
Gerhard Wiegand & Udo Bröring (Herausgeber)

**Tagungsband "Renaturierungsökologie"
der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ)**

Burg (Spreewald), 21. – 23. Februar 2001

Zitiervorschlag:

Wiegleb, G. / Bröring, U., 2001, Tagungsband "Renaturierungsökologie" der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ), Burg (Spreewald), 21. – 23.02.2001, BTUC-AR 7/2001, ISSN 1434-6834.

Herausgeber:**Prof. Dr. rer. nat. habil. Gerhard Wiegleb**

Lehrstuhl für Allgemeine Ökologie
Institut für Umweltmanagement
Fakultät 4 – Umweltwissenschaften
und Verfahrenstechnik
Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Postfach 10 13 44
03013 Cottbus
Tel.: (03 55) 69 22 91
Fax: (03 55) 69 22 25
e-mail: wiegleb@tu-cottbus.de

Dr. rer. nat. Udo Bröring

Lehrstuhl für Allgemeine Ökologie
Institut für Umweltmanagement
Fakultät 4 – Umweltwissenschaften
und Verfahrenstechnik
Brandenburgische Technische Universität
Cottbus
Postfach 10 13 44
03013 Cottbus
Tel.: (03 55) 69 27 46
Fax: (03 55) 69 22 25
e-mail: broering@tu-cottbus.de

Die Aktuelle Reihe wird von der Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus im Eigenverlag herausgegeben.

ISSN 1615-7818

Geschäftsführender Herausgeber:

Prof. Dr. Lothar Knopp / Lehrstuhl für Öffentliches Recht und Umweltrecht

Inhaltsverzeichnis

Brux, H. / Rode, M. / Rosenthal, G. / Wiegleb, G. / Zerbe, S., Was ist Renaturierungsökologie?	6
Zerbe, S., Renaturierung forstlicher Reinbestände durch Integration natürlicher Regenerationsprozesse aus vegetationsökologischer Sicht	25
Kirmer, A. / Oelerich, H.-M. / Stolle, M. / Tischew, S., Analyse, Bewertung und Prognose der Landschaftsentwicklung in Tagebauregionen des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers – Projektvorstellung und ausgewählte Ergebnisse	43
Bischoff, A., Die Ausbreitung von Pflanzenarten in der Kulturlandschaft und ihre Bedeutung für Renaturierungsprozesse	66
Lemm, R. von / Niedringhaus, R., Wiederherstellung regionstypischer Biotope in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft Nordwestdeutschlands	79
Brux, H., Landwirtschaft und Renaturierungsökologie im E + E – Vorhaben "Osterfeiner Moor": Wie man einen neuen Anfang macht	98
Rebele, F. / Lehmann, C., Renaturierung einer Deponie durch spontane und gelenkte Sukzession – Ergebnisse aus 5 Jahren Dauerbeobachtung	112
Prochnow, A., Nachnutzung des ehemaligen Truppenübungsplatzes Glau (Brandenburg) als Wildfreigehege	129
Brunk, I. / Karlowski, U. / Wiegleb, G., Offenlandforschung auf Truppenübungsplätzen in Brandenburg	144

WAS IST RENATURIERUNGSÖKOLOGIE?

H. Brux, M. Rode, G. Rosenthal, G. Wiegleb & S. Zerbe

Zusammenfassung: Die Bedeutung der Renaturierungsökologie als Forum des interdisziplinären Austausches zwischen ansonsten isolierten Arbeitsfeldern wird herausgestellt. Dazu wird zunächst eine Abgrenzung zu verwandten Fachgebieten versucht. Renaturierungsökologie weist sowohl mit der Ökologie wie auch mit dem Naturschutz Überschneidungsbereiche auf. Oft wird erst im konkreten Planungsfall der eigenständige Beitrag der Renaturierungsökologie deutlich. Mit Blick auf die historische Entwicklung der Renaturierungsökologie in Mitteleuropa wird deutlich, dass sich in Abhängigkeit von bevorzugten Maßnahmen, Zielen und Ökosystemtypen sehr unterschiedliche Ansätze herausgebildet haben. Insbesondere im deutschsprachigen Gebrauch sind maßnahmen- und zielorientierte Ansätze nicht immer deutlich genug unterschieden. Des Weiteren wird untersucht, welche ökologischen Schlüsselkonzepte im Kontext der Renaturierung tatsächlich von Bedeutung sind. Insbesondere Sukzession, Störung, Stress, Strategietypen und Diversität haben sich bisher als richtungsweisende Ansätze erwiesen. Abschließend werden die sozioökonomischen Rahmenbedingungen der Renaturierung näher beleuchtet. Die Implementation von Erkenntnissen der Renaturierungsökologie und daraus abgeleiteten Maßnahmen muss sich den gesellschaftlichen Filtern von Machbarkeit und Akzeptanz stellen.

Schlüsselwörter: Conservation biology, conservation planning, ecology, key concepts, restoration aims, restoration ecology, restoration measures, socioeconomy

1 Einleitung

Der Begriff "Renaturierungsökologie" (englisch: "restoration ecology") ist in der letzten Dekade zunehmend zum Gegenstand der wissenschaftlichen Diskussion geworden (Allen 1992, Cairns & Heckman 1996). Mit den Werken von Harris et al. (1996) und Urbanska et al. (1997) liegen sogar schon Lehrbücher zur Renaturierungsökologie vor. Die Renaturierung ist zudem wichtiger Bestandteil der Planungs- und Naturschutzpraxis (z.B. Hanstein et al. 1994, Loske 2000, Raskin 2000). Eine genaue Definition des Begriffes Renaturierungsökologie und eine Einordnung des Arbeitsgebietes in die ökologische Wissenschaft und deren Anwendungen in der Praxis steht bis heute allerdings noch aus.

Im Folgenden wird der Frage nachgegangen, ob Renaturierungsökologie ein eigenständiges wissenschaftliches Arbeitsgebiet ist, und in welchem Verhältnis sie zu naturwissenschaftlichen Disziplinen wie der Ökologie oder zu angewandten Disziplinen wie der Landschaftsplanung und dem Naturschutz steht. Hierbei wird besonderes Augenmerk auf die Fragestellung gerichtet, welche eigenen Zielvorstellungen die Renaturierungsökologie entwickelt, die sie von den genannten Disziplinen unterscheiden. Darüber hinaus wird untersucht, welche Brückenfunktion die Renaturierungsökologie zwischen Wissenschaft (Ökologie) und Praxis (Planung, Naturschutz) einerseits sowie zwischen den Teildisziplinen der Ökologie andererseits übernehmen kann, und unter welchen Voraussetzungen dies möglich ist. Zudem wird analysiert, ob die wissenschaftlichen Grundlagen vorhanden sind, die Ansprüche der Praxis zu befriedigen bzw. welche Defizite noch bestehen und wie sie ggf. ausgeglichen werden können.

2 Abgrenzung von Ökologie, Naturschutz, Renaturierungsökologie und anderen Disziplinen

Die Ökologie (ecology) ist eine junge, aber vielfältige Wissenschaft, für die in den Lehrbüchern keine einheitliche Definition zu finden ist. Haeckel (1866) definierte die Ökologie als "die Wissenschaft von den Beziehungen der Organismen zu ihrer gesamten Umwelt". Dies geschah aus der Auffassung heraus, dass es eine solche Wissenschaft damals nicht gab, sie jedoch notwendig war. Spätere Autoren haben versucht, Haeckels Definition zu präzisieren, kamen aber oft gleichfalls nur zu sehr allgemeinen Aussagen (z.B. Odum 1973: Ökologie ist ... "the study of structure and function of nature", oder ... "the study of ecosystems"). Krebs (1994) betont die Notwendigkeit der Quantifizierbarkeit von Aussagen auch in der Ökologie: Ökologie ist ... "the scientific study of interactions which determine distribution and abundance of organisms". Eine weitere Einengung in dieser Richtung gibt Peters (1991), für den nur wenige Kenngrößen, zudem ausschließlich unter dem Gesichtspunkt der Vorhersagequalität erforschungswürdig sind: Ökologie ... "deals with the prediction of biomass, productivity and diversity".

Nach Begon et al. (1996) beschäftigt sich die Ökologie mit der Beschreibung, Erklärung und Vorhersage von Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften in Raum und Zeit. Dies trägt der Tatsache Rechnung, dass unterschiedliche Betrachtungsebenen zum Gegenstand der Ökologie gehören (Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften mit deren funktionalem und räumlichem Kontext im Ökosystem und in der Landschaft). Zudem müssen die beobachtbaren Prozesse auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen untersucht werden, was den Gültigkeitsbereich von wissenschaftlichen Aussagen in der Ökologie bestimmt. Autökologie, Populationsbiologie, Biozöologie (inklusive der Geobotanik), Ökosystemforschung und Landschaftsökologie haben sich seither zu eigenständigen Teildisziplinen der Ökologie entwickelt, die auch in enger Beziehung zur Renaturierungsökologie stehen.

Naturschutz (nature conservation) war von seiner ursprünglichen Ausrichtung in Deutschland auf Erhaltung (Konservierung) ausgelegt. Dies spiegelt sich auch im angelsächsischen Sprachgebrauch wider (conservation, preservation, protection). Dabei waren seit dem 19. Jahrhundert sowohl Kultur- als auch Naturlandschaftselemente Schutzobjekte (Rudorff 1888). Allerdings haben sich die Arbeitsfelder seither stark erweitert. Naturschutz im Sinne des BNatSchG kann sowohl abwehrend (z.B. Vermeidungsgebot), bewahrend (z.B. durch Schutzgebietsausweisung) als auch entwickelnd (mit einer breiten Palette von Instrumenten) betrieben werden.

Gleichwohl existiert für den Naturschutz keine gängige Definition. IUCN (2000) erklärt eine Vielzahl von Naturgütern zu möglichen Schutzgütern, insbesondere Arten, Habitate und Ökosysteme (als räumliche oder funktionale Einheiten) sowie ökologische Prozesse. Dabei bleibt allerdings offen, unter welchen Zielvorgaben diese Schutzgüter zu behandeln sind. Das bisher unge löste Problem ist, dass Naturschutzziele (vgl. Fischer-Kowalski et al. 1993, Müller 1996, Blumrich et al. 1998, Encyclopedia of Applied Ethics 1998, Prilipp 1998) untereinander weder logisch noch kausal verknüpft sind. Komplexziele (Grundmotive) wie "Prozessschutz", "Minimierung der Landnutzungsintensität", "Wildnisschutz", "Verhinderung von Umweltschäden und -belastungen", "Erhaltung der Nachhaltigkeit", "Erhalt der Biodiversität" (auf Gen-, Art-, Habitat- oder Landschaftsniveau), "Erhalt der landschaftlichen Eigenart", "Erhalt der Schönheit" oder auch "Erhalt der Mitweltlichkeit" (für andere Lebewesen oder die gesamte Natur) bedürfen in jedem Fall einer auf den Einzelfall bezogenen Operationalisierung.

Trotz der unklaren Definitionen von Ökologie und Naturschutz ist die Abgrenzung beider Disziplinen klar erkennbar. Naturschutz ist - im Gegensatz zur wissenschaftlich betriebenen Ökologie - ein Bereich, der von ehrenamtlichem Engagement entscheidend geprägt wurde. Dies ist heute in Deutschland, z.B. im Recht zur Beteiligung von Naturschutzverbänden an bestimmten Planungen, auch institutionalisiert. Damit einher geht der regelmäßige Bezug zur Vergangenheit, aus der vielfach Leitbilder abgeleitet werden. Auch spielen emotionale Motive der Akteure eine große Rolle. Naturschutz ist somit zunächst ein sozial motiviertes Phänomen. Die wissenschaft-

liche Beschäftigung mit dem Naturschutz setzte erst wesentlich später ein und sieht sich heute in Konkurrenz mit einer Naturschutzpolitik und -verwaltung, die ein enges Netz von Normen und Regeln entwickelt hat.

