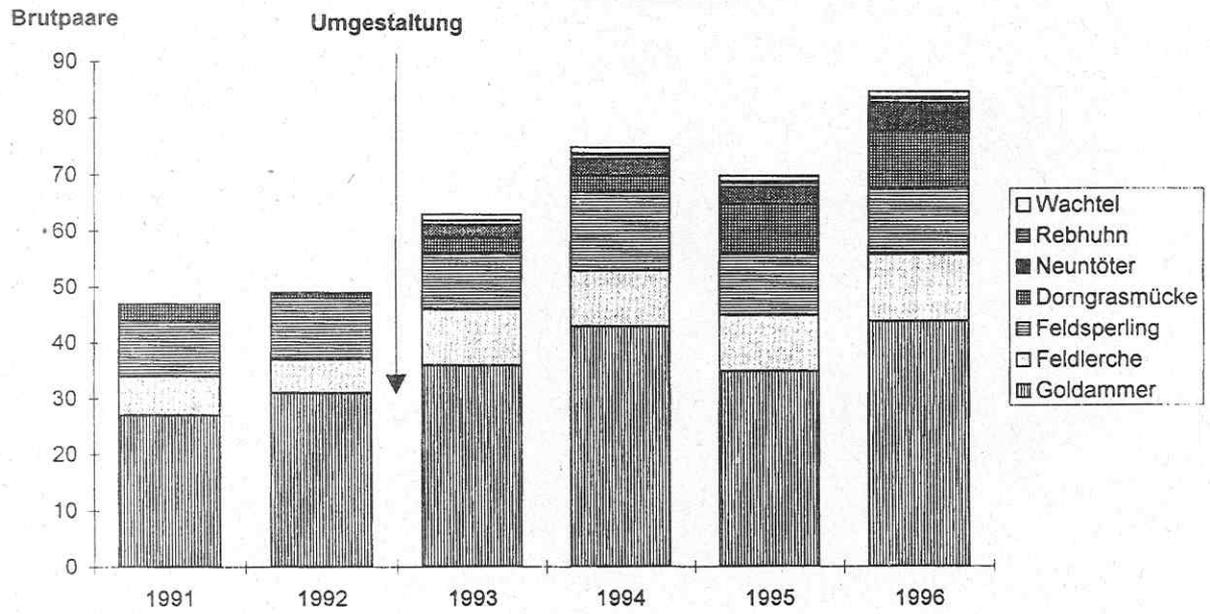


Abb. 6: Veränderung der agrarlandschaftstypischen Brutvögel zwischen 1991 und 1996

Die Umweltrelevanz der Umgestaltungs- und Umstellungsmaßnahmen auf der Versuchsstation Scheyern kann über standardisierte Indikatoren beurteilt werden. Am Beispiel der Erosion zeigt sich, daß mit den heute zur Verfügung stehenden Methoden ein Unterschreiten des in Expertenkreisen als Standard akzeptierten tolerierbaren Bodenabtrag nach SCHWERTMANN et al. (1987) möglich ist. Denn dieser gilt bisher als Mittelwert für einen Schlag, obwohl bekannt ist, daß am oberen Feldende oft geringere Abträge auftreten als im mittleren und unteren Teilstück. Somit ist davon auszugehen, daß das Schutzziel auf ca. 64% der Ackerflächen in Bayern nicht eingehalten wird (AUERSWALD UND SCHMIDT 1986). Für die Planung der Versuchsstation Scheyern wurde deshalb davon ausgegangen, daß der tolerierbare Bodenabtrag auf allen Teilflächen eines Ackers eingehalten werden soll. Die Verwirklichung dieses Ziels erschien machbar, da heute ackerbauliche Methoden (z.B. Mulchsaat, Anlage höhenlinienparalleler Bifänge im Kartoffelanbau) zur Verfügung stehen, die die Erosion ohne ökonomische Einbußen wesentlich senken. Die Erosionsmessungen zeigen, daß dieses verschärfte Schutzziel selbst in einer überdurchschnittlich geförderten Agrarlandschaft weitgehend eingehalten werden kann. Das Überschreiten des mittleren Schutzziels ist daher beim gegenwärtigen Stand der Technik nicht mehr „ordnungsgemäß“.

Am Beispiel Erosion zeigt sich ferner, daß mit Hilfe von Prozeßindikatoren die Umweltqualität sehr gut gesteuert werden kann. Als Indikator für die Wirkungskontrolle ist sie aber weniger gut geeignet, da hierfür ein aufwendiges Maßsystem nötig ist. Bodenabträge lassen sich im Gelände nur für das vergleichsweise seltene Auftreten von linearen Erosionsformen (DVWK 1996) oder als Landschaftsbilanzen, dann aber über lange Zeiträume gemittelt (MAIER UND SCHWERTMANN 1981) quantifizieren. Mehrjährige Meßreihen, wie sie im FAM angelegt sind, erlauben die Bestimmung des flächenhaften Abtrages unter einer genau definierten Nutzungs- und Geländestruktur und dienen der Überprüfung und Weiterentwicklung bestehender Prognosemodelle. Die Parametrisierung derartiger Modelle mit geeigneten, einfach zu erhebenden Standort- und Bewirtschaftungsdaten (z.B. Reichsbodenschätzung) ist Voraussetzung für eine Übertragung auf andere Standorte und erleichtert die Ableitung von entsprechenden Planungsempfehlungen. In diesem Fall wäre eine fernerkundungsgestützte Überwachung der Umweltleistung über die umgesetzten Planungsmaßnahmen (z.B. Anzahl und Länge linearer Querstrukturen zur Verkürzung der Hanglänge, Brache in Hangmulden usw.) und moderne Bewirtschaftungsformen (z.B. Mulchsaat im Maisanbau) ausreichend.

Schwieriger ist diese Kontrolle im biotischen Bereich. Denn die Artenzusammensetzung auf einer Ackerfläche wird von einer Reihe von Prozessen gesteuert, die nicht ohne weiteres in Form einer einfachen Wirkungskette beschrieben werden können. Sie ist abhängig von Qualität und Quantität der Samenbank, von Angebot an Keimungs- und Etablierungsnischen wie nicht zuletzt auch von der Zuwanderungsmöglichkeit der Diasporen über den Transport mit Wasser (Überflutung von Talauen), Mensch (Saatgutverunreinigung, Düngemittel) und Tier (im Fell und an Hufen von Haustieren). Da unter den gegenwärtigen Nutzungsbedingungen solche für die Artenausstattung unserer mitteleuropäischen Kulturlandschaft bedeutende Ausbreitungsprozesse nicht mehr möglich sind, verarmen die Floren der heute weitgehend isolierten Ackerflächen. Einmal verschwundene Arten kehren nicht von selbst zurück: in Scheyern ist deshalb außer bei anemochoren Ubiquisten mit weiter Verbreitung (z.B. *Taraxacum officinale*) und/oder den gegenwärtigen Nutzungsbedingungen angepassten Ausbreitungsmechanismen (z.B. leichte Verschleppung von Rhizom- und Wurzelbruchstücken wie *Agropyrum repens*, *Cirsium arvense*) nicht mit einer Erhöhung des Anteils seltener/gefährdeter Arten zu rechnen. Dieser Sachverhalt wird nur dadurch unterstrichen, daß manche Bodenschutzmaßnahmen dem Schutzziel Ackerwildkrautvegetation entgegenstehen (ALBRECHT UND MATTHEIS 1997): So reicherten sich im IP bei pflugloser Bodenbearbeitung die Diasporen im Oberboden an. Dies wiederum führte dazu, daß nach der Umgestaltung die ökonomische Schadschwelle von 30 Individuen pro/m² vor der Herbizidapplikation im Frühjahr nurmehr an fünf Rasterpunkten (= 2%) unterschritten wurde. Ein Vergleich mit der Wildpflanzendeckung (ALBRECHT UND MATTHEIS 1996) zeigt, daß es trotzdem gelang, die Konkurrenz für die Kulturpflanzen konstant niedrig bei 3% Deckung zu halten. Um dies zu errechnen, mußte die Bekämpfungseffizienz entsprechend gesteigert werden. Diese Steigerung wurde weniger durch einer Erhöhung der Herbizid-Aufwandmengen als durch ihre gezielte Auswahl und durch eine sehr frühe Applikation erreicht. Aber auch im ÖL nahm keine der seltenen Arten außer *Legousia* zu; die zweimalige mechanische Wildpflanzenregulierung und die Konkurrenz durch Untersaaten drückt – aus pflanzenbaulicher Sicht sehr effizient – die Deckung der Wildpflanzen auf unter 20% und verhindert die Entfaltung seltener Arten. Der häufig noch höhere Besatz unter solchen Pflanzen in Betrieben des ökologischen Landbaus (WOLF-STRAUB 1989) ist darauf zurückzuführen, daß die Umstellung in eine Zeit mit noch weiter Verbreitung dieser Arten fiel. Das Schutzziel „Förderung regionaltypischer Ackerwildpflanzengemeinschaften“ ist damit in Scheyern nur durch regelmäßige Einsaat zu erreichen, also durch Simulation der ehemals an vorindustrielle Landnutzungssysteme gekoppelte Ausbreitungsprozesse.