Sicher bedarf es zur Anwendung ökologischer Erkenntnisse im Naturschutz normativer Elemente (insbesondere von Zielen, Werten und Normen), die die Ökologie als reine Naturwissenschaft nicht bereitstellen kann (Jessel 1996, Haaren et al. 2001). Dessen ungeachtet haben sich in den letzten Jahrzehnten Disziplinen entwickelt, die diese Trennung zwischen Grundlagenforschung und Anwendung zu durchbrechen versuchen. Hierzu gehört der Ansatz der "conservation biology", der kein exaktes deutsches Äquivalent ("Naturschutzbiologie") hat. Conservation biology hat zwei Ziele (Primack 1993): ... "to investigate human impact on biological diversity and to develop practical approaches to prevent the extinction of species". Verschiedene Autoren verbinden conservation biology mit der Anwendung genetischer und ökologischer Theorien auf das Management bedrohter Populationen und Arten bzw. nehmen wiederholt Bezug auf Erhalt und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt (Young 1999). Conservation biology ist also stark mit der Biodiversitätsdiskussion verbunden. Da "Biodiversität" im Gegensatz zu "Diversität" kein genuin ökologischer Fachbegriff ist, sondern ausdrücklich erfunden wurde, um die sozioökonomischen Rahmenbedingungen und Konsequenzen des Erhalts der Artenvielfalt in einen übergreifenden Ansatz einbeziehen zu können (Eser 2001), wird damit die Grenze zwischen Ökologie und Naturschutz aufgeweicht.

Ähnlich verhält es sich mit der Renaturierungsökologie (restoration ecology). Darunter verstehen Cairns & Heckman (1996) nicht nur den Teil der Ökologie, der die Basis für Schaffung, Erhaltung und Wiederherstellung von erwünschten Habitat- oder Ökosystemtypen bereitstellt. Sie beziehen zusätzlich jene planungstheoretischen, rechtlichen und sozioökonomischen Aspekte mit ein, die die Implementation von ökologischem Fachwissen in gesellschaftliche Entscheidungsprozesse beeinflussen. Aus den übergeordneten Leitbildern "Nachhaltigkeit", "Erhaltung der Tragkapazität" und "Ressourcenschonung" kann ein quasi-moralischer Anspruch auf Wiederherstellung zerstörter Lebensräume begründet abgeleitet werden. Auch die Bezugnahme auf das Konzept der "ecological integrity" weist diesen Weg (Cairns & Heckman 1996: ... "ecological integrity includes a critical range of variability in biodiversity, ecological processes and structures, regional and historical context, and sustainable cultural practices"). Da sich die Renaturierungsökologie mit der Gesamtheit ökologischer "Objekte" (Arten, Habitattypen und Ökosystemfunktionen, vgl. Ehrenfeld 2000) im sozioökonomischen und historischen Kontext beschäftigt, ergibt sich eine erstaunliche Parallele zu den Arbeitsfeldern des Naturschutzes im ~~Sinne~~ **Sinne** Abgrenzung einer wissenschaftlich betriebenen Renaturierungsökologie zum Naturschutz gewinnt dadurch noch mehr an Bedeutung. In Abb. 1 sind die Hintergründe und Haupteinflussfaktoren von Ökologie, Renaturierungsökologie und Naturschutz vereinfacht dargestellt. Sie verdeutlicht die Brückenfunktion der Renaturierungsökologie, ohne die Wissenschaft (Ökologie und ihre Teildisziplinen) und Praxis (Planung, Naturschutz) keine funktionierende Verbindung hätten. In diesem Sinne ist Renaturierung mehr als nur "angewandte Ökologie", sondern umfasst verschiedene praktische Ebenen, die auch normative Gegebenheiten zu berücksichtigen haben und den Arbeitsfeldern der Landschaftsplanung und der guten naturschutzfachlichen Praxis entsprechen.

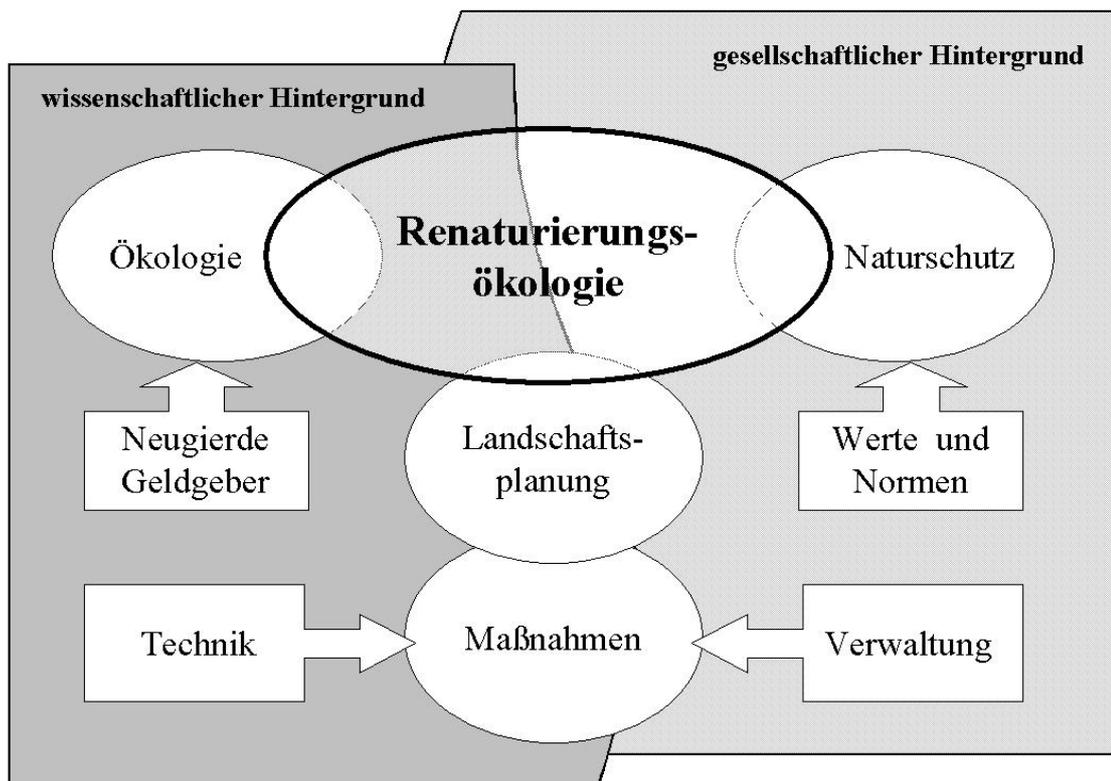


Abb. 1: Brückenfunktion der Renaturierungsökologie zwischen Ökologie und Naturschutz

In diesem Kontext stellt die Renaturierungsökologie das zur Planung notwendige Wissen um ökologische Zusammenhänge zur Verfügung und begleitet eine konkrete Renaturierung fachlich-ökologisch (Tab. 1). Zu allen Schritten einer Naturschutzfachplanung wie Leitbildentwicklung, Bestandsaufnahme, Bewertung, Entscheidungsfindung, Maßnahmenplanung und -durchführung, Ablaufsteuerung und Erfolgskontrolle kann die Renaturierungsökologie spezifische Beiträge leisten.

3 Vielfalt der Konzepte

3.1 Historische Entwicklung

Die Entwicklung der Renaturierungsökologie verlief national und international unterschiedlich. In Deutschland dominierten seit Ende der 1980er Jahre praktische Renaturierungsvorhaben, zunächst insbesondere in der Fließgewässer- und Moorrenaturierung (vgl. Brülisauer & Klötzli 1998, Rosenthal 2001). Neuerdings liegt ein weiterer Schwerpunkt in der Renaturierung stark gestörter Landschaften wie z.B. Bergbaufolgelandschaften (Blumrich et al. 1998, Blumrich & Wiegler 2000, Schulz & Wiegler 2000 u.a.). Dies reicht von aufwendigen Modellvorhaben mit Landkauf (entsprechend auch als Instrumente der Regionalförderung oder Strukturpolitik anzusehen), wissenschaftlichen Verbundprojekten mit umfassender Begleitforschung bis hin zu einer Vielzahl kleiner Vorhaben, die vom Enthusiasmus der Beteiligten vor Ort getragen werden und oft keinen wissenschaftlichen Anspruch haben. Es gibt jedoch keine eigenständigen wissen-

schaftlichen Gesellschaften, Zeitschriften, Studiengänge (vgl. aber den an der TU München neu eingerichteten Studiengang "Ingenieurökologie") o.ä. im akademischen Bereich. Erst 1997 wurde von der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ) ein Arbeitskreis "Renaturierungsökologie" eingerichtet.

Kennzeichnend für die Situation in Deutschland ist, dass die Planung von Maßnahmen, die auch der Renaturierungsökologie zuzuordnen sind, schon seit 1988 in die Honorarordnung der Architekten und Ingenieure (HOAI) einbezogen ist. Dort bezieht sich das entsprechende Leistungsbild auf die "Festlegungen von Pflege- und Entwicklung (Biotopmanagement) von Schutzgebieten oder schützenswerten Landschaftsteilen" (HOAI 1988: § 49a (1)). Damit ist eine Situation entstanden, in der planungsorientierte Praktiker ihr Arbeitsfeld auf die Renaturierungsökologie ausgedehnt haben, bevor sich diese als eigenständige Disziplin etablieren konnte. So gesehen ist es auch konsequent, wenn die Neuregelung des BNatSchG zwar die Landschaftsplanung stärkt und ihre eigenständige Funktion als Fachplanung des Naturschutzes und der Landschaftspflege hervorhebt, jedoch keine eigenständige Renaturierungsplanung kennt. Mit der Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen im Rahmen der Kompensation von Eingriffen in Ökosysteme und Landschaften hat sich eine Praxis weitgehend unabhängig von der Wissenschaft entwickelt, womit auch viele Impulse für die Forschung geliefert wurden und werden.

Tab. 1: Arbeitsebenen der naturschutzfachlichen Praxis bei Renaturierungen und damit verbundene Aufgaben der Renaturierungsökologie

Arbeitsebenen der naturschutzfachlichen Praxis bei Renaturierungen	Aufgaben der Renaturierungsökologie
Zielfestlegung / Leitbildentwicklung (im Hinblick auf Naturnähe, Kulturlandschaft, Behebung von Schäden, Abgleich von Zielkonflikten usw.)	Bereitstellung allgemeiner und (orts-)spezifischer Informationen zu ökosystemaren und artbezogenen Potentialen
Bestandsaufnahme (Auswahl geeigneter Methoden, Datenerhebung)	Entwicklung und Bereitstellung von Messverfahren und Indikatorensystemen zur Erhebung von Rauminformationen, Skalierung und Informationsverdichtung als Bewertungsgrundlage
Bewertung (Auswahl geeigneter Messkriterien, Festlegung von Bewertungsparametern, -instrumenten und -verfahren, Raumbewertung)	Entwicklung von Bewertungsverfahren
Entscheidungsfindung (unter Berücksichtigung des Machbaren sowie Sozioökonomie, sozialer Akzeptanz, Techniken wie mehrkriterielle Optimierung, Hasse-Diagramme usw.)	Angabe des ökologisch Machbaren, Bereitstellen von Entwicklungsszenarien aus ökosystemarer und populationsbiologischer Sicht, Risikoabschätzungen
Maßnahmenplanung (unter Berücksichtigung der Rahmenbedingungen, der zeitlichen Dimensionierung und der Wahrscheinlichkeit der Zielerreichung: Prozessschutz/Nichtstun, Initialisierung, technische Sanierung, Pflege usw.; ggf. Einleitung rechtlicher Genehmigungsverfahren und Planung flankierender Maßnahmen)	Entwicklung von Verständnis für Planungsprozesse

Maßnahmendurchführung

(unter Berücksichtigung der Effizienz und der Vermeidung unerwünschter Auswirkungen)

Entwicklung und Bereitstellung geeigneter Verfahren unter Einbeziehung der Kenntnisse ökologischer Prozesse und Strukturen

Ablaufsteuerung

(Planungssystematik, Einbindung rechtlicher Grundlagen, Evaluation von Modellvorhaben usw.)

Durchführung von oder Beteiligung an Evaluationsvorhaben, Begleitforschungen

Erfolgskontrolle

(Überprüfung des Zielerreichungsgrades und des Zielerreichungspotentials, Ziel- und Maßnahmenkorrektur, ggf. auch Neufestsetzung)

Verbesserung der Prognosequalität, Entwicklung und Festlegung von Mindeststandards für Zielerreichungen, Datenerhebung und Probenahmen, Datenanalyse und -darstellung, Weiterentwicklung der Renaturierungsökologie

Im angelsächsischen Raum hingegen existieren eigene Gesellschaften (z.B. "Society for Ecological Restoration" in den USA), wissenschaftliche Zeitschriften, die sich überwiegend dem Thema widmen ("Restoration Ecology", "Land Degradation and Development", "Ecological Engineering") sowie eigenständige Studiengänge (z.B. Master-Programm "Restoration Ecology" in Liverpool). "Restoration ecology" ist zudem Gegenstand profunder umweltethischer Betrachtungen (Elliot 1997). Auch die Europäische Ökologen-Vereinigung (EES) unterhält eine Arbeitsgruppe "Restoration Ecology", die regelmäßig Tagungen veranstaltet. Im Bereich der Planung wird restoration ecology mit "ecosystem engineering", "landscape management", "management and intervention using ecological principles" (Carstens 1999) bzw. auch theoretischen Konzepten wie "environmental health" und "environmental integrity" in Verbindung gebracht (SER 1998). Das ursprüngliche Konzept des "environmental impact assessment" (Barrow 1999) enthält ebenfalls eine starke konzeptionelle Anbindung an die Renaturierung z.B. über Kompensationsmaßnahmen.

Insgesamt besteht international ein viel stärkerer Trend zur Professionalisierung der Renaturierungsökologie als in Deutschland. Ein national ebenso wie international bestehendes Problem ist aber, dass es in der Regel lange dauert, bis der aktuelle Kenntnisstand der Ökologie Eingang in die Praxis (z.B. den Naturschutz, vgl. Talbot 1997) findet.

3.2 Unterschiedliche Zielvorstellungen in der Renaturierung

Ökologen und Planer haben eine Vielzahl von Konzepten entwickelt, die durch unterschiedliche Zielvorstellungen und Maßnahmen charakterisiert sind (vgl. auch Zusammenstellungen von Wiegleb 1991, Tränkle et al. 1992, Brülisauer & Klötzli 1998, Mitch & Mander 1997). Unterschiedliche Biotop- und Landschaftstypen, Planungsanforderungen und fachliche Herkünfte von Ökologen haben zu einer Diversifizierung der Ansätze beigetragen. Unterscheidungskriterien sind insbesondere Vollständigkeit, Wahrscheinlichkeit und Zeithorizont der Wiederherstellung bestimmter, nicht nur historisch begründeter Zustände, sowie das Ausmaß des zulässigen Einsatzes technischer Mittel. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über die Konzepte der Renaturierung mit ihren unterschiedlichen Zielvorstellungen gegeben (vgl. Tab. 2 zum Sprachgebrauch im Englischen):

Renaturierung = Erreichen eines naturnäheren Zustandes, d.h. eines Zustandes geringerer Nutzungsintensität; bei Aufhören der Nutzung ist dies verbunden mit dem Zulassen der "natürlichen" Sukzession. Der Begriff "Nutzung" ist dabei sehr weit gefasst und beinhaltet menschliche Einwirkungen aller Art, nicht nur Landnutzung in konventionellem Sinne. Dies erlaubt eine

schrittweise Annäherung an ein gestelltes Umweltziel (z.B. Fließgewässerrenaturierung mit entsprechenden Entwicklungszielen).

Regeneration = Erreichen eines naturnäheren Zustandes im Sinne eines (überwiegend) historisch begründeten Zustandes; weitestgehender Ansatz bezüglich des Zeithorizontes und des Zielerreichungsgrades (z.B. Hochmoorregeneration).

Restauration = Rückführung in den ursprünglichen, eindeutig historischen Zustand mit verschiedenen, meist technischen Maßnahmen.

Restitution = aktive Wiederherstellung eines ursprünglichen Zustandes; in jedem Fall mit technischen Mitteln bzw. Maßnahmen.

Rekonstruktion = aktive (Wieder-)Herstellung eines bestimmten Zustandes mit technischen Mitteln bzw. Maßnahmen.

Revitalisierung = Wiederherstellung von erwünschten Lebensbedingungen als Voraussetzung für die Ansiedlung von standorttypischen Lebensgemeinschaften (z.B. Fließgewässer- bzw. Auen-Revitalisierung).

Rehabilitation = Wiederherstellung von ganz bestimmten Biotopqualitäten oder ökologischen Prozessen (z.B. Wiedervernässung im Hochmoor, Remäandrierung oder Reretentionierung am Fließgewässer).

Rekultivierung = Wiedernutzbarmachung, Rückführung in einen nutzbaren Zustand nach äußerst intensiver Nutzung oder Zerstörung (vor allem nach Gesteins- bzw. Bodenabbau).

Extensivierung = Verringerung der Intensität der Landnutzung, womit der unmittelbare Bezug zur Renaturierung im o.g. Sinne gegeben ist (z.B. Grünlandextensivierung).

Wiederherstellung ökologischer Integrität = Wiederherstellung (Erholung, Genesung) der ökologischen Funktionsfähigkeit.

Tab. 2: Unterschiedliche Konzepte der Renaturierung mit entsprechender Bezeichnung im englischen Sprachgebrauch (≈: ungef. Bedeutung)

Konzepte der Renaturierung	entsprechende Bezeichnung im Englischen
Renaturierung	≈ <i>rehabilitation</i>
Regeneration	<i>restoration</i>
Restauration	<i>restoration, remediation</i> (to repair anthropogenic damage)
Restitution	<i>restoration</i>
Rekonstruktion	<i>reconstruction</i>
Revitalisierung	<i>rehabilitation, revitalization</i>
Rehabilitation	urspr. <i>river rehabilitation</i> (geomorphologisch-hydrologisch begründet), später <i>rehabilitation</i> allg. auf Ökosystem- und Landschaftsfunktion ausgeweitet
Rekultivierung	<i>restoration, remediation</i>
Extensivierung	<i>de-intensification</i> (v.a. für vorher intensiv genutztes Grünland), auch <i>extensification</i>
Wiederherstellung ökologischer Integrität	<i>recovery of ecological integrity</i> (Kern der Definition für restoration ecology der SER 1998)

Zusammenfassend ergibt sich hieraus folgendes Bild:

1. Die deutschen Begriffe erfassen verschiedene Facetten und Nuancen der Renaturierung und grenzen diese mehr oder weniger deutlich voneinander ab. In der bevorzugten Benennung der Fachgebiete (Fließgewässerrenaturierung, Moorregeneration, Seenrestauration, Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften, Offenlandmanagement, Grünlandextensivierung, Prozessschutz im Wald, Biotoppflege u.a.) zeigt sich die Abgrenzung eigener Traditionen, die kaum miteinander kommunizieren.

2. Ein Problem ergibt sich daraus, dass im deutschen Sprachgebrauch "Renaturierung" fast automatisch im Zusammenhang mit "Naturnähe" gedacht wird. Oft findet sich dieser Hintergrund aber nicht im konkreten Ansatz wieder. So wird z.B. unter "Feuchtgrünlandrenaturierung" nicht die Nutzungsaufgabe und das Wiederzulassen der Sukzession zur Niedermoorvegetation oder zu einem Erlenbruchwald verstanden, sondern aufwendiges Management zur Simulierung historischer Bewirtschaftungsmethoden zum Erhalt bzw. der Förderung der Wiesenvogelfauna.

Die Mehrdeutigkeit des Naturnähebegriffs (historisch, aktualistisch-nutzungsorientiert, operational) wurde bereits bei Wiegleb (1991) erläutert (vgl. McIsaac & Brün 1999 für den englischen Sprachgebrauch). Die Bestimmung von Naturnähe muss nicht notwendigerweise mit einer historischen Analyse verknüpft sein, da ein Zurück zu einem häufig genannten Zustand von 1850 (z.B. als Bezugspunkt für Rote Listen) o.ä. aufgrund von atmosphärischen Stickstoffeinträgen, der spezifischen Landnutzungsgeschichte usw. nicht ohne weiteres erreicht werden kann (z.B. Zerbe 1999 für Waldlandschaften). Landschaftliche Entwicklungen sind einmalig und nicht umkehrbar. Beispielsweise muss Prozessschutz nicht notwendigerweise zur Wildnis ("unberührte Natur", "wie früher" o.ä.) zurückführen und eine "Wildnis"-Entwicklung kann auch auf gestörten Flächen stattfinden. Der Prozessschutz zählt sicher zu den Konzepten, mit denen der Herausforderung durch die Unsicherheiten der zukünftigen Entwicklung (Talbot 1997) am besten entsprochen werden kann und deren Weiterentwicklung durch die Renaturierungsökologie essentiell ist. Dennoch kann die Wiederherstellung eines naturnäheren Zustandes auch mit erheblichen Eingriffen in die Landschaft verbunden sein. So findet sich z.B. bei Scherzinger (1990) eine Arbeit von Lans & Poortinga (1986) zitiert, die versucht haben "einen langweiligen Forst mit Greifzug und Bulldozer zum "Urwald" hochzufrieren". Vergleichbarer technischer Aufwand ist aus der Hochmoor- und Fließgewässerrenaturierung bekannt.

3. Im Englischen erfasst ein erweitertes "restoration"-Konzept eine Vielzahl von maßnahmenorientierten Ansätzen, während "rehabilitation" in Richtung auf die Zielfunktionen in Ökosystemen und Landschaften weist.

Kennzeichen der Renaturierungsökologie ist, dass sie aus dem Wissen um ökologische Zusammenhänge heraus zielgerichtet arbeitet. Die Wiederherstellung von zerstörten bzw. die naturschutzkonforme Entwicklung von gestörten Systemen ist ohne die Kenntnis ökosystemarer Zusammenhänge bzw. Funktionen, insbesondere der systemimmanenten Dynamik, nicht oder nur ungleich schwieriger zu erreichen (z.B. Rode 1998, 2001, Zerbe 2001). Renaturierungsökologie muss daher grundlegende Zusammenhänge ökologischer Systeme und deren Steuerung zielgerichtet auf eine Renaturierungsproblematik hin erforschen. Die Befunde müssen zusammen mit grundlegenden Ergebnissen anderer ökologischer Fachrichtungen wie Landschaftsökologie, Ökosystemforschung, Populationsbiologie usw. für die Landschafts- und Naturschutzplanung nutzbar gemacht werden. Damit stellt die Renaturierungsökologie ein Bindeglied zwischen grundlagenorientierten Wissenschaften und normativen Ansprüchen der Gesellschaft an den Umgang mit anthropogen veränderten Systemen dar (vgl. Abb. 1).