Damit läßt sich die Ausstattung des Versuchsgeländes mit agrarlandschaftstypischen Vogelarten ebenso wie die Artenzusammensetzung der Ackerwildkrautpflanzengemeinschaften nur beschränkt als Indikator für eine Kontrolle der Auswirkung von veränderten Bewirtschaftungsmaßnahmen verwenden. Die Bedeutung mobiler Populationen in der Umgebung eines umgestellten Betriebs zeigt sich auch am Beispiel der Avifauna: Zwar dürfte die Reaktion der Vogelarten auf die Umgestaltung noch nicht abgeschlossen sein, da die Habitatstrukturen sich noch entwickeln (z.B. Hecken) und durchaus höhere Dichten für die genannten Arten bekannt sind (BEZZEL 1985, 1993, O'CONNOR UND SHRUBB 1986, ZENKER 1982), doch war die rasche Reaktion im ersten Jahr wahrscheinlich nur durch die in der Nachbarschaft vorhandenen Populationen möglich (LAUBMANN UND PLACHTER 1997). Der Erfolg einer Maßnahme hängt also auch von der Artenausstattung der Umgebung und der Mobilität der jeweiligen Arten ab. Damit läßt sich die Ausstattung des Versuchsgeländes mit agrarlandschaftstypischen Vogelarten ebenso wie die Artenzusammensetzung der Ackerwildkrautpflanzengemeinschaften nur beschränkt als Indikator für eine Kontrolle der Auswirkung von veränderten Bewirtschaftungsmaßnahmen verwenden. Andererseits sind die durchgeführten Maßnahmen offensichtlich durchaus geeignet, einen Beitrag zur Wiederansiedlung bzw. Steigerung der Dichten biotoptypischer Vogelarten zu leisten.

Somit ist die eingangs gestellte Frage nach der Umeltrelevanz der Umgestaltungs- und Umstellungsmaßnahmen auf der Versuchsstation Scheyern schon nach vier Jahren durchaus differenziert zu beantworten. Insbesondere bei Verwendung funktionaler Indikatoren ist im Sinne der Bundesnaturschutzgesetzgebung mit einer insgesamt eher positiven Entwicklung zu rechnen: So ist die Zunahme der mikrobiellen Biomasse um über 40% auf den Ackerflächen des ÖL und auf den Brachen sowie die Zunahme der Abundanzen von Bodentieren, v.a. der Collembolen (FILSER et al. 1996) ein Hinweis auf einen beschleunigten Abbau der organischen Substanz und eine effiziente Ausnutzung organischer Düngemittel durch Kulturpflanzen. In beiden Betriebssystemen haben sich die neu etablierten Sukzessionsflächen als Refugialräume für Prädatoren (Wolfsspinnen) und andere Invertebraten bewährt (AGRICOLA et al. 1996, ANDERLIK-WESINGER et al. 1996). Zusammen mit dem spektakulären Rückgang der Erosion auf ein Fünftel gegenüber dem Ausgangszustand sowie dem offensichtlichen Rückgang der Lachgasemission v.a. im ÖL (FLESSA et al. 1995) sind Hinweise dafür, daß das Modell Scheyern durchaus ein Weg für eine umweltschonende Landbewirtschaftung der Zukunft sein könnte.

## Literatur

- AGRICOLA, U., J. BARTHEL, H. LAUBMANN UND H. PLACHTER (1996): Struktur und Dynamik der Fauna der Krautschicht einer süddeutschen Agrarlandschaft. *Verhandl. Ges. f. Ökologie*, 26, 681-692.
- ALBRECHT, H., N. KÜHN UND J. PFADENHAUER (1992): Vegetationskundliche Erfassung des Ausgangszustandes. In: HANTSCH, R. UND M. KAINZ (HRSG.): *Jahresbericht 1991 des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München*. GSF-Forschungszentrum Neuherberg, 59-73.
- ALBRECHT, H. AND E.-M. FORSTER (1996): The weed seed bank in a landscape segment in Southern Bavaria. I. Weed content, Species composition and spatial variability. *Vegetatio*, 125, 1-10.
- ALBRECHT, H. UND A. MATTHEIS (1996): Die Entwicklung der Ackerwildkrautflora nach Umstellung von konventionellem auf integrierten bzw. ökologischen Landbau. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*, Sonderheft XV, 211-224.
- ALBRECHT, H. AND A. MATTHEIS: Can organic and integrated farming systems conserve rare weed species? *Biological Conservation*, (eingereicht).
- ANDERLIK-WESINGER, G., M. KAINZ UND J. PFADENHAUER (1995): Integrierte Naturschutzplanung auf dem FAM Versuchsgut Scheyern. *Verh. Ges. f. Ökologie*, 24, 507-515.
- ANDERLIK-WESINGER, G., J. BARTHEL, J. PFADENHAUER UND H. PLACHTER (1996): Einfluß struktureller und floristischer Ausprägungen von Rainen in der Agrarlandschaft auf die Spinnen (*Araneae*) der Krautschicht. *Verhandl. Ges. f. Ökologie*, 26, 711-720.
- AUERSWALD, K. UND F.X. SCHMIDT (1986): Atlas der Erosionsgefährdung von Bayern – Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. GLA(Bayer. Geol. Landesamt)-Hefte, 1, 72 S.

- AUERSWALD, K., W. FLACKE UND L. NEUFANG (1988): Räumlich differenzierende Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten – Modellgrundlagen der dABag. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 151, 369-373.
- AUERSWALD, K., M. KAINZ, U. SCHWERTMANN, F. BEESE UND J. PFADENHAUER (1996): Standards im Bodenschutz bei landwirtschaftlicher Nutzung – Das Fallbeispiel Scheyern. Verhandl. Ges. f. Ökologie, 26, 663-670.
- BEZZEL, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas 1: Nonpasseriformes - Nichtsingvögel. Aula-Verlag: Wiesbaden, 792 S.
- BEZZEL, E. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas 2: Passeres - Singvögel. Aula-Verlag: Wiesbaden, 766 S.
- DVWK - DEUTSCHER VERBAND FÜR LANDWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E. V. (1996): Bodenerosion durch Wasser – Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. DVWK-Merkblätter, Heft 239.
- FILSER, J., A. LANG, K.-H. MEBES, S. MOMMERTZ, A. PALOJÄRVI AND K. WINTER (1996): The effect of landuse change on soil organisms in a heterogenous agricultural landscape. Verhandl. Ges. f. Ökologie, 26, 671-680.
- FLESSA, H., P. DÖRSCH UND W. PFAU (1995): Steuerung der Freisetzung klimarelevanter Spurengase aus Böden und Sedimenten einer Agrarlandschaft. In: v.LÜTZOW, M. J. FILSER UND M. KAINZ: Forschungsverbund Agrarökosysteme München: Jahresbericht 1994. FAM-Bericht, 5, 197-216.
- HANTSCHEL, R.E. AND R.J.M. LENZ (1993): Management induced changes in agroecosystems - Aims and research approach of the Munich Research Network on Agroecosystems. In: EIJSSACKERS, H.J.P. AND T. HAMERS (EDS.): Integrated soil and sediment research: A basis for proper protection. Soil and environment. Kluwer: Dordrecht, 142-144.
- HEITEFUSS, R. (1987): Pflanzenschutz - Grundlage der praktischen Phytomedizin. 2. Aufl., Thieme: Stuttgart.
- HEITEFUSS, R. (1990): Begriffsbestimmungen zum Integrierten Landbau. In: DIERCKS, R. UND R. HEITEFUSS (HRSG.): Integrierter Landbau. Verlagsunion Agrar: München, Frankfurt, Münster-Hiltrup, Wien, Bern.
- HORLITZ, T. (1994): Flächenansprüche des Arten- und Biotopschutzes. Libr.-Botanici, 12, 209 S.
- LAUBMANN, H. AND H. PLACHTER (1997): Alternatives in agricultural practises and birds: a case study from Southern Germany. Vogelwelt, (eingereicht).
- MAIER, J. UND U. SCHWERTMANN (1981): Das Ausmaß des Bodenabtrages in einer Lößlandschaft Niederbayerns. Bayer. Landw. Jb., 58, 189-194.
- O'CONNOR, R.J. AND M. SHRUBB (1986): Farming and birds. Cambridge University Press: Cambridge u.a, 290 S.
- OELKE, H. (1980): Siedlungsdichte. In: BERTHOLD, P., E. BEZZEL UND G. THIELCKE (HRSG.): Praktische Vogelkunde. Kilda-Verlag: Greven, 34-45.
- PFADENHAUER, J., H. ALBRECHT, G. ANDERLIK-WESINGER, N. KÜHN, A. MATTHEIS UND P. TOETZ (1996): Der Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM): Ein Modell für die umweltschonende Landwirtschaft der Zukunft? Verhandl. Ges. f. Ökologie, 26, 649-661.
- PFADENHAUER, J. UND C. GANZERT (1992): Konzept einer integrierten Naturschutzstrategie im Agrarraum. In: Untersuchungen zur Definition und Quantifizierung von landespflegerischen Leistungen der Landwirtschaft nach ökologischen und ökonomischen Kriterien und ihre Umsetzung in Umweltberatung und Agrarpolitik. Materialien Umwelt und Entwicklung Bayern, 84, 5-50.
- SACHS, L. (1992): Angewandte Statistik. 7. Auflage. Springer: Berlin.

SCHWERTMANN, U., W. VOGL UND M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser. Verlag E. Ulmer: Stuttgart, 67 S.

STIFTUNG ÖKOLOGISCHER LANDBAU (1986): Rahmenrichtlinien für die Erzeugung von landwirtschaftlichen Produkten aus ökologischem Landbau in der Bundesrepublik Deutschland. Ifoam, 59. 5-10.

WEIGAND, S., H. DURLESSER, K. AUERSWALD UND R. WENZEL (1995): Stoffverlagerung durch Oberflächenabfluß und Bodenabtrag. In: v. LÜTZOW, M., J. FILSER UND M. KAINZ (HSG.): Jahresbericht 1994. FAM-Bericht, 5. 139-149.

WOLFF-STRAUB, R. (1989): Vergleich der Ackerwildkraut-Vegetation alternativ und konventionell bewirtschafteter Äcker. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW (LÖLF), 11, 70-111.

ZENKER, W. (1982): Beziehungen zwischen dem Vogelbestand und der Struktur der Kulturlandschaft. Beitr. Avifauna Rheinl., Heft 15, 249 S.

Die Forschungsaktivitäten werden durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF 0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht und Kultus, Wissenschaft und Kunst.