Die Gewinnung und Nutzbarmachung ökologischer Kenntnisse über zielgerichtete Entwicklung natürlicher oder naturnaher Systeme mag den Eindruck erwecken, dass Natur machbar sei. Die Konsequenz dieser Fehleinschätzung kann ein sorgloser Umgang mit der Natur sein (wie ihn

beispielsweise Menting & Hard 2001 propagieren). Dem muss die Renaturierungsökologie entgegenwirken. Gerade die Langfristigkeit von Renaturierungen und die Renaturierung stark degradierter Systeme zeigen, dass historische Naturzustände vielfach nicht wieder herstellbar sind. Je weiter ein System von seinem ursprünglichen Zustand entfernt ist, desto schwieriger ist es, diesen wieder zu erreichen (z.B. Feuchtgrünland, Niedermoorregeneration: Rosenthal 2001). Oft ist dies gar nicht mehr möglich, wie nach irreversiblen Veränderungen abiotischer Faktoren (starke Bodenversauerung, Eutrophierung etc.) oder nach dem Verlust von Arten und Populationen z.B. nach Torfabbau, auf Tagebauflächen oder urban-industriellen Standorten. Renaturierung kann in solchen Fällen nur reparieren, nicht wiederherstellen. Es entstehen andere Systeme mit anderen Eigenschaften. Lediglich bei nicht zu stark veränderten Systemen besteht die Möglichkeit einer Regeneration (vgl. Zerbe & Vater 2000). Und selbst in diesem Fall ersetzt Renaturierung nicht die natürlichen Prozesse.

Dies bedeutet jedoch nicht, dass Renaturierung ein moralisch zweifelhaftes Unternehmen ist, das mit Kunstfälschung verglichen werden kann (Elliot 1997). Die Renaturierungsökologie kann dazu beitragen, eine aus Sicht des Naturschutzes, der Landschaftsplanung und anderer gesellschaftlicher Ansprüche möglichst "gute" (interessante, wichtige) Entwicklung degenerierter Flächen zielgerichtet herbeizuführen, naturschutzfachliche Perspektiven für solche Flächen zu formulieren und Entwicklungen von ökologischen Systemen im Sinne gesellschaftlich akzeptierter Ziele des Naturschutzes und der Landschaftsplanung zu lenken bzw. zu beschleunigen (Rode 2001). Dies schließt die zukünftig vom Menschen nicht gestörte Entwicklung von Flächen mit ein.

3.3 Vorschlag für die Gliederung der Renaturierungsökologie

Ungeachtet historisch bedingter konzeptioneller Divergenzen kann die Renaturierungsökologie unterschiedliche Ziele verfolgen, wobei wie folgt grob unterschieden werden kann:

1. Die (Wieder-)Herstellung von Biotoptypen bzw. Landschaftselementen der Naturlandschaft wie z.B. Fließgewässer, Seen, Hoch- und Niedermoore, Salzwiesen und Wälder (statt Forste). Hierzu gehört auch die Wiedereinbürgerung von ausgestorbenen Tierarten (z.B. von Megaherbivoren). Diese Ziele werden neben eventuellen initialen Eingriffen zur Herstellung bestimmter Standortverhältnisse v.a. durch das Aufhören oder die Minimierung von Nutzungen erreicht.

2. Die (Wieder-)Herstellung von Biotoptypen und Landschaftselementen der (historischen) Kulturlandschaft (z.B. Feuchtgrünland, Heiden, Trockenrasen, Hecken, ggf. auch bestimmte Forsttypen). Dies kann nur durch die Wiedereinführung historischer Nutzungsarten bzw. die Simulation derselben oder die Änderung der aktuellen Nutzung geschehen. Hierzu zählen auch Konzepte der Entwicklung neuer Kulturlandschaften, in die angepasste Nutzungen und Reste der Naturlandschaft integriert werden.

3. Die Herstellung von "irgendeinem" akzeptablen Zustand von Biotoptypen bzw. Landschaftselementen in stark gestörten Landschaften bzw. Landschaftsteilen wie z.B. Bergbaufolgelandschaften, Truppenübungsplätzen, abgetorften Hochmooren, Steinbrüchen sowie Flächen im besiedelten Bereich. Hierbei geht es v.a. um die Behebung von offenkundigen Schäden über Maßnahmen entweder zur Wiedernutzbarmachung oder zur Naturentwicklung. Auch das Konzept der "creative conservation" (Landlife and the Urban Wildlife Partnership 2001), welches das Einbringen von Wildpflanzen z.B. in Industriegelände beinhaltet, gehört hierzu.

Ausgangspunkt menschlichen Handelns bei der Renaturierung (einschließlich des "Gewährenlassens" der Natur) ist eine durch den Menschen ausgelöste Degradation ökologischer Systeme. Der aktuelle Zustand der zu betrachtenden Systeme ist unterschiedlich weit vom ehemaligen natürlichen bzw. naturnahen oder kulturhistorisch wertvollen Zustand der Systeme entfernt (Forste,

Intensivweiden usw.). Mitunter sind die ursprünglichen Ökosysteme sogar völlig zerstört wie z.B. auf Tagebauflächen, Truppenübungsplätzen oder urban-industriellen Flächen. Ziel von Renaturierungen ist es daher, diese Degradationen teilweise oder ganz rückgängig zu machen bzw. an der Stelle zerstörter Systeme neue, sich mehr oder weniger selbst regulierende und/oder der früheren Kulturlandschaft entsprechende Systeme zu entwickeln. Insofern ist Renaturierung eine Sonderform des Naturschutzes, die allerdings den weiten Bereich des entwickelnden Naturschutzes umfasst und nur den rein konservierenden Schutz definitiv ausschließt.

4 Besonderheiten der Renaturierungsökologie im Verhältnis zu Ökologie und Naturschutz

4.1 Impulse aus der Naturschutzfachplanung

Die Renaturierungsökologie bearbeitet bestimmte ökologische Schlüsselkonzepte unter einem bestimmten Blickwinkel. Sie testet gewissermaßen ökologische Theorien in der Praxis von Naturschutz und Landschaftsplanung. Das ist historisch vergleichbar mit anderen Impulsen aus der Praxis (Fischereiwirtschaft, Epidemiologie, Forstwirtschaft usw.), die die theoretische Ökologie beflügelt haben. In Tab. 3 werden einige Schlüsselkonzepte der Ökologie bezüglich ihrer Brauchbarkeit für Renaturierung und Planungspraxis analysiert. Sukzession, Störung, Stress, Strategietypen, Diversität und Standortfaktoren stehen in einem engen Ursache-Wirkungs-Verhältnis zueinander und können oft kaum voneinander getrennt betrachtet werden. Gerade Sukzession, Störung und Strategietypen werden von der Renaturierungsökologie häufig gemeinsam betrachtet. Dabei stehen die Fragen im Vordergrund: Welche Störungsparameter lösen in welchen Systemen welche Dynamiken aus? Welche Strategietypen reagieren darauf und wie sind diese Reaktionen im Sinne der Zielkonzepte in der Planungspraxis einsetzbar?

Manche Fragen gehen über "normale" ökologische Forschung deutlich hinaus, was am Beispiel der Sukzession erläutert werden soll. Welche Eigenschaften von Biozönosen kann man sich zur Sukzessionsbeschleunigung nutzbar machen? Welche Faktoren verhindern bzw. verlangsamen Sukzession in Renaturierungsvorhaben (Verbiss, Ausbreitungsbarrieren, floristische Verarmung des Umlandes, abiotische limitierende Faktoren)? Hier wird der Unterschied zwischen Ökologie und Renaturierungsökologie besonders deutlich: in der Ökologie ist die Geschwindigkeit der Sukzession ein wertfreier Parameter, in der Renaturierungsökologie ist er normativ belegt, wenn das Ziel "schnelle Entwicklung" angestrebt wird. Die Geschwindigkeit hat unmittelbare Auswirkungen auf die Entscheidung für oder gegen eine bestimmte Maßnahme. Ist die Sukzessionsgeschwindigkeit auf einer primär vegetationsfreien Fläche nicht hoch genug, um Erosionsschutz zu gewährleisten, muss ggf. eine technische Begrünung vorgenommen werden. Entscheidungen über Steuerung setzen im Regelfall Kenntnisse der Sukzessionsprozesse voraus (Prach et al. 2001).

Eine Naturschutzstrategie beispielsweise bei kleinen Moorgewässern ist, die ursprüngliche, sehr langsame Sukzession des Entstehens und Verlandens durch Pflegemaßnahmen zeitlich stark beschleunigt zu erreichen. Wildermuth (2001) begründet dies in seinem über 17 Jahre untersuchten Beispiel aus einem Schweizer Moor mit Erfolgen im Artenschutz für Libellen und leitet daraus das Konzept ab, die frühere Nutzung (kleine, nach Aufgabe jeweils verlandende Handtorfstiche) zu simulieren. Diese Vorgehensweise steht stellvertretend für einen typischen Ansatz in der Naturschutzpraxis, der einerseits ökologisch begründet werden kann (Störungskonzept), gleichzeitig aber auch in einer Nutzungstradition steht. Dabei sind die Impulse aus dieser Tradition nicht zu unterschätzen, da sie einen wertvollen Erfahrungsschatz beinhalten, der weit über die bisherigen Zeiträume der bewusst betriebenen Renaturierungsökologie hinausreicht. Ähnliches gilt für den Waldbau, auf den das Konzept der Nachhaltigkeit von Nutzungen letztlich zurückgeht.

Die Renaturierungsökologie erforscht die genannten Schlüsselkonzepte (Tab. 3) und macht sie für eine Anwendung in Naturschutz und Landschaftsplanung nutzbar. Der Kenntniszuwachs in der Renaturierungsökologie basiert auf einem experimentellen Ansatz, wobei "experimentell" hier vieldeutig ist. Die "Denaturierung" oder Degradierung selbst ist ein "Experiment", wobei man die Auswirkungen durch Beobachtung verfolgt. Dies setzt sich fort bis hin zu vielen kleinen Experimenten, die dann im Rahmen der Renaturierung vorgenommen werden, um einen bestimmten erwünschten Zustand zu erreichen.

Tab. 3: Ökologische Schlüsselkonzepte in der Renaturierung und Praxis von Naturschutz und Landschaftsplanung

Ökologisches Schlüsselkonzept	Renaturierungsökologie untersucht ...	Naturschutz und Landschaftsplanung setzt um ...
Sukzession	Richtung (gerichtet oder ungerichtet) und Mechanismen, Raumzeit-Muster, Geschwindigkeit, unterstützende Prozesse (Torfbildung, biogene Neutralisierung o.ä.)	Lenkung oder Nicht-Lenkung (Zustand oder Prozess), Management von räumlichen Mustern, Erhaltung von Stadien, Beschleunigung oder Überspringen von Stadien
Störung	Störungsregime (Voraussesbarkeit, Frequenz usw.), Auslösung von Sukzessionsprozessen	Planbarkeit von Störungen, Ersetzbarkeit von Störungsregimen
Stress	Stressregime (auch nutzungsbezogen)	gezielter Einsatz von Stress z.B. bei Aushagerung
Strategietypen	r- und K-Strategen, Lebensdauer u.a. Strategiemerkmale, Ausbreitung, Samenbank	z.B. Auswahl geeigneter Arten für Maßnahmen
Diversität	Ursachen (Zeit, Raum, Störungen, abiotische Standortfaktoren, biotische Interaktionen), Funktionen (für Produktivität, Stabilität), Zusammenhänge zwischen genetischer, biozönotischer und ökosystemarer Diversität	Entwicklung und Aufrechterhaltung erwünschter Zustände
Standortfaktoren/limitierende Faktoren	Prognosen auf Populationsebene (Habitatmodelle), Szenarien	Auswahl geeigneter Arten, räumliche Planung von Maßnahmen

Für andere ökologische Konzepte (z.B. Demographie, Konkurrenz, Nische, Prädation oder biogeochemische Zyklen) lassen sich nicht so leicht Anwendungsbeispiele in der Renaturierung finden. Dies bedeutet jedoch nicht, dass dies grundsätzlich ausgeschlossen wäre, nur wurden die Möglichkeiten bisher noch nicht ausreichend erkundet. Wenn man Renaturierung auch auf die Wiedereinbürgerung von Arten bezieht, würden Untersuchungen zur Demographie (minimum viable populations- und Metapopulationskonzepte), Ökophysiologie (auch Verhaltens- und Ernährungsbiologie) und Prädation (Wiederherstellung von Räuber-Beute-Beziehungen und kompletten Nahrungsketten) ebenso integriert werden können. Hier besteht großer Bedarf von Seiten der Praxis: Am Beispiel der Wiesenvögel hat sich in den letzten Jahren gezeigt, dass die Bereit-

stellung geeigneter abiotischer Bedingungen zwar zu vielen Brutrevieren, aber noch lange nicht zum erwünschten Bruterfolg führt.

4.2 Einbindung in den sozioökonomischen Kontext

Die Durchsetzbarkeit von ökologisch begründeten Leitbildern erscheint umso einfacher, je mehr sie mit anderen gesellschaftlich akzeptierten Zielen (Gefahrenabwehr, ökonomisches Interesse, Erhöhung der Lebensqualität etc.) konform gehen. In Tab. 4 werden mutmaßliche Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf Parameter des biotischen (Biodiversität) und abiotischen Ressourcenschutzes (Boden und Wasser) in verschiedenen Renaturierungskontexten aufgelistet. Dem werden Auswirkungen auf den sozioökonomischen Bereich gegenübergestellt. Dies entspricht dem Konzept der "ecosystem functions" (Cairns 2000), wobei es sich hier um einen bekannten Denkansatz handelt (vgl. die Diskussion um die Selbstreinigungskraft der Gewässer seit Beginn des 20. Jahrhunderts bzw. um den "critical loads-Ansatz" im Bodenschutz).

Bei dem Beispiel der alpinen Matten sind alle Zielfunktionen gleichsinnig ausgerichtet (Tab. 4). Artenzahl, Erosionssicherheit und Kostenersparnis für ingenieurbioologische Maßnahmen steigen gleichermaßen, wenn Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt werden. Dieser Idealfall ist jedoch nicht überall gegeben. Oft weisen Zielfunktionen in verschiedene Richtungen und müssen abgewogen werden. Als schwierige Fälle werden solche angesehen, in denen sich z.B. zwischen dem biotischen und abiotischen Ressourcenschutz kaum lösbare Zielkonflikte auf tun (z.B. in der Bergbaufolgelandschaft zwischen Artenschutz und Erosionsschutz) oder bei denen sogar innerhalb des biotischen Ressourcenschutzes Abwägungsbedarf besteht wie z.B. bei der Renaturierung einer Salzwiese: Das Einstellen der Beweidung kann zur Senkung der Anzahl und zur Dominanz einzelner Pflanzenarten führen, die Entwicklung der erwünschten standorttypischen Arten ist von vielen weiteren Faktoren wie Höhenlage, Boden, Überschlickungsrate abhängig und schwer vorhersagbar, die Sukzession verändert die Habitategenschaften für Brut- und Gastvögel.

Im Falle des Niedermoorgrünlandes würde der biotische Ressourcenschutz je nach Schwerpunkt (Wiesenvögel, Niedermoorflora oder Sukzession) eine weitere extensive Nutzung, verbunden mit nicht zu hohen Wasserständen im Sommer, verlangen, während der abiotische Ressourcenschutz am besten bei vollständiger Vernässung und ungestörter Sukzession gewährleistet ist (Blankenburg et al. 2001). Im ersten Fall käme es zu fortschreitender Torfdegradation, im zweiten zur Ausbildung von relativ artenarmen Röhrichten (Rosenthal 2001).

Der sozioökonomische Kontext ist in der Renaturierungsökologie unvermeidlich. Die übergreifende Abwägung kann jedoch nicht die Aufgabe des Renaturierungsökologen sein, denn hinter den Zielkonflikten verbergen sich Interessenkonflikte. Diese bestehen etwa zwischen einem Tourismusmanager, der den schnellen betriebswirtschaftlichen Erfolg ansteuert, und einem Dorfbürgermeister, der die langfristige öffentliche Sicherheit zu gewährleisten hat, oder zwischen dem Naturschützer, der sich nur für Wiesenvögel interessiert und einem Waldfreund. Auch die möglichen Belästigungen durch Mücken aus wiedervernässten Feuchtgebieten können zum Problem werden.

Tab. 4: Biotischer und abiotischer Ressourcenschutz und soziale Akzeptanz bei Renaturierungsvorhaben (Beispiele)

Biotyp	Renaturierungsmaßnahme	Auswirkungen auf		sozioökonomisches System
		biotischen Ressourcenschutz	abiotischen Ressourcenschutz	
Alpine Matten	Rückbau von Skipisten	Vegetationsdeckung und Artenzahl werden erhöht	Erosionsschutz	Schutz der Talbewohner vor Muren, Ersparnis von ingenieurb biologischen Maßnahmen zur Sicherung der Skipisten
erosionsgefährdete Agrarbereiche	Wiederbewaldung	Artenzahl wird (zumindest kurz- bis mittelfristig) erhöht	Erosionsschutz, Regulierung von Oberflächengewässern, Schutz des Grundwassers vor Eutrophierung	Verlust von Ackerland, höhere Ernten im unteren Hangbereich, Gewinn von Tourismuspotential
Fließgewässer	Wiederherstellung der Durchgängigkeit, Vermeidung von Stoffeinträgen, Zulassen der natürlichen Dynamik	Artenzahl und Durchlässigkeit für wandernde Organismen werden erhöht	Wasserqualität wird verbessert	Trinkwasserschutz vs. Hochwasserschutz, Verlust einer regenerativen Energiequelle
Bergbaufolgelandschaft	Zulassen von Sukzession, Verzicht auf Rekultivierung	Artenzahl wird erhöht oder erhalten	keine positiven Auswirkungen, dagegen werden Boden- und Grundwasserversauerung und Winderosion zugelassen	Bergsicherheit nicht gewährleistet
Salzwiesen	Nutzungsaufgabe, Öffnung von Sommerpoldern	Artenzahl Pflanzen wird oft gesenkt, Sukzession standortunabhängig und unsicher	Änderung des Sedimentations- bzw. z.T. des Erosionsregimes	Verlust von Nutzflächen für die Landwirtschaft
Hochmoor (abgetorft)	Polderung und Wiedervernässung	Vorhandene Arten werden verdrängt, Etablierung hochmoortypischer Arten möglich	Mooreigener Wasserhaushalt entsteht, Nährstoffaustrag wird verhindert	Verlust von Nutzflächen für Land- und Forstwirtschaft bzw. Gewerbe
Niedermoorgrünland	Wiedervernässung	Zahl der standorttypischen Arten wird erhöht	Torfbildung wird angeregt, mooreigener Wasserhaushalt entsteht, Nährstoffaustrag wird verhindert	mittelfristig keine verwertbare Erträge, ggf. weitere Nebeneffekte (Gülleexport)
Grünland	Nutzungsextensivierung	Artenzahl wird erhöht, Sukzession wird verhindert	Nährstoffaustrag wird verringert, Bodendegradation ggf. verringert oder gestoppt	Verringerung der Erträge (Menge und Qualität), ggf. Auswirkungen auf Betriebsstrukturen
Zwergstrauchheiden auf Truppenübungsplätzen	Biotoppflege, insbes. Verhinderung von Gehölzaufwuchs	Artenzahl wird erhöht oder erhalten, Sukzession verhindert (Zielartenschutz)	keine positiven Auswirkungen, dagegen Verzicht auf Wohlfahrtswirkungen des Waldes	Erhalt des offenen Landschaftsbildes, Gewinnung von Heide-Mähgut für die Produktion von Mikrofiltern möglich, Erhöhung des Tourismuspotentials

Kommen vermeintliche (Bergbaufolgelandschaft) oder tatsächliche Sicherheitsaspekte (alpine Matten) hinzu, treten bei der gesellschaftlichen Entscheidungsfindung auch die ökonomischen Aspekte in den Hintergrund. Die Frage ist, was für den Ökologen daraus folgt. Auf den Gebieten der Planungstheorie oder der Sozioökonomie ist der Ökologe bestenfalls "Halblaie" oder "Halbexperte". Oft ist jedoch eine wissenschaftliche Beschäftigung mit Aspekten der Planungstheorie oder der Umweltökonomie notwendig, weil die entsprechenden Disziplinen ein wichtiges Problem bisher nicht ausreichend differenziert angegangen sind. Beispiele hierfür sind die diskursive Leitbildentwicklung in der Landschaftsplanung und Konsequenzen für die naturschutzfachliche Bewertung (Bröring & Wiegleb 1999) oder die Bewertung nicht-marktfähiger Umweltgüter, insbesondere Pflanzen- und Tierarten, im Rahmen der Biodiversitätsdiskussion. Dabei sind Natur und Landschaft sehr wohl marktfähig und für Freizeit und Erholung von erheblicher ökonomischer Bedeutung. Die allgemeinen Wohlfahrtswirkungen des Waldes sind durchgehend anerkannt (vgl. Hampicke 1996). Bei Offenlandschaften ist dies nicht der Fall, sie sind weder untersucht, noch gibt es hierzu ein schlüssiges Konzept.

4.3 Umsetzung von Forschungsergebnissen und Evaluation

Auch wenn die Renaturierungsökologie als Wissenschaft keinesfalls auf ein Dienstleistungsgewerbe für die Praxis reduziert werden darf, bilden doch die praktische Umsetzung und ihre Evaluation stets den Hintergrund. Die Renaturierungsökologie definiert sich auch durch ihre funktionale Komponente, die Erprobung und Weiterentwicklung von Theorien, Konzepten und Methoden, ohne die sie ihre Brückenfunktion zwischen Wissenschaft und Praxis nicht wahrnehmen könnte. Dabei ist zu unterscheiden zwischen der reinen Anwendung von Handlungsanweisungen und der systematischen Erprobung von Konzepten und Methoden.