## Fernerkundung im FAM

Bartel, J., J. Raupenstrauch, M. Wehrhan, T. Selige und R. Lenz

Landschaften sind durch eine heterogene Verteilung der natürlichen Ressourcen mit unterschiedlicher Bewirtschaftung gekennzeichnet. Dies führt zu feingliedrigen Mustern mit unterschiedlichen Strukturen und Standorteigenschaften. Diese sind prägend für eine Landschaft und bedingen wiederum Unterschiede in der lokalen Nutzungseignung.

### Warum Fernerkundung?

Fernerkundungsdaten sind flächendeckend und können großräumig mit hoher Wiederholungsrate und hoher räumlicher Auflösung erhoben werden. Digitale Bildformate erlauben rechnergestützte Bildanalyse.

### Ziele und Aufgaben

- Erfassung der zeitlichen und räumlichen Veränderung der landschaftlichen Heterogenität
- Monitoring der aktuellen Landnutzung
- Dokumentation von Bewirtschaftungseinflüssen
- Erfassung von Landschaftsstrukturelementen
- Diagnose von Standorteigenschaften zur Erfassung des räumlichen Musters lokaler und lateraler Prozeßwirkungen (Biomassebildung und Wasserverfügbarkeit)

Im folgenden werden zwei Fallstudien vorgestellt, die sich mit den verschiedenen Aspekten der Anwendungsmöglichkeiten von Fernerkundungsdaten im FAM beschäftigen.

## 1 Diagnose von Standorteigenschaften

### Problem

Hohe räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften äußert sich in schlaginterner Heterogenität im Pflanzenwachstum. Daraus ergeben sich kleinräumige Wechsel in der Nutzungseignung, die mit Rücksicht auf eine umweltgerechte Bewirtschaftung neue Strategien erfordern.

Fernerkundungsdaten können die kleinräumige Variabilität von Standorteigenschaften mit Hilfe von Bioindikatoren flächendeckend erfassen und ermöglichen die Abgrenzung von Standorteinheiten.

### Methoden

Die Entwicklung und Ertragsbildung wird im wesentlichen durch das Wurzelsystem der Pflanzen bestimmt. Durchwurzelbarkeit des Bodens und pflanzenverfügbares Wasser sind daher die dominierenden Standorteigenschaften. Als wichtigste Faktoren für die Abschätzung von Ertragspotentialen werden sie als nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum ( $nF_{k_{we}}$ ) zusammengefaßt.

Diese Kenngröße steht in engem Zusammenhang mit oberirdischen Aufwuchsparametern, die an repräsentativen Standorten in den Vegetationsperioden 1994, 1995 und 1996 auf den Winterweizenflächen der Versuchsstation Klostergut Scheyern bestimmt wurden.

Aus den punktuell erhobenen Daten werden Eichfunktionen für die Auswertung der Fernerkundungsdaten erstellt und bilden so die Grundlage für die Klassifizierung von Standorteinheiten. Neben der Weiterentwicklung des Indikatorsystems „Pflanze-Boden“ können die Ergebnisse durch die Einbindung in bestehende Prozeßmodelle einen wichtigen Beitrag zur Typisierung der standörtlichen Wasserhaushaltscharakteristik leisten.

### Anwendungsbeispiel

Als Klassifizierungsgrundlage für die räumliche Differenzierung der oberirdischen Biomasse im Juli 1994 wurde die in Abbildung 1 dargestellte Eichfunktion verwendet. Aus der Funktion wurden 8 Klassen im Bereich von  $<10$  dt/ha -  $>40$  dt/ha Biomasse abgeleitet. Neben den zu erwartenden Unterschieden zwischen ökologischem und integriertem Betrieb konnten auch signifikante Aufwuchsunterschiede innerhalb der Flächen einer Bewirtschaftungsform festgestellt werden.

Die Unterschiede können auf kleinräumige Wechsel der Bodeneigenschaften und der damit verbundenen Wasserversorgung der Pflanzen zurückgeführt werden.

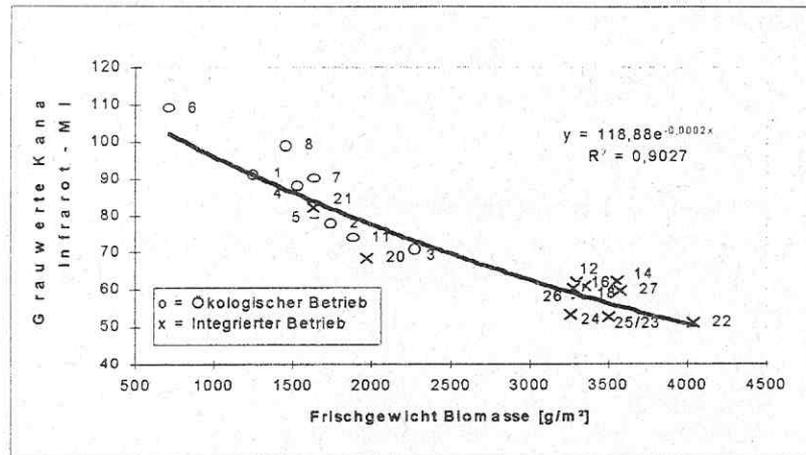


Abb.1: Beziehung zwischen Biomasse (Wi-Weizen) in g/m² und Spektralwerten des MIR (Kanal 9) am 04.07.1994.

## 2 Erfassung von Landschaftsstrukturelementen

### Problem

Die Eignung eines Landschaftsausschnittes als Lebensraum für Arten der Wildflora und -fauna hängt nicht nur von den jeweiligen lokalen Standortbedingungen ab, sondern auch vom Nutzungsmuster und der Biotoptypenverteilung in der Umgebung. Eine Betrachtung des Landschaftsmosaiks, die nicht den einzelnen Punkt eine Nutzung vorschreibt, sondern Möglichkeiten der Entwicklung von Potentialen der Landschaft im Auge hat, entspricht dem oft geforderten dynamischen Ansatz der Naturschutzplanung.

Gesetzt, das Ziel des Naturschutzes sei (u.a.) die Förderung einer hohen Diversität von typischen Arten (d.h.  $\alpha$ -Diversität), stellt sich die Frage nach dem Zusammenhang zwischen  $\alpha$ -Diversität (Artenzusammensetzung) und  $\gamma$ -Diversität (Nutzungsstruktur in der Landschaft). Welche Parameter beschreiben das Landschaftsmuster im kleinen Maßstab (1: 25000) so, daß dafür Lebensraumeignungsfunktionen (Habitat Suitability Functions) aufgestellt werden können?

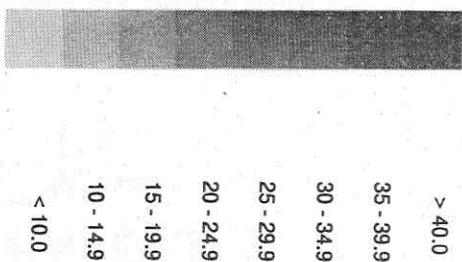
### Methoden

Als Grundlage dient ein Datensatz aus LANDSAT TM und Spot-Daten, der synthetisch eine geometrische Auflösung von 10 m bei relativ hoher spektraler Auflösung bietet. Nach einer unüberwachten Klassifizierung (ISODATA-Algorithmus) in 30 spektrale Klassen wird das Untersuchungsgebiet in Strukturtypen eingeteilt: Über die thematische Karte hinweg wird ein kreisförmiges Fenster fester Größe bewegt und die Anzahl der darin auftretenden unterschiedlichen Klassen ermittelt. Der Wert wird als 'Nutzungsvielfalt' dem Mittelpunkt des Kreises zugeordnet, so daß eine Strukturkarte entsteht. Diese wird mit einer Fundortkarte aus amtlichen Artenschutzkartierungen überlagert, so daß räumliche Korrelationen mit den Strukturtypen geprüft werden können.

Es zeigt sich, daß im Untersuchungsgebiet eine starke Dominanz der Flächen mit einer Nutzungsvielfalt von 17 bis 19 Klassen in 200 m Umkreis besteht. Ein weiteres lokales Maximum der Flächenverteilung findet man bei 6 bis 7 Nutzungen in 200 m. Die Dichte der kartierten Biotope ist auf den Flächen mit der mittleren Nutzungsvielfalt von 15 am größten mit kontinuierlicher Abnahme bei höherer oder auch geringerer Vielfalt. Es scheint also eine Nutzungsstruktur zu geben, die zur Ausbildung von relativ vielen 'Schutzwürdigen Biotopen' in der Landschaft führt. Über die Art der Nutzung und die Typen der Biotope ist damit allerdings noch nichts gesagt. Lebensräume von Amphibien treten beispielsweise in einer dreigipfeligen Verteilung auf. Neben dem Maximum bei mittlerer (15) sind bei geringer (5) und bei sehr hoher (23) Nutzungsvielfalt ebenfalls höhere Dichten zu beobachten.

Versuchsstation  
Klostergut Scheyern  
Biomasse - 04.07.1994

Biomasseklassifizierung  
Winterweizen t/ha



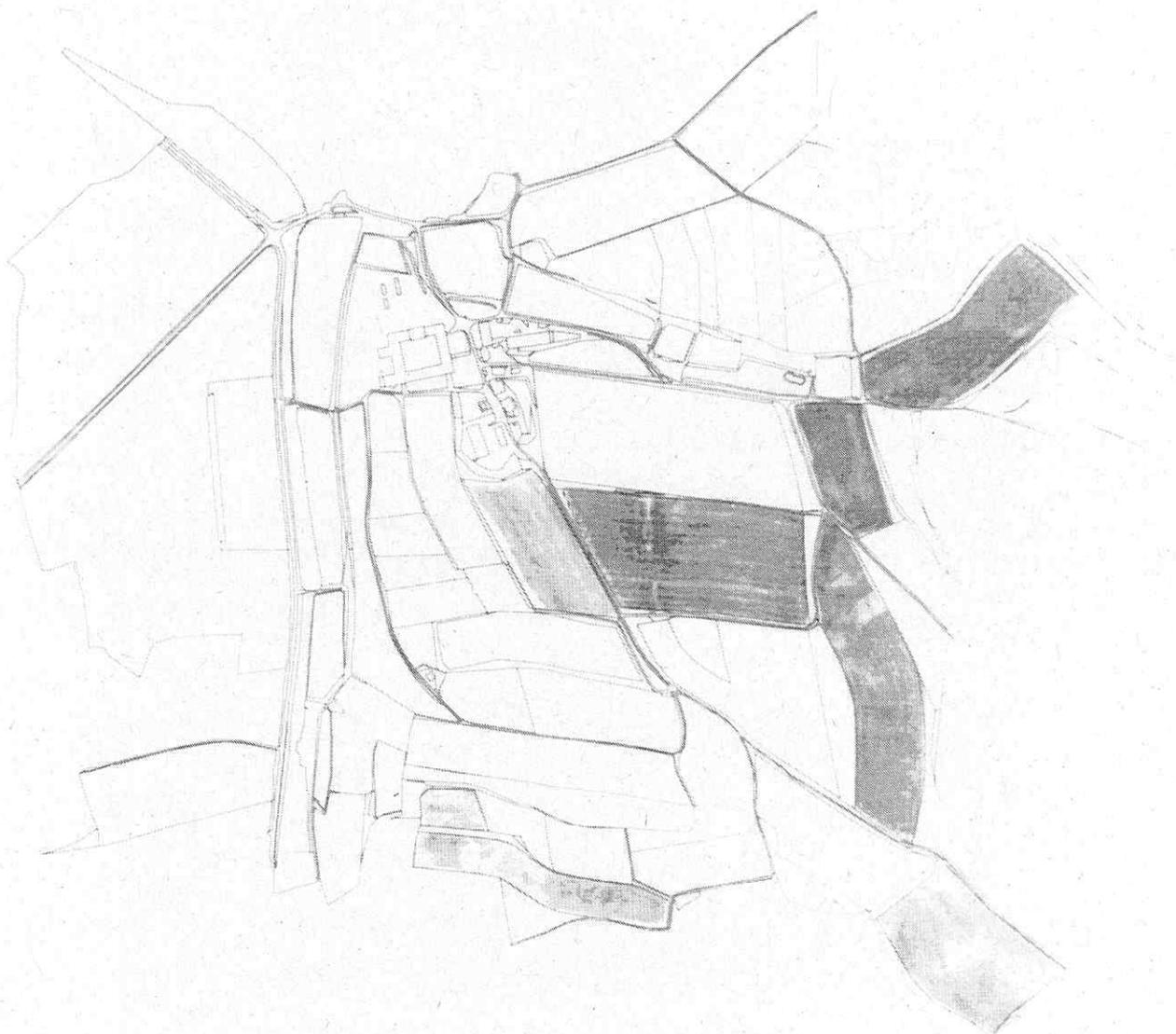
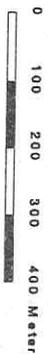
Nutzungsgrenzen

Raumbezug:  
Gauss-Krüger Koordinatensystem HM 12

Datengrundlage:  
ATM-Daten 4.7.1994  
DAEDALUS 1268 Kanal 9 MIR

Bearbeitung: Th. Darnoiseaux  
M. Wehrhan 10/1996

Maßstab 1:11000



## ESTIMATING THE VARIATION OF CLAY AND WATER CONTENT OF SOILS WITH A GPS SUPPORTED EM38 SURVEY

H. Durlesser, H. Stanjek, K. Auerswald, H. Syring and A. Berktold

Soil water content and texture are important soil properties for many soil processes like the transport and transformation of nutrients and pollutants. A modelling of the electrical conductivity of soils (ECa) showed that ECa mainly depends on the water and clay content of the soil and the electrical conductivity of the soil solution (ECw). With the knowledge of ECw, a mapping of the clay content should be possible by determining ECa at water holding capacity. With the knowledge of the clay content and ECw, the seasonal variation of the water content can then be estimated by determining ECa at different times on the same place.

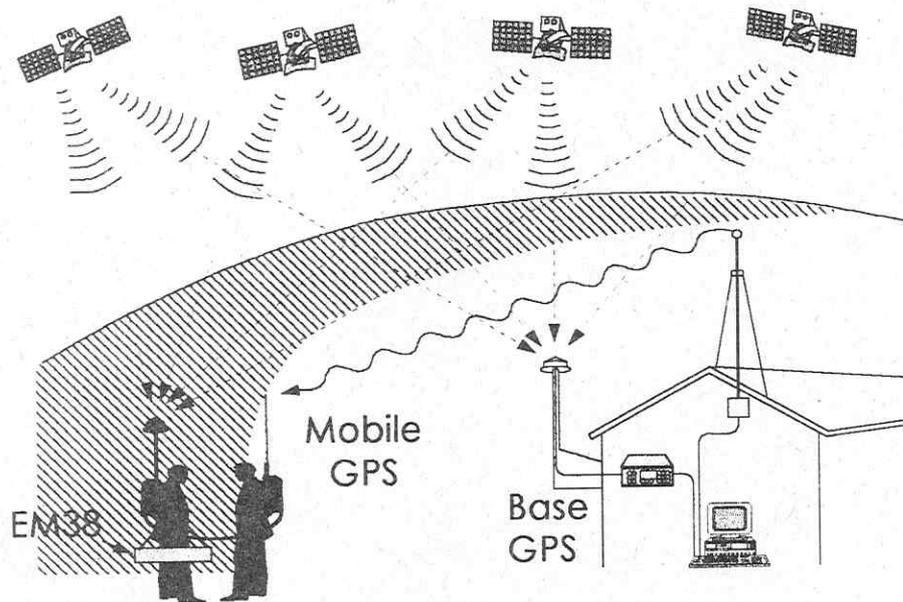


Fig. 1: Developed system for the mapping of ECa

To prove this hypothesis and to investigate the influence of the different parameters, ECa was mapped with an EM38 supported by GPS on fields with 25 ha in size on an experimental farm in Scheyern (near Munich) at different times of the year. The data were compared with the conventionally determined clay and water content of the soil and a mapping of the soil water content with the ground wave of a Ground Penetrating Radar survey.

## Determination of the spatial variability of water content in the shallow subsurface with GPR

C. Sperl, S. Du and H. Stanjek

Soil water content and the availability of water are of utmost importance for agriculture, hydrology and environmental research. In ground penetrating radar (GPR), the velocity of wave propagation, which depends on the dielectric permittivity, is used to determine the water content in the shallow subsurface. Fortunately, the dielectric permittivity correlates with the volumetric water content  $\Theta_v$  of the material. By measuring the travel time of the ground wave of GPR, it is possible to determine spatially soil moisture.

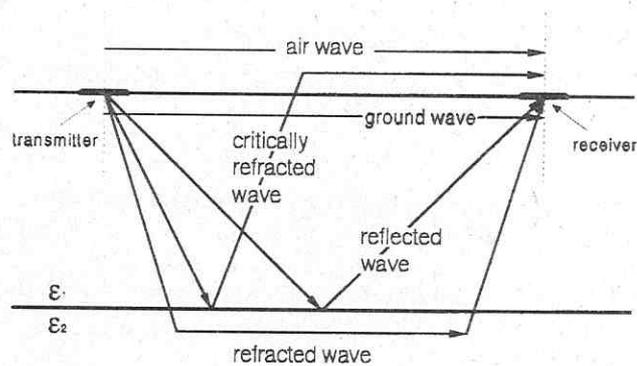


Fig. 1: The travelling paths of different GPR waves

Varying antenna frequencies vary the penetration depths of the ground wave. Therefore, the vertical variation of volumetric water content can be estimated. With GPR a nondestructive field method is given which overcomes the limitations of other techniques like time domain reflectometry (TDR). GPR is usable for large-scale surveys and provide the volumetric water content within the first 2 meters.

Field measurements carried out on the experimental farm of the agracosystem research network in Scheyern (near Munich) are presented. The volumetric water content was measured on a 1 ha test site using antenna frequencies of 100 and 200 MHz and at 1050 points, respectively. Seasonal variations of volumetric water content were measured several times a year. Correlations with tensiometer data show that GPR provides a powerful method for determining the soil water regime at a field scale. This is essential for the validation and improvement of water movement models, which might have to extrapolate from single point measurements to the plot scale.

# Einfluß landwirtschaftlicher Nutzung auf den Stoffbestand im Sickerwasser und Lateralabfluß

M. Honisch, K. Weiß und C. Hellmeier

Die vor Versuchsbeginn (1990) intensive Nutzung in Scheyern führte zu ökonomisch unerwünschten und ökologisch nicht vertretbaren Belastungen von Nachbarsystemen, z.B. in Grundwasser und Oberflächengewässern (BEESE et al. 1995, SEILER et al. 1995). Es wurde untersucht, ob diese Belastungen durch die gegenwärtige Nutzungsweise verringert werden können.

## 1 Objekt und Methodik

Die Komplexität des kleinräumigen Wasserhaushaltes auf dem Versuchsgut erfordert ein gestaffeltes Meßkonzept, dessen zeitliche Auflösung um so geringer wird, je größer der abgedeckte Raum ist.

In diesem Spektrum wird

1. der für die Interpretation des Prozeßgeschehens relevante Stoffbestand im Sickerwasser und
2. der für Gebietsbetrachtungen wichtige Stoffbestand in den Vorflutern und Teichen untersucht.

Das Sickerwasser wird mit Hilfe von Saugkerzen (permanenter Unterdruck -0,4 bar, sieben Tiefen von 10 bis 180 cm Tiefe, drei Wdh.) in Schachtanlagen unter acht Flächen gewonnen. Nitrat wird ionenchromatographisch, Phosphat photometrisch bestimmt.