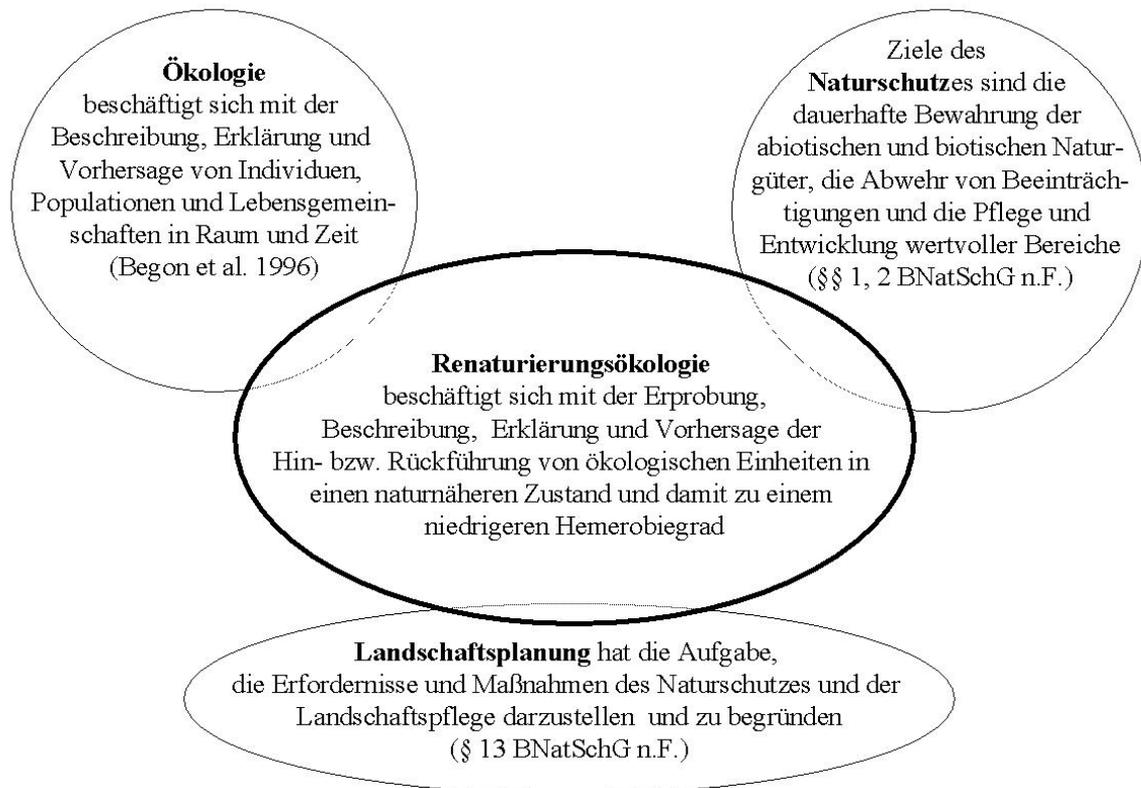
Handlungsanweisungen sind für Praktiker von großer Bedeutung. Es ist nicht Aufgabe der Renaturierungsökologie, diese zu erstellen. Erforderlich ist vielmehr eine Auseinandersetzung mit den Folgen der Umsetzung von renaturierungsökologischen Kenntnissen in der Praxis. Das bisher zu beobachtende gegenseitige Desinteresse führt dazu, dass die Wissenschaftler forschen und die Praktiker handeln, ohne dass eine konstruktive Kommunikation stattfindet. Eine der Kernfragen ist hierbei, wie die Ergebnisse der renaturierungsökologischen Forschung in die Praxis der Landschaftsplanung und des Naturschutzes einfließen können. Die Erfolgskontrolle und Evaluation von Renaturierungsmaßnahmen (über einen angemessenen Zeitraum!) bietet hier einen geeigneten Ansatz und kann gleichzeitig eines der wesentlichen Defizite verringern.

Bei der angestrebten Professionalisierung der Renaturierungsökologie im deutschsprachigen Raum (vgl. Kap. 3.1) besteht die Gefahr, dass die bestehende Kluft zwischen Wissenschaft und Praxis noch zunimmt. Wenn ehemals deutschsprachige Zeitschriften wie die "Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz" nun englischsprachig als "Journal for Nature Conservation" erscheinen, führt dies sicher zu einer gesteigerten internationalen Aufmerksamkeit, erschwert aber den Zugang für Praktiker, für die ohnehin die Lektüre wissenschaftlicher Aufsätze nicht einfach ist.

5 Schlussfolgerungen

Es gibt unabwiesbare Kennzeichen der Renaturierungsökologie, die sie gegenüber der (grundlagenorientierten) Ökologie und dem Naturschutz abgrenzen. Sie ist klar gegenüber der Ökologie, dem Naturschutz und der Landschaftsplanung abgrenzbar (Abb. 2). Zwar beschäftigt sich die Renaturierungsökologie vielfach mit Fragen, mit denen sich sektoral andere ökologische Teildisziplinen auch beschäftigen. Aufgrund der normativen Komponente der Renaturierung (Hierarchisierung und Priorisierung der ökologischen Prozesse, Bewertung räumlicher Muster) besteht ein großer Überschneidungsbereich zum Naturschutz. Wichtig ist jedoch, dass die jeweiligen grundlegenden und angewandten Fragestellungen unter besonderen Gesichtspunkten betrachtet werden. Dies sind insbesondere:

Abb. 2: Die Renaturierungsökologie als eigenständige Disziplin im Vergleich zu Ökologie, Naturschutz und Landschaftsplanung.



1. Die Zielvorstellungen von "Renaturierung" sind klarer (= begrenzter) als i. a. im Naturschutz: Renaturierung heißt Hin- bzw. Rückführung zu einem naturnäheren Zustand, d.h. Hin- bzw. Rückführung zu einem niedrigeren Hemerobiegrad (zur Hemerobie vgl. Sukopp & Zerbe 1998). Ausgangspunkt der Renaturierung ist ein "degenerierter" Zustand, der als unerwünscht oder schlecht empfunden wird. Allerdings werden nicht alle naturfernen Zustände als degeneriert und unter den Aspekten des Naturschutzes als "schlecht" empfunden (vgl. die "harmonische Kulturlandschaft").
2. Renaturierungsökologie berücksichtigt immer verschiedene Beobachtungsebenen (von Populationen bis Landschaftskomplexen). Sie bezieht sich auf die Gesamtbiozönose (Tie-

- re, Pflanzen, Mikroorganismen) im Landschaftskontext, wobei Interaktionen zwischen räumlich definierten Prozessebenen wirksam sind (z.B. bei Mooren zwischen lokalen und regionalen Aspekten des Wasserhaushaltes oder der Besiedlungsdynamik).
3. Renaturierung ist insbesondere auf Dynamik ausgerichtet. Der Status quo ist selten Untersuchungs- oder Bewertungsgegenstand. Renaturierung ist damit sowohl mit Sukzessions- als auch mit Störungskonzepten eng verbunden. Dies bedeutet aber nicht, dass Renaturierungsökologie auf Störungs- und Sukzessionsökologie zu begrenzen ist.
 4. Prognosen und Szenarien (konstruierte Zustände der Zukunft) haben einen hohen Stellenwert in der Renaturierungsökologie wie auch dem konkreten Renaturierungsvorhaben. Das prognostische Element der Renaturierung ist hervorgehoben, obwohl es auch in Eingriffsregelung und UVP wichtig ist. Erfolg hat die Renaturierungsökologie aber nur, wenn ihre Prognosen in konkreten Renaturierungsvorhaben besser sind als die der Praktiker.
 5. Monitoring und Auswertung renaturierungsökologischer Maßnahmen sind bisher vernachlässigt worden. Das postulierte prognostische Element bleibt sinnlos, wenn keine Evaluation erfolgt. Insbesondere für mittel- bis langfristige Effekte von Renaturierungsmaßnahmen bestehen erhebliche Kenntnisdefizite.
 6. Renaturierung ist notwendigerweise inter- oder gar transdisziplinär, da Landschaftsplanung und Sozioökonomie integrale Bestandteile bilden.
 7. Renaturierungsökologie ist mehr als ein Servicebetrieb für die Praxis, bedarf aber des starken Praxisbezuges. Dabei geht es nicht um die Erstellung von "Zettelkästen" (Datenbanken) für alle möglichen Anwendungsfälle als ein Nebenprodukt der wissenschaftlichen Forschung. Entscheidend sind die Entwicklung von renaturierungsökologischen Verfahren, eine kritische Aufbereitung von Informationen und der gegenseitige Austausch. Hier besteht auch in den relevanten Studiengängen Handlungsbedarf.
 8. Eine weitere Einengung der Ziele, etwa in Richtung auf "Neue Wildnis" (Gerken & Meyer 1996) erscheint nicht produktiv. Gerade die Vielfalt der Renaturierungsoptionen (vom Nichtstun bis zum technischen Eingriff) ermöglicht einen umfassenden experimentalwissenschaftlichen Ansatz.
 9. Die Ausweitung und Vereinigung von Rekultivierung, Renaturierung, ecotechnology, ecological engineering, ecosystem health u.a. unter einem übergreifenden Dachkonzept ist anzustreben, ähnlich wie dies bereits im angelsächsischen Raum weitgehend vollzogen ist. Gemeinsamkeiten werden Renaturierungsökologen dann entwickeln, wenn nachgewiesen werden kann, dass es generalisierbare oder übertragbare Ansätze gibt, die man auf verschiedenen Handlungsfeldern anwenden kann. Darum ist es besonders wichtig, die vielfältigen Fachinformationen auszutauschen und Konzepte gemeinsam weiterzuentwickeln.

6 Literatur

- Allen, E.B. 1992. Principles of restoration ecology, an integrated approach. Springer, Berlin.
- Barrow, C.J. 1999. Environmental Management. Principles and Practice. Routledge, London.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, M. 1996. Ecology - Individuals, Populations and Communities. 3rd ed. Blackwell Science, Oxford.
- Blankenburg, J., Hennings, H.H. & Hohmann, A. 2001. Die Böden im Projektgebiet "Osterfeiner Moor" - Bodenentwicklung und Bewirtschaftung. Landnutzung u. Landentwicklung 42 (im Druck).
- Blumrich, H., Bröring, U., Felinks, B., Fromm, H., Mrzljak, J., Schulz, F., Vorwald, J. & Wiegand, G. 1998. Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft - Leitbildentwicklung. Studien und Tagungsberichte 17: 1-44.

- Blumrich, H. & Wiegleb, G. 2000. Naturschutzfachliche Vorstellungen für die Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: Konold, W., Böcker, R. & Hampicke, U. (eds.), Handbuch des Naturschutzes, ecomed, Landsberg, XIII-7.28: 1-16.
- Bröring, U. & Wiegleb, G. 1999. Leitbilder in Naturschutz und Landschaftspflege. In: Konold, W., Böcker, R. & Hampicke, U. (eds.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege V-1.2, 11 S. ecomed, Landsberg.
- Brülisauer, A. & Klötzli, F. 1998. Notes on the ecological restoration of fen meadows, ombrogenous bogs and rivers: definitions, techniques, problems. Bull. Geobot. Inst. ETH 64: 47-61.
- Cairns, J. Jr. 2000. Setting ecological restoration goals for technical feasibility and scientific validity. Ecol. Engineering 15: 171-180.
- Cairns, J. Jr. & Heckman, J.R. 1996. Restoration ecology: the state of an art emerging. Ann. Rev. Energy Environment 21: 167-189.
- Carstens, K. 1999. What is Restoration Ecology?
<http://www.angelfire.com/biz4/kelvin/text/RestorationEcology.html>
- Ehrenfeld, J.G. 2000. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. Restoration Ecol. 8: 2-9.
- Elliot, R. 1997. Faking Nature. The Ethics of Environmental Restoration. Routledge, London.
- Encyclopedia of Applied Ethics. 1998. 4 Vols., Academic Press, San Diego. Keywords: Agriculture, Animal rights, Anthropocentrism, Biocentrism, Biodiversity, Bioethics, Biotechnology, Darwinism, Environmental economics, Environmental ethics, Evolutionary perspectives of ethics, Property rights, Speciesism, Sustainability, Wildlife conservation.
- Eser, U. 2001. Die Grenze zwischen Wissenschaft und Gesellschaft neu definieren: boundary work am Beispiel des Biodiversitätsbegriffes. In: Höxtermann, E., Kaasch, J. & M. (eds.): Berichte zur Geschichte und Theorie der Ökologie und weitere Beiträge zur 9. Jahrestagung der DGGTB in Neuburg a.d. Donau 2000, Verh. z. Geschichte u. Theorie d. Biologie 7: 135-152.
- Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Player, H., Steurer, A. & Zangerl-Weisz 1993. Das System verursacherbezogener Umweltindikatoren. Schriftenreihe des IÖW 64/93: 1-73.
- Gerken, B. & Meyer, C. (eds.) 1996. Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und der frühen Kulturlandschaft Europas? Natur- und Kulturlandschaft 1: 1-205.
- Grant, W. 1998. Ecology and natural resource management: reflections from a systems perspective. Ecol. Modelling 108: 67-76.
- Haaren C.v., Rode M.W. & Brinkmann R. 2001. Aufgaben und Ziele der Ökosystemforschung (Anforderungen aus der Sicht der Umweltplanung. In: Müller F., Frenzel, Schröder (eds.), Handbuch der Ökosystemforschung. ecomed, Landsberg (im Druck).
- Haeckel, E. 1866. Generelle Morphologie der Organismen. Reimer, Berlin.
- Hampicke, U. 1996. Perspektiven umweltökonomischer Instrumente in der Forstwirtschaft insbesondere zur Honorierung ökologischer Leistungen. Materialien z. Umweltforsch. 27: 1-157.
- Hanstein U., Lütkepohl M., Pflug W., Preising E., Prüter J. & Tönnießen J. 1994. Rekultivierung und Renaturierung auf den im Eigentum des Vereins Naturschutzpark e.V. befindlichen Roten Flächen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Verein Naturschutzpark e.V. (ed.), Niederhaverbeck - Bispingen. 35 S.
- Harris, J.A., Birch, P. & Palmer, J.P. 1996. Land restoration and reclamation, principles and practise. Longman, Harlow.
- HOAI-Textausgabe 1988: Verordnung über die Honorare für Leistungen der Architekten und der Ingenieure (Honorarordnung für Architekten und Ingenieure - HOAI -) in der ab 1.1.1985 gültigen Fassung unter Berücksichtigung der Zweiten Änderungsverordnung vom 10.6.1985 (BGBl. I S. 961) und der Dritten Änderungsverordnung vom 17.3.1988 (BGBl. I S. 359). - 3. Aufl. - Wiesbaden [u.a.]: Bauverl., 1988. - 171 S.
- IUCN, 2000. <http://www.iucn.org>

- Jessel, B. 1996. Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 28: 211-216.
- Krebs, C.J. 1994. *Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 4th ed. Harper Collins, New York.
- Landlife and the Urban Wildlife Partnership 2001. What is creative conservation? <http://www.landlife.org.uk/conservation/conservation.htm>
- Loske, K.-H. 2000. Renaturierung der Lippe: Bald ein Fluss ohne Fesseln? *LÖBF-Mitt.* 4: 52-61.
- McIsaac, G.F. & Brün, M. 1999. Natural environment and human culture: defining terms and understanding worldviews. *J. Environ. Qual.* 28: 1-10.
- Menting, G. & Hard, G. 2001. Vom Dodo lernen. Öko-Mythen um einen Symbolvogel des Naturschutzes. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 33 (1): 27-34.
- Mitch, W.J. & Mander, Ü. 1997. Remediation of ecosystems damaged by environmental contamination: applications of ecological engineering and ecosystem restoration in central and eastern Europe. *Ecol. Engineering* 8: 247-254.
- Müller, F. 1996. Ableitung von integrativen Indikatoren zur Bewertung von Ökosystem-Zuständen für die umweltökonomische Gesamtrechnung. - Diskussionsgrundlage für eine Basis-Konzeption zur Indikation der Funktionalität von Ökosystemen. Projektstudie, Kiel. Im Auftrag des Statistischen Bundesamtes, Wiesbaden.
- Odum, E.P. 1973. *Fundamentals of ecology*. 3rd ed. Saunders, Philadelphia.
- Peters, R.H. 1991. *A critique for ecology*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Prach, K., Bartha, S., Joyce, C.B., Pysek, P., van Diggelen, R. & Wiegand, G. 2001. The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: a perspective. *Appl. Veg. Sci.* 4: 111-114.
- Prilipp, K.M. 1998. Problematik von Naturschutzziele. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 30: 115-123.
- Primack, R.B. 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland, Mass.
- Raskin, R. 2000. Renaturierung eines Heidemoores im Hohen Venn. Ergebnisse einer fünfjährigen ökologischen Effizienzkontrolle. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 32 (7): 212-221.
- Rode M.W. 1998: Sukzessionen in Heidegebieten - Grenzen und Definitionen eines prozessorientierten Naturschutzes in einer Kulturlandschaft. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 30 (8/9): 285-290.
- Rode M.W. 2001: Sukzessionen als Vorbild für Renaturierung und Rekultivierung? - Eine Analyse am Beispiel der Entwicklung "Roter Flächen" im NSG Lüneburger Heide (in Vorber.).
- Rosenthal, G. 2001. Zielkonzeptionen von Renaturierungsversuchen in nordwestdeutschen Niedermooren anhand vegetationskundlicher und ökologischer Kriterien. Habilitationsschrift, Univ. Stuttgart.
- Rudorff, E. 1888: Über das Verhältnis des modernen Lebens zur Natur. *Korrespondenzblatt des Gesamtvereins der deutschen Geschichts- und Altertumsvereine* 6/8: 86-88.
- SER (Society for Ecological Restoration), 18 November 1998. "Ecological Restoration Definition". <http://serv.org/definitions.html>
- Scherzinger, W. 1990. Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz. Zieldiskussion am Beispiel der Nationalparkidee. *Natur u. Landschaft* 65: 292-298.
- Schulz, F. & Wiegand, G. 2000. Development options of natural habitats in a post mining landscape. *Land Degradation and Development* 11: 99-110.
- Sukopp, H. & Zerbe, S. 1998. Ziele des Naturschutzes für natürliche und naturnahe Lebensräume. Tagungsband zum Fachgespräch "Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland" (hrsg. v. BMBF): 139-153.
- Talbot, L.M. 1997. The linkages between ecology and conservation policy. In: Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.S., Shachak, M. & Likens, G.E. (eds.): *The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity*. Chapman & Hall, New York: 368-378.

- Tränkle, U., Poschlod, P. & Kohler, A. 1992. Steinbrüche und Naturschutz. Veröffentlichungen PAÖ 4: 1-133.
- Urbanska, K., Webb, N. & Edwards, P. 1997. Restoration ecology and sustainable development. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Young, T.P. 1999. Restoration ecology and conservation biology. *Biol. Conservation* 92: 73-83.
- Wiegleb, G. 1991. Die wissenschaftlichen Grundlagen von Fließgewässer-Renaturierungskonzepten. *Verh. Ges. Ökol.* 19/3: 7-15.
- Wildermuth, H. 2001. Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Moorgewässer. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 33 (9): 269-273.
- Zerbe, S. 1999. Die Wald- und Forstgesellschaften des Spessarts mit Vorschlägen zu deren zukünftigen Entwicklung. *Mitt. Naturwiss. Mus. Aschaffenburg* 19: 1-354.
- Zerbe, S. 2001. Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. *For. Ecol. Manage.* (im Druck).
- Zerbe, S. & Vater, G. 2000. Vegetationskundliche und standortsökologische Untersuchungen in Pappelforsten auf Niedermoorstandorten des Oberspreewaldes (Brandenburg). *Tuexenia* 20: 55-76.

RENATURIERUNG FORSTLICHER REINBESTÄNDE DURCH INTEGRATION NATÜRLICHER REGENERATIONSPROZESSE AUS VEGETATIONSÖKOLOGISCHER SICHT

S. Zerbe

Zusammenfassung: Eines der wichtigsten Ziele naturnaher Waldwirtschaft in Mitteleuropa ist die Umwandlung naturferner forstlicher Reinbestände in naturnahe Mischwälder (Renaturierung). Am Beispiel von Aufforstungen mit Kiefer (*Pinus sylvestris*) auf oligotrophen Sandstandorten in der Menzer Heide (N-Brandenburg) und Aufforstungen mit Hybridpappeln (*Populus x euramericana*) auf Niedermoorstandorten des Spreewaldes (SO-Brandenburg) werden aus vegetationsökologischen Untersuchungsergebnissen mögliche Entwicklungsziele im Hinblick auf zukünftige naturnahe Wälder abgeleitet. Hierbei werden floristisch-vegetationskundliche Unterschiede in den Forstbeständen, Standortsveränderungen in den vergangenen drei Jahrzehnten, Qualität und Quantität der natürlichen Gehölzverjüngung und die Artenvielfalt bzw. Artenzusammensetzung der anthropogenen Gehölzbestände beleuchtet. Die Untersuchungsergebnisse verdeutlichen, dass die Analyse der aktuellen realen Vegetation in forstlichen Reinbeständen und deren Dynamik eine wesentliche Grundlage darstellt für die Integration natürlicher Regenerationsprozesse in den Umbau von naturfernen Forsten in naturnahe Wälder.

Schlüsselwörter: Ökologische Prozesse, *Pinus sylvestris*, *Populus x euramericana*, Waldumbau, Waldregeneration

1 Einleitung

Dauerhaft bewaldete Standorte stehen i. Allg. nicht im Mittelpunkt der Renaturierungsökologie. Vielmehr sind es v.a. anthropogen entwaldete Standorte bzw. Nutzungstypen wie z.B. Brachflächen und Grünland oder natürlicherweise waldfreie Flächen wie z.B. Gewässer, Moore und alpine Matten (Jordan et al. 1990, Urbanska et al. 1999, Pyšek et al. 2001), für die auf ökologischer Grundlage Möglichkeiten und Grenzen einer Renaturierung (zum Begriff "Renaturierung" vgl. Rode et al. 2001) untersucht werden. Dies mag daran liegen, dass Waldflächen im Vergleich zu anthropogen stark überformten Standorts- und Vegetationstypen der offenen Kulturlandschaft als prinzipiell naturnäher und damit eher außerhalb der Renaturierungsökologie liegend angesehen werden. Allerdings muss man sich vergegenwärtigen, dass heute der großflächige Umbau naturferner Forste in naturnahe Wälder mit vielfältigen Nutz- und Schutzfunktionen (= Renaturierung) eines der wichtigsten Ziele naturnaher Waldwirtschaft in Europa ist (Arbeitsgruppe Waldbau 1990, BMELF 1994, Rodwell & Patterson 1995, Olsthoorn et al. 1999). Dies betrifft nicht nur die im Mittelgebirge und Tiefland weit verbreiteten Nadelbaumreinbestände aus v.a. Fichte und Kiefer (z.B. Zerbe 1999a) sondern auch forstliche Laubbaumreinbestände aus z.B. Pappel in den Flussauen (z.B. Härdtle et al. 1996a).