Im Süden des Gebiets werden alle Dränagen, die in den Bach West münden, qualitativ und quantitativ beprobt. diffuse Zuflüsse indirekt über Durchflußmessungen bestimmt. Die Bilanzierung der lateralen Zuflüsse in den Vorfluter geschieht durch einen Differenzenansatz. Hierbei werden die Unterschiede in den Stofffrachten zwischen den Wehren BW1 und BW4 als laterale Einträge definiert.

## 2 Ergebnisse

Die Verläufe der Nitratkonzentrationen zeigen innerhalb der oberen Bodenhorizonte einen deutlichen Bezug zur Nutzung. Unterhalb des Pflughorizonts ist ein Einfluß der Nutzung kaum noch erkennbar, vielmehr treten standortbedingte Unterschiede deutlicher hervor.

Die Verläufe der Nitratkonzentrationen an zwei Standorten (Schacht 02) lassen erkennen, daß Mais gegenüber Winterweizen ein größeres Auswaschungspotential besitzt, verursacht durch die Höhe der Düngung, durch bodeninterne Mineralisation und durch die späte Saatzeit.

Obwohl nur acht Meter voneinander entfernt, unterscheiden sich die beiden Standorte deutlich hinsichtlich ihrer Reaktion im Unterboden. Zum Teil sind die Nitrat-Peaks noch bis 1,3 m ausgeprägt. Nach hohen Niederschlagsereignissen (Mai 1995) kommt es zu schnellen Flüssen, bei denen nicht unerhebliche Mengen an Stickstoff kurzfristig tiefenverlagert werden.

Stoffkonzentrationen unterhalb der Wurzelzone geben Aufschluß über die zu erwartende Belastung von Nachbarsystemen. Es ist zu erkennen, daß

- die Brachlegung (ab 1992) zu einem anhaltenden Rückgang der Nitratkonzentrationen führt
- die unter Acker liegenden Standorte seit 1994 nur eine geringe Nitratzunahme im Unterboden zeigen
- an keinem der untersuchten Ackerstandorte unter Winterweizen die Nitratkonzentration größer als 50 mg/l ist

Die Auswirkungen des Bewirtschaftungssystems auf angrenzende Ökosystembereiche sind bereits heute meßbar. In den zurückliegenden Jahren nahmen die Nitratkonzentrationen des lateralen Eintrags in den Vorfluter langsam aber kontinuierlich ab. Auch die Nitratkonzentrationen im Schacht 13, welcher sich im Einzugsgebiet von Bach West befindet, zeigen in 180 cm Tiefe einen nahezu identischen, abnehmenden Verlauf. Die Nitratfracht im lateralen Bachzufluß hat sich in den letzten Jahren aufgrund der geringeren Auswaschungsverluste nahezu halbiert.

Wie bereits mehrfach nachgewiesen (BEESE et al. 1995, WEIB UND BEHRENS 1996), sind die im Untersuchungsgebiet seit 1993 angelegten Erosionsschutzmaßnahmen (Dauerbrache, Grünstreifen, Zwischenfrüchte) sehr effizient und führten zu einem drastischen Rückgang der partikulären Phosphateinträge in die Gewässer.

Jüngere Untersuchungen ergaben, daß auch während des Trockenwetterabflusses (außerhalb von Starkregenereignissen) eine Abnahme des ortho-Phosphateintrags festzustellen ist. Dies hat seine Ursachen in Austauschprozessen zwischen dem eingetragenen partikulären Phosphat und dem Bachwasser.

### 3 Zusammenfassung

Die Untersuchungen zum Stoffbestand im Sickerwasser und im Lateralabfluß geben Aufschluß über die Auswirkungen des in Scheyern praktizierten Bewirtschaftungssystems auf die Stoffausträge und gestatten somit eine unmittelbare Überprüfung der FAM-Hypothesen.

Der Nitrataustrag aus dem System Boden wird durch pflanzenbauliche Maßnahmen beeinflusst. Die verringerte und gezielte Düngung im integrierten wie im biologischen Bodennutzungssystem sowie Flächenstilllegungen führten zu einer deutlichen Verringerung der Nitratbelastungen im unterirdischen Wasser.

Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser Scheyerns haben als Folge der Extensivierung ab 1,8 m Tiefe bereits heute Trinkwasserqualität. Daß dies früher nicht so gewesen ist, belegen Untersuchungen im Grundwasser (SEILER et al. 1995). Infolge der früher höheren Belastungen liegen die Nitratwerte hier >50 mg/l. Derzeit bestehen noch Auswaschungsrisiken, eventuell auch Einsparpotentiale bei der N-Düngung von Kartoffeln (SEILER et al. 1996) und Mais.

Die Belastung benachbarter Systeme kann auch durch Maßnahmen des Erosionsschutzes effektiv verringert werden. Fehlender Oberflächenabfluß führt zu verringertem Eintrag an partikulärem Phosphat in angrenzende Oberflächengewässer. Aufgrund nachlassender Remobilisierung aus Bachsedimenten wird hierdurch auch die Belastung durch ortho-Phosphat und damit die Eutrophierung verringert.

### Literatur

BEESE, F., K. WEIB UND S. BEHRENS (1995): Erfassung und Bewertung gewässerchemischer Parameter als Beitrag zur Bewertung nutzungsbedingter Veränderungen in Agrarökosystemen. Forschungsverbund Agrarökosysteme München, Jahresbericht 1994, FAM-Bericht Nr. 5, 273-283.

SEILER, K.-P., R. KLOSS, K. KNIEF., S. LOEWENSTERN, M. MORGENSTERN UND G. VÖLKER (1995): Erfassung, Modellierung und Prognose des Wasser- und Stoffhaushalts des Agrarökosystems Scheyerns. Forschungsverbund Agrarökosysteme München, Jahresbericht 1994, FAM-Bericht Nr. 5, 225-250.

SEILER, K.-P., G. VÖLKER, M. FISCHER UND M. MORGENSTERN (1996): Der Wassergebundene Stofftransport in Böden des Agrarökosystems Scheyern und der Stoffaustrag aus dem Agrarökosystem in die Nachbarsysteme Oberflächengewässer und Grundwasser. Forschungsverbund Agrarökosysteme München, Jahresbericht 1995, FAM-Bericht Nr. 9, 131-143.

WEIB, K. UND S. BEHRENS (1996): Erfassung und Bewertung gewässerchemischer Parameter als Beitrag zur Bewertung nutzungsbedingter Veränderungen in Agrarökosystemen. Forschungsverbund Agrarökosysteme München, Jahresbericht 1995, FAM-Bericht Nr. 9, 179-182.

## Kaliumdynamik hochversorgter Ackerböden des Tertiärhügellandes

Kh. Weinfurter

Die K-Versorgung von Pflanzen hängt entscheidend von der K-Konzentration der Bodenlösung im Bereich der Hauptwurzelzone ab. Diese Konzentration wird durch Düngung und Mineralisation sowie durch Pflanzenentzug und Auswaschung verändert. Das Ausmaß der Veränderung hängt jedoch auch von der K-Pufferung durch Sorbenten ab.

Im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München werden die Verfügbarkeit von Kalium mit dem Ziel untersucht, vorhandene K-Vorräte zur Versorgung der Pflanzen einzusetzen und die Düngung auf ein notwendiges Maß zu beschränken. Im Verlauf einer Vegetationsperiode wurden Ackeroberböden zu 7 bis 10 Terminen beprobt. Die Bodenlösung wurde durch Zentrifugation gewonnen und die Kaliumkonzentration gemessen. Außerdem wurde an den jeweiligen Terminen das austauschbare Kalium bestimmt und K/Ca-Austauschkurven erstellt. Bei einigen Böden wurde nichtaustauschbares Kalium durch Extraktion mit 1 M HCl nach SCHACHTSCHABEL et al. (1992) bestimmt. CAL-austauschbares Kalium wurde an im Herbst 1994 genommen Proben nach VDLUFA (1991) untersucht.

### Ergebnisse

Die K-Konzentrationen der Bodenlösungen variierten innerhalb der Vegetationsperiode um eine Größenordnung. Austauschbares Kalium und die Parameter der K/Ca-Austauschkurven variierten dagegen deutlich geringer. Trotz Aufnahme von bis zu 1400 kg Kilogramm Kalium pro Hektar durch die Pflanzen und keiner oder nur geringer Kaliumdüngung veränderten sich die  $AR_0$ -Werte der Austauschkurven kaum. Die Werte für austauschbares Kalium wie auch für nichtaustauschbares Kalium sanken bis zum Ende der Vegetationsperiode ebenfalls kaum ab. Nach Ende der Vegetationsperiode war ein Anstieg dieser Vorräte um bis zu 1000 kg K/ha zu beobachten.

Die CAL-löslichen K-Vorräte erhöhten sich zwischen 1991 und 1994 an nahezu allen untersuchten Böden, trotz negativer Bilanzen von bis zu 300 kg Kalium pro Hektar.

Die Ergebnisse lassen darauf schließen, daß ein großer Anteil des entzogenen Kaliums aus weiteren Vorratsformen stammen. Als zusätzliche K-Quellen kommen aufweitbare Schichtsilikate in Betracht (NIEDERBUDE 1985). Diese langfristig verfügbaren K-Mengen und die möglichen Freisetzungsraten müssen deshalb mit weiteren, kinetischen Experimenten untersucht werden.

### Literatur

NIEDERBUDE, E.-A. (1985): Pflanzennährstoffe in Peripherräumen der festen Bodensubstanz und deren Beiträge zur Nährstoffmobilisierung. Bayer. Landw. Jahrb., 62, 99-108.

SCHACHTSCHABEL, P., H.P. BLUME, G. BRÜMMER, K.-H. HARTGE UND U. SCHWERTMANN (1992): Lehrbuch der Bodenkunde, Stuttgart.

VDLUFA (1991): Methodenbuch Band 1: Die Untersuchung der Böden. Darmstadt.

Die Forschungsaktivitäten des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) werden durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT 0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht, Kultus, Wissenschaft und Kunst.

# Phosphat in den Böden Scheyerns - Bilanz, Verfügbarkeit und Austrag im Oberflächenabfluß

K. Weinfurtner und S. Weigand

## 1 Einleitung

Die Böden Scheyerns sind, wie viele landwirtschaftlich genutzte Böden in der Bundesrepublik, lange Zeit über Entzug gedüngt worden. Für Bayern wurden aus der Differenz zwischen Entzug und Düngung eine Anreicherung von 900 kg Phosphor pro Hektar zwischen 1950 und 1986 berechnet, die in Formen unterschiedlicher Verfügbarkeit vorliegen. Die Untersuchungen in der Vorphase des FAM zeigten, daß ca. 70% der Flächen in Scheyern über und nur 10% unter dem optimalen P-Versorgungsbereich liegen. Die Anreicherung im Boden ist ein Grund für die erheblichen P-Mengen, die durch Oberflächenabfluß und Bodenabtrag jährlich in die Fließgewässer eingetragen werden. Ziel einer auf abiotischen und biotischen Ressourcenschutz bedachten Landbewirtschaftung ist es, dies zu minimieren.

## 2 Methoden

Die Bodenlösung wurde durch Zentrifugieren des feldfrischen Bodens an mehreren Terminen im Jahr gewonnen. Zusätzlich erfolgte eine Bestimmung von P-CAL und  $Pl_0$ . Die Messung und Beprobung des Oberflächenabflusses erfolgte an 16 Teileinzugsgebieten ereignisbezogen. An den Abflußproben wurden lösliche und partikuläre Phase getrennt analysiert.

## 3 Ergebnisse

Das CAL-verfügbare P nahm im betrachteten Untersuchungszeitraum an vielen Meßpunkten noch zu, obwohl die P-Bilanzen in der Regel negativ waren.

In der Bodenlösung gemessene P-Konzentrationen und das aus Sorptionskurven ermittelte  $Pl_0$  zeigten einen ähnlichen Verlauf. Konzentrationsabnahmen können gut durch Pflanzenentzug erklärt werden.

Durch Ausscheidung von organischen Säuren können Pflanzen erhebliche Mengen P mobilisieren. Dabei sind folgende Mechanismen denkbar:

- das niedrige pH löst an Calcium gebundenes Phosphat
- sorbiertes Phosphat wird durch organische Säuren desorbiert
- P-Sorbenten wie Al- und Fe-Oxide werden durch organische Säuren gelöst und mit ihnen das daran sorbierte Phosphat

Die Häufigkeitsverteilungen von P im Oberflächenabfluß und P-Konzentration in der Bodenlösung stimmen gut überein. Tendenziell niedrigere Konzentrationen im Oberflächenabfluß weisen auf eine Verdünnung hin. Der Grenzwert für Eutrophierung von Fließgewässern wird in 95% der Messungen überschritten.

## 4 Schlußfolgerungen

- Die Veränderungen der CAL-verfügbaren P-Mengen weisen daraufhin, daß Pflanzen auch P aus anderen Vorratsformen nutzen können.
- Perkulationsversuche zeigen, daß Pflanzen durch Freisetzung von organischen Säuren schwerer verfügbares P mobilisieren können.
- Die P-Konzentration im Oberflächenabfluß besitzt ein erhebliches Eutrophierungspotential.
- Erosionsschutzmaßnahmen reduzieren den Austrag an partikulärem P. Unvermindert hohe P-Vorräte und Nachlieferungsraten verhindern eine kurzfristige Reduktion der löslichen P-Frachten.

⇒ Sowohl ökonomische Gründe (Verringerung des Düngeraufwandes) wie auch ökologische Gründe (Gewässerschutz) sprechen für eine langfristige Reduzierung der hohen P-Vorräte!

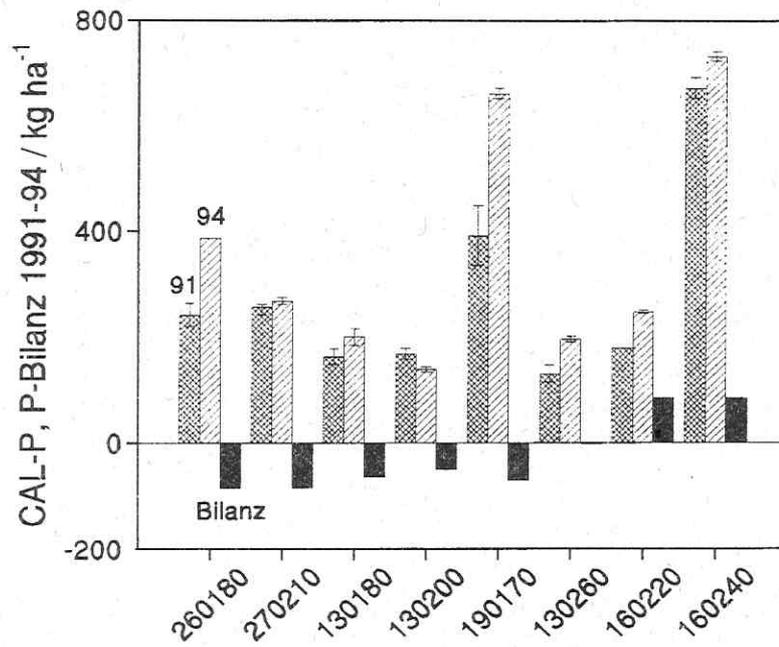


Abb. 1: CAL-lösliches P im Oberboden und P-Bilanz zwischen 1991 und 1994 an Meßpunkten im Acker

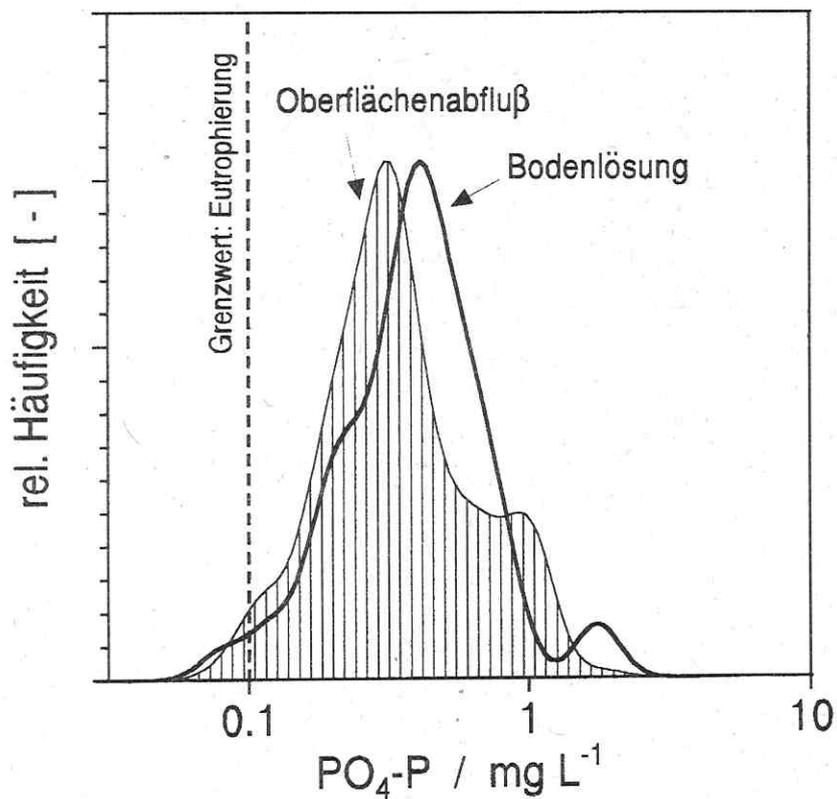


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der P-Konzentration in der Bodenlösung (8 DP, n = 52) und im Oberflächenabfluß (4 EZG, n = 212), im Zeitraum November 1993 bis Mai 1995

# Totholzhecken - Auswirkungen auf Bodenwasserhaushalt und Stoffaustrag

S. Weigand, K. Auerswald und M. Kainz

Mit Totholzhecken läßt sich die Artenausstattung einer Landschaft rasch fördern. Im Gegensatz zu gepflanzten Hecken bieten sie von Anfang an Deckung und Totholz. Ihre Wirkung auf abiotische Ressourcen ist jedoch kaum untersucht. Im folgenden wird gezeigt, wie Totholzhecken nach der Anlage, also dann wenn sie sich am stärksten von anderen Heckenanlagen oder Brachflächen unterscheiden, den Wasserhaushalt verändern und Stoffausträge verursachen.

## 1 Feldversuch

Auf einem, ehemals als Acker genutzten, lößlehmbedeckten Osthang im Tertiärhügelland wurde auf einer Fläche von 0.51 ha eine Totholzhecke aus Straßenbaumschnittgut errichtet (Schütthöhen: 0-2m). Die Böden wurden detailliert untersucht, der Niederschlag sowie Menge und Zusammensetzung des Oberflächenabflusses aus der Totholzhecke und den angrenzenden Ackerflächen gemessen. Evaporation und Interzeptionsverdunstung über Modellrechnung bestimmt.