Der Einbindung natürlicher ökologischer Prozesse (integrativer Prozessschutz nach Jedicke 1998) in die Entwicklung von Wirtschaftswäldern kommt heute eine große Bedeutung im naturnahen Waldbau zu. So wird z.B. im Landeswaldprogramm für Brandenburg (Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten 1993) als einer der wesentlichen Grundsätze der Waldbewirtschaftung formuliert, dass "natürliche Erscheinungen in der Waldentwicklung, z.B. spontane

Naturverjüngungen, das Ankommen von Begleit- und Nebenbaumarten u.a." verstärkt in den Waldbau zu integrieren sind.

Während z.B. die Vegetationsentwicklung nach einer Aufforstung von Reinbeständen (v.a. Nadelbäume wie Kiefer und Fichte) auf vorher kulturbedingt waldfrei gehaltenen Standorten wie Äcker und Wiesen gut untersucht ist (z.B. Nihlgård 1970, Christensen & Peet 1981, Ellenberg et al. 1986), besteht erheblicher Forschungsbedarf im Hinblick auf die natürlichen Prozesse in anthropogenen Gehölzbeständen, die zu einer Regeneration naturnaher Wälder führen. Deshalb werden in dem vorliegenden Beitrag Ergebnisse vegetationsökologischer Untersuchungen in Kiefern- (Zerbe et al. 2000) und Pappelforsten (Zerbe & Vater 2000) Brandenburgs zusammengeführt, um hieraus Perspektiven für die zukünftige Entwicklung dieser forstlichen Reinbestände zu naturnahen Wäldern abzuleiten. Wesentliche Aspekte wie die floristisch-soziologische Differenzierung der Vegetation forstlicher Reinbestände, jüngste Standortsveränderungen, die spontane Gehölzverjüngung und die Artenvielfalt bzw. Artenzusammensetzung der Forste werden hierbei beleuchtet. Die Untersuchungsergebnisse verdeutlichen, dass die Analyse der aktuellen realen Vegetation in forstlichen Reinbeständen und deren Dynamik eine wesentliche Grundlage darstellt für die Integration natürlicher Regenerationsprozesse in den Umbau von naturfernen Forsten in naturnahe Wälder.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Forstliche Reinbestände aus Kiefer (*Pinus sylvestris*) wurden in der Menzer Heide (Nord-Brandenburg) untersucht. In der eiszeitlich überformten Landschaft der Menzer Heide sind Geologie und Böden wesentlich geprägt durch glaziale Sande. Sowohl kulturhistorisch (z.B. Übernutzung und Devastierung der Wälder und Waldstandorte bis zum Ende des 18. Jahrhunderts, Krausch 1962, Zerbe & Brande 1996), als auch hinsichtlich der aktuellen Bestockungsverhältnisse mit einem hohen Anteil an Kiefer auf den grundwasserfernen, oligotrophen Sandstandorten ist die Menzer Heide repräsentativ für viele der pleistozänen Landschaften des nordostdeutschen Tieflands. Der makroklimatische Übergangscharakter im Gebiet der Menzer Heide von atlantischem zu kontinentalem Einfluss spiegelt sich vegetationsgeographisch im Übergang vom buchendominierten Norden (Mecklenburg-Vorpommern) zum Buchen-Eichen- und Kiefern-Eichenwaldgebiet im Süden (Brandenburg) wider (Krausch 1970, 1993 und Ellenberg 1996: Abb. 1).

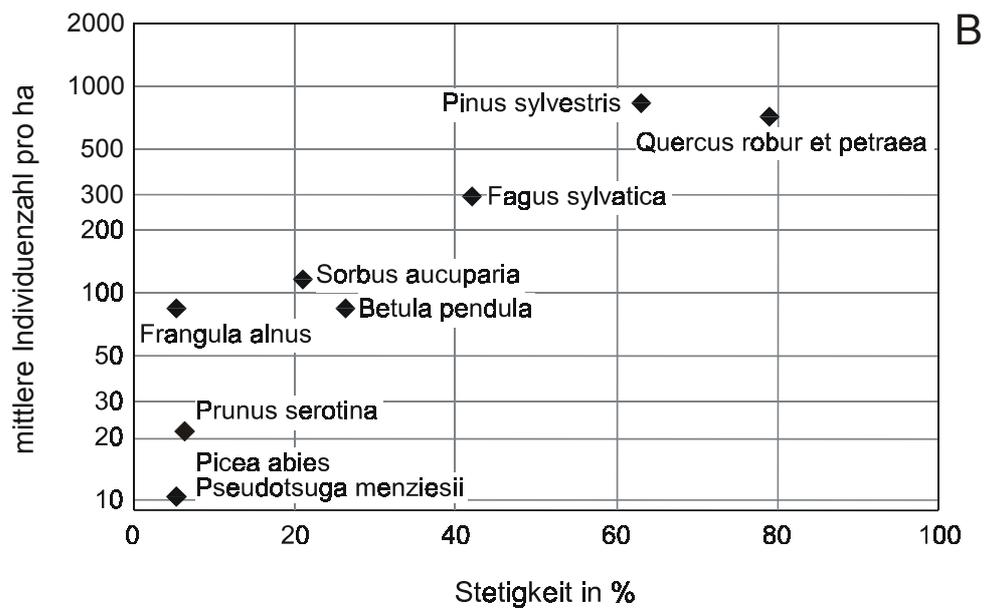
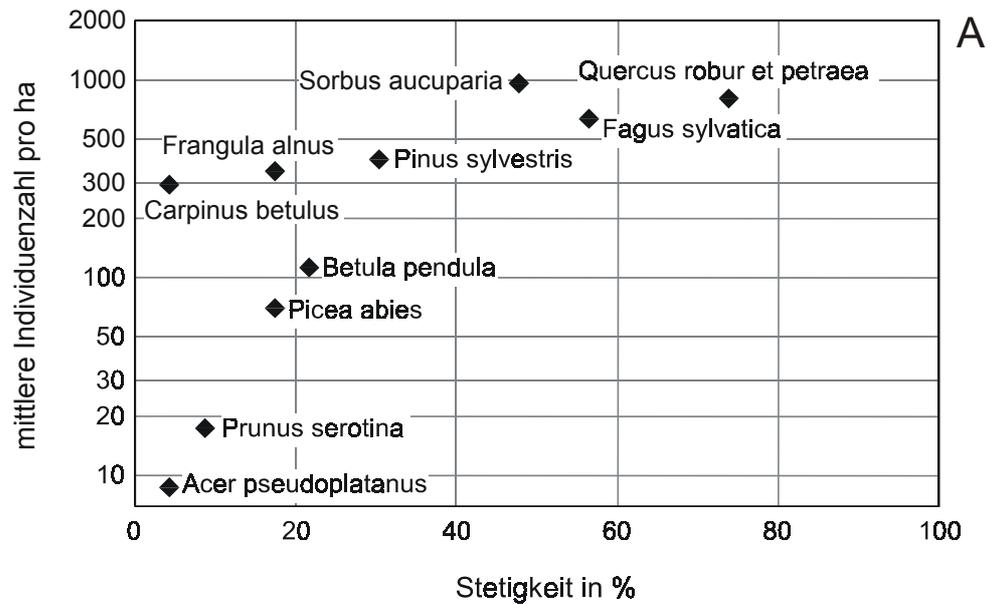


Abb. 1: Verjüngungshäufigkeit der Baumarten in der Oxalis- (A, 23 Aufnahmen) und der Dicranum polysetum-Untergesellschaft (B, 19 Aufn.) des Rotstengelmoos-Kiefernforstes in der Menzer Heide (N-Brandenburg) dargestellt in mittlerer Individuenzahl pro ha (logarithmische Skalierung zur besseren Darstellung der weiten Spanne der mittleren Individuenzahlen) und Stetigkeit in % (aus Zerbe et al. 2000).

Forstliche Reinbestände aus Hybridpappeln (*Populus x euramericana*) wurden im Oberspreewald (SO-Brandenburg) untersucht. In der ausgedehnten Niederungslandschaft am Mittellauf der Spree ist der geologische Untergrund geprägt durch holozäne Auensedimente. So finden sich neben grundwasserbeeinflussten, lehmig-sandigen, stark humosen Böden großflächig Moorböden mit bis zu 70 cm mächtigen Bruchwalddorfen. Die Pappelforste, die naturnahe Erlenbruchwälder und Traubenkirschen-Erlen-Eschenwälder ersetzen, gehen im wesentlichen auf eine landesweite Aufforstungsperiode zwischen 1945 und 1965 zurück. Sowohl die Pflanzungen aus Hybridpappel im Spreewald als auch die Kiefernforste in der Menzer Heide sollen zukünftig aus naturschutzfachlichen und sozio-ökonomischen Gründen in naturnahe Wälder überführt werden. Da die Methode der vegetationsökologischen Untersuchungen in der Menzer Heide bei Zerbe et al. (2000) und im Oberspreewald bei Zerbe & Vater (2000) eingehend beschrieben wird, soll hier nur ein zusammenfassender Überblick über die Vorgehensweise gegeben werden:

- In den Kiefern- und Pappelbeständen wurden Vegetationserhebungen nach der Methode von Braun-Blanquet (1964) durchgeführt. Eine pflanzensoziologische Differenzierung der Forstbestände erfolgte auf der Basis von 43 Vegetationsaufnahmen in Kiefern- und 59 in Pappelforsten.
- Die Baumartenverjüngung als Teil des Regenerationspotenzials von Gehölzbeständen muss als ein komplexes Wirkungsgefüge verstanden werden, welches von zahlreichen abiotischen (z.B. Humusverhältnisse, Lichtgenuss) und biotischen Standortsfaktoren (z.B. Diasporenquellen, Wildverbiss) beeinflusst wird (z.B. Dengler 1972). Die Erfassung von Qualität und Quantität der spontanen Gehölzverjüngung in der Kraut- und Strauchschicht von standortsökologisch unterschiedlichen Forstbeständen erlaubt es, sowohl hinsichtlich des Gesamtartenspektrums der sich natürlich verjüngenden Baumarten als auch hinsichtlich der relativen Häufigkeiten der entsprechenden Arten standortsspezifische Aussagen über eine zukünftig mögliche Bestandesentwicklung zu treffen. So wurden auf 5 m x 5 m-großen Teilflächen innerhalb der Vegetationsaufnahmeflächen in den ungezäunten Forstbeständen die spontane Baumartenverjüngung qualitativ (Gehölzart) und quantitativ (Individuenzahl, Angaben pro ha) bis zu einem Brusthöhendurchmesser < 7 cm erfasst.
- In der Menzer Heide wurde ein Vergleich der aktuellen Vegetationserhebungen mit historischen Vegetationsaufnahmen von Krausch (1970) durchgeführt, um Standorts- und Vegetationsveränderungen in den vergangenen ca. drei Jahrzehnten zu ermitteln. Bei der statistischen Analyse kam der Mann-Whitney-Test zur Anwendung, der sowohl Veränderungen der Steiligkeit als auch des Deckungsgrades der Arten berücksichtigt (vgl. Zerbe et al. 2000).

Die Perspektiven zukünftiger Waldentwicklung in den beiden Untersuchungsgebieten werden vor dem Hintergrund der vorliegenden Kenntnisse über Waldökosysteme Mitteleuropas und die Ökologie der am Aufbau beteiligten Baumarten (Oberdorfer 1992, Leuschner 1994, Ellenberg 1996 u.v.a.) entwickelt. Vergleichend werden die in den Untersuchungsgebieten auf ähnlichen Standorten vorkommenden naturnahen Waldgesellschaften herangezogen. In der Menzer Heide ist dies der Hainsimsen-Buchenwald des Tieflandes (*Luzulo pilosae*-Fagetum Matuszk. et Matuszk. 1973), auf oligotrophen