## 2 Laborberechnung

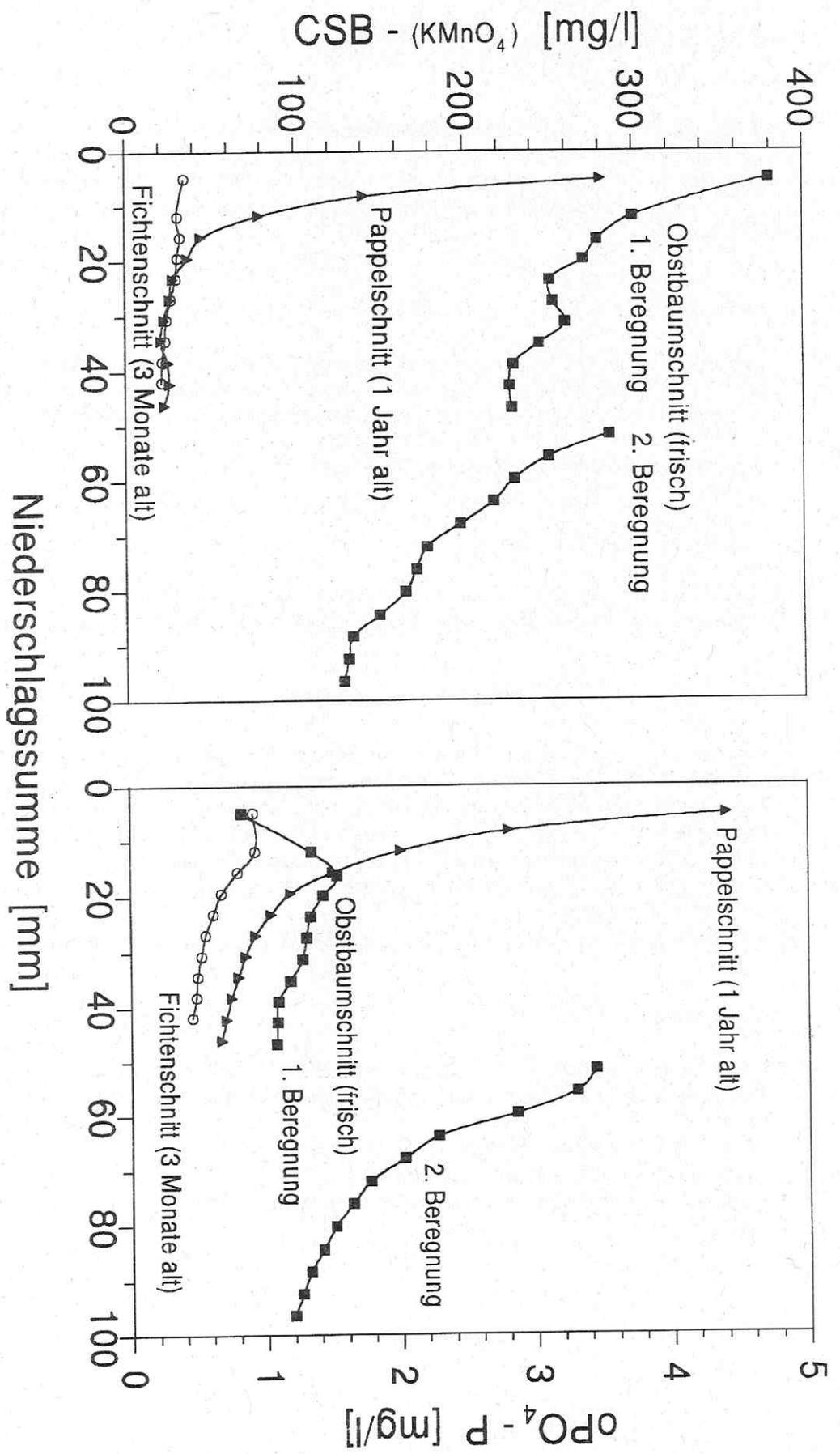
Verschiedenes Schnittgut wurde mit einem Laborregner eine Stunde lang beregnet (Intensität 45 mm/h). Abflußproben wurden in 10-min-Abständen gesammelt und daran lösliches  $PO_4$  und CSB-( $KMnO_4$ ) bestimmt.

## 3 Ergebnisse

- Totholzhecken senken die Evapotranspiration und können Versickerung und Nitrataustrag erhöhen.
- Die erhöhte Sickerwasserspende kann, wenn Schichten geringer Wasserleitfähigkeit im Untergrund vorhanden sind, an anderer Stelle exfiltrieren und dort Erosion auslösen.
- Verdichtungen bei der Astschüttung erhöhen den Oberflächenabfluß.
- Der Abfluß ist sedimentarm und kann auf benachbarten Flächen Erosion auslösen.
- Der Abfluß ist reich an gelöster organischer Substanz und Phosphat (z.T. um ein Mehrfaches über den Grenzwerten für Oberflächengewässer).
- Mit der Etablierung der Krautvegetation treten nach einigen Jahren u.U. entgegengesetzte Effekte auf.

## 4 Empfehlungen

- Bei der Heckenplanung sollte der Gebietswasserhaushalt berücksichtigt werden.
- Breitflächige Totholzhecken sollten nicht oberhalb eines Ackers und nicht direkt am Gewässer angelegt werden.
- Die Flächen sind vor der Anlage möglichst auszuhagern.
- Die Anlage sollte ohne Schadverdichtung erfolgen.
- Freiflächen zwischen der Schüttung erhöhen den Biotopwert und erlauben die Entwicklung einer Krautvegetation.



*O₂-Zehrung und P-Konzentration im Abfluß von unterschiedlichem Schnittgut*

## **Modelling the effect of soil density on nitrous oxide emissions from a potato-cropped soil**

C. Haberbosch, R. Ruser, R. Stenger, H. Flessa and E. Priesack

Intensive agricultural landuse is considered to be the major source of the anthropogenic contribution to the increase in atmospheric nitrous oxide ( $N_2O$ ) concentration during the last decades. A reduction of anthropogenic  $N_2O$ -emissions therefore needs a change in agricultural management practices. Simulation models for the N-turnover in soils might help to formulate and evaluate new and appropriate soil management methods to achieve a reduced  $N_2O$ -release. The aim of this study is to test a model for its ability to describe and quantify the seasonal variations of  $N_2O$ -fluxes in a potato-cropped soil. Fluxes of  $N_2O$  were monitored over 12 months, using a closed chamber technique.  $N_2O$ -emissions showed an extremely high variation with time and were significantly lower from potato-ridges than from surrounding more compacted soil.

Generally, during the growing season, the model was able to simulate the events of highest  $N_2O$ -emissions due to increased denitrification activity after heavy precipitation including differences between ridge and surrounding soil. Concluding, the observed seasonal variations of  $N_2O$ -emissions could be simulated by denitrification being the major source for  $N_2O$ -production including the lower  $N_2O$ -release from ridge soil mainly due to a lower soil bulk density.

## **Struktur und Funktion von Nahrungsnetzen in Agrarböden mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität**

S. Mommertz, A. Lang, H. Mebes, A. Palojärvi, K. Winter und J. Filser

Unser Projekt ist Teil des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM). Eines der Ziele dieses Forschungsverbundes ist, den Einfluß von integriertem Pflanzenbau und ökologischem Landbau im Hinblick auf eine nachhaltige Nutzung von Agrarökosystemen zu untersuchen und zu bewerten.

In unserem Teilprojekt konzentrieren wir uns auf die Wirkung der Bewirtschaftungsintensität, des Klimas und der Zusammensetzung der Bodenlebewesen auf den Nährstoffkreislauf und auf Stoffausträge in Atmosphäre und Bodenwasser.

Zur Dokumentation kurzfristiger Veränderungen von Populationen einzelner Organismengruppen und des gesamten Nahrungsnetzes werden Bakterien- und Pilzbiomasse, Biomasse der aktiven Protozoen, funktionelle Gruppen von Nematoden, Artenzusammensetzung der Collembolen, funktionelle Gruppen der restlichen Mesofauna, Regenwürmer und epigäische Prädatoren regelmäßig im Freiland aufgenommen.

Labor- und Freilandexperimente dienen dazu, den Einfluß von Bodenorganismen auf Mineralisierung und Immobilisierung von Nährstoffen, insbesondere Stickstoff, zu quantifizieren. Hierbei werden die folgenden Themen im Detail untersucht:

1. Einfluß von Stöbereignissen auf die Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft, die Protozoen und den Nährstoffkreislauf
2. Einfluß von Bodentieren (ausgewählte Collembolenarten) auf Mineralisationsraten
3. Einfluß von epigäischen Prädatoren auf potentielle Beutepopulationen und Streuabbau

Ein Computermodell (regelbasiertes Expertensystem) soll schließlich dazu eingesetzt werden, unsere Daten mit denen von anderen Teilprojekten (z.B. Bodenkunde, Pflanzenernährung, Pflanzenökologie) in Beziehung zu setzen.

Unser Poster dokumentiert drei Gesichtspunkte unserer Arbeit:

1. Die Gründe, warum wir die Untersuchung von Nahrungsnetzen im Boden für erforderlich halten
2. unsere Hypothesen, laufende und geplante Arbeiten im Freiland und im Labor
3. die Aspekte, in denen sich unser Projekt von Untersuchungen ähnlicher Nahrungsnetze unterscheidet

# Auswirkungen von Flächenstillegungen auf die Populationsdynamik von Collembolen in einer ackerbaulich genutzten Braunerde

K.-H. Mebes und J. Filser

## 1 Einleitung und Fragestellung

Ziel unserer Untersuchung ist der Vergleich der Nahrungsnetze in einer Ackerfläche mit integriertem Anbau und einer Brachfläche, die direkt aneinander angrenzen. Dabei werden folgende Organismengruppen untersucht: Epigäische Raubarthropoden, Collembolen, Acari, Enchytraeiden, Nematoden, Lumbriciden, Protozoen, Bakterien und Pilze. Für die folgenden Ausführungen wurden beispielhaft die Collembolen ausgewählt, weil sie die Anforderungen an Indikatororganismen sehr gut erfüllen, und sie als in Agrarökosystemen dominierende Tiergruppe einen starken Einfluß auf die Mineralisierung haben.

## 2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Versuchsfelder gehören zum Klostersgut Scheyern (ca. 40 km nordwestlich von München) im oberbayerischen Tertiärhügelland, das seit 1990 für den Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) für einen Zeitraum von 15 Jahren gepachtet ist. Im Herbst 1992 wurde eine Nutzungsumstellung der bis dahin konventionell bewirtschafteten Flächen vorgenommen: Eine der hier vorgestellten Flächen wurde stillgelegt, die andere, 100 m entfernte, wird seither integriert bewirtschaftet. Im wesentlichen bedeutet dies reduzierte Stickstoffdüngung, Einsatz von Gründüngung und weitgehenden Verzicht auf Bodenbearbeitung. 1993 wurde Weizen, 1994 Mais angebaut.

Die Bodenproben wurden in ca. sechswöchigem Turnus mit einem Bohrstock ( $\varnothing$  6,8cm, Tiefe 20cm, 5 Parallelen/Standort) genommen.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

Die hier gezeigten Ergebnisse beschränken sich auf die oberen 0-5 cm Bodentiefe, da hier nach bisherigem Auswertungsstand ca. 75% der Collembolen konzentriert sind. Im Mai 1992 und 1994 und im August 1994 waren die Individuenzahlen der Collembolen im Acker viel höher als in der Brache. Zumindest im Mai könnte dies auf die bessere Nährstoffversorgung des Ackers in Folge von Düngung zurückzuführen sein. In der Brache sind sowohl die Schwankungen der Arten- wie auch der Individuenzahlen geringer als im Acker, was die Folge von gleichförmigeren Bodenbedingungen in Folge fehlender Bewirtschaftungsmaßnahmen sein könnte.

Während *Folsomides parvulus*, der warme, trockene, offene Habitats bevorzugt, nur im Acker vorkommt, bevorzugen *Isotomurus palustris* und *Lepidocyrtus cyaneus* feuchte bzw. Wiesenhabitats, weshalb sie unter der dichten Vegetation der Brache häufiger sind. Die deutliche Präferenz von *Folsomia quadrioculata* für den Acker bzw. *Folsomia manolachei* für die Brache zeigen, wie stark sich die ökologischen Ansprüche äußerlich sehr ähnlicher Arten unterscheiden können.

## 4 Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, daß sich bereits zwei Jahre nach der Bewirtschaftungsumstellung deutliche Unterschiede in den Collembolencoenosen der vormals gleich bewirtschafteten Flächen gebildet haben. Inwieweit diese strukturellen Veränderungen Auswirkungen auf Stoffumsetzungsprozesse haben, wird in Laborexperimenten mit ausgewählten Arten untersucht.

## Autorenverzeichnis

- Ahrens, H.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle
- Albrecht, H.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim
- Alsheimer, M.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth
- Asshoff, M.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel
- Auerswald, K.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim
- Augustin, J.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg
- Bartel, J.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim
- Beese, F.O.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen
- Berg, B.: Department of Forest Soils, Swedish University of Agric. Sci., P.O. Box 7001, S-750 07 Uppsala, Sweden
- Berger, G.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg
- Berktold, A.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim
- Betz, H.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth
- Biermann, St.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle
- Bischoff, A.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle
- Blume, H.-P.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel
- Bork, H.-R.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg
- Brandl, R.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
- Breckling, B.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel
- Brinkmann, H.: MLU, Agro-Ökosystemforschung, Harzweg 29, D-06472 Quedlinburg
- Brownlow, M.J.C.: Institut für Agrarökonomik, Universität für Bodenkultur, A-1190 Wien
- Bruckner, G.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth
- Brumme, R.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen
- Buchmann, N.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth
- Claus, St.: MLU, Agro-Ökosystemforschung, Harzweg 29, D-06472 Quedlinburg
- Clemen, T.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel
- Deumlich, D.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg
- Diepenbrock, W.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle
- Dierßen, K.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Dietrich, O.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Dilly, O.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Dise, N.: Department of Earth Sciences, The Open University, Milton Keynes, MK7 6AA United Kingdom

Du, S.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Dubsky, G.: MLU, Agro-Ökosystemforschung, Harzweg 29, D-06472 Quedlinburg

Durlessen, H.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Eiden, R.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Engler, I.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle

Eulenstein, F.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Falge, E.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Filser, J.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Fischer, A.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Flessa, H.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Fränzle, O.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Franko, U.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

Freier, B.: Institut für integrierten Pflanzenschutz, Kleinmachnow

Frielinghaus, M.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Fritz, P.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

Gebauer, G.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Gerchau, J.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Gerstberger, P.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Geyer, R.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Glemnitz, M.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Grabaum, R.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

Gruber, F.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Gundersen, P.: Danish Forest and Landscape Research Institute, Hoerholm Kongevej 11, 2970 Hoerholm, Denmark

Haberbosch, C.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Haberstock, W.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Hári, S.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Hauhs, M.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Heimann, J.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Heinrich, U.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Heldt, S.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle

Hellmeier, C.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Herbst, M.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Herzog, F. UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

Heydemann, B.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Hielscher, K.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Hierold, W.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Hingst, R.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Höhn, A.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Hörmann, G.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Hollwurtel, E.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Honisch, M.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Horn, R.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Hosenfeld, F.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Hülsbergen, K.-J.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle

Huwe, B.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Irmler, U.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Jacob, H.-J.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Jäger, R.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Jansen, M.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Janssen, B.: Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Biologie, Fachgebiet Naturschutz, D-35032 Marburg

Joss, U.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Käding, H.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Kainz, M.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Kalk, W.-D.: Institut für Agrartechnik, Bornim

Kandzia, P.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Kappen, L.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Kastner-Maresch, A.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Katz, C.: Büro für Technikfolgenabschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB)

Kiesel, J.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Klemm, O.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Klotz, St.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

Kluge, W.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Knof, G.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Körschens, M.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

Köstner, B.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Kretschmer, H.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Kreuter, Th.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle

Kutsch, W.L.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Lamersdorf, N.P.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Lang, A.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Lenz, R.: Fachhochschule Nürtingen, FB Landespflege, Schelmenwasen 4-8, D-77662 Nürtingen

Leupelt, M.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Liedecke, W.: MLU, Agro-Ökosystemforschung, Harzweg 29, D-06472 Quedlinburg

Lischeid, G.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Lorenz, St.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Ludwig, B.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Lutze, G.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Mahn, E.-G.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle

Manderscheid, B.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Matzner, E.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95448 Bayreuth

May, Chr.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Mebes, H.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Merbach, W.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Meyer, B.C.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

Meyer, H.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Meyer-Aurich, A.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Michalzik, B.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Mommertz, S.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Mühle, H.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

Müller, F.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Müller, J.: MLU, Agro-Ökosystemforschung, Harzweg 29, D-06472 Quedlinburg

Müller, L.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Müller, Th.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Nachbar, M.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Niinemets, Ü.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Oelschlägel, B.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

Palojärvi, A.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Pfadenhauer, J.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Pfeffer, H.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Pigla, U.: MLU, Agro-Ökosystemforschung, Harzweg 29, D-06472 Quedlinburg

Pöpperl, R.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Priesack, E.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Priess, J.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Raubuch, M.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Raupenstrauch, J.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Reiche, E.-W.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Reuter, H.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Rittershofer, M.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle

Roßberg, D.: Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz, Kleinmachnow

Rost, D.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle

Roth, R.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Roweck, H.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Ruser, R.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Ryel, R.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Salski, A.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Sattelmacher, B.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Schaltiz, G.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg  
Schenk, S.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig  
Schimming, C.-G.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel  
Schindler, U.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg  
Schleitz, Th.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle  
Schmidt, G.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth  
Schmidt, W.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg  
Schmitt, R.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel  
Schneider, K.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle  
Schnitter, P.-H.: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt  
Schrautzer, J.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel  
Schultz, A.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg  
Schulz, H.: BMBF, Heinemannstr. 2, D-53175 Bonn  
Schulze, E.-D.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth  
Schumacher, U.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg  
Schwigon, B.: Landschaftspflegeverband Uckermark-Schorfheide, Waldstr. 1, D-16278 Neuhaus  
Selige, T.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim  
Spangenberg, A.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen  
Sperl, C.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim  
Stadler, B.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth  
Stadler, J.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig  
Stanjek, H.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim  
Steidl, J.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg  
Steinhardt, U.: UFZ, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig  
Steinmetz, G.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen  
Stenger, R.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim  
Strutz, M.: MLU, Agro-Ökosystemforschung, Harzweg 29, D-06472 Quedlinburg  
Syring, H.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim  
Tenhunen, J.D.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth  
Totsche, K.U.: BITÖK, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Toussaint, V.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Trefflich, A.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle

Triltsch, H.: Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin und Braunschweig

Trümpler, D.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Wang, C.P.: FZW, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Wegehenkel, M.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Wehrhan, M.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Weigand, S.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Weinfurtner, K.h.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Weiß, K.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Wernecke, P.: MLU, Agro-Ökosystemforschung, Harzweg 29, D-06472 Quedlinburg

Werner, A.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Wetzel, H.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Wetzel, T.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle

Widmoser, P.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Wieland, R.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Windhorst, W.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Winter, K.: FAM, Ingolstädter Landstr. 1, D-85758 Oberschleißheim

Witsack, W.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle

Wittmann, Chr.: MLU, Landwirtschaftliche Fakultät, Ludwig-Wucherer-Str. 2, D-06099 Halle

Wurbs, A.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Wysujack, R.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Zander, P.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Zbell, B.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Zeitz, J.: ZALF, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Zölitz-Möller, R.: ÖZK, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel

Herausgeber:  
Heidrun Mühle, Svenne Eichler  
Projektbereich Naturnahe Landschaften  
und Ländliche Räume  
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH  
Permoserstraße 15, D-04318 Leipzig  
PF 2, D-04301 Leipzig  
Telefon 0341/235-2344  
Telefax 0341/235-2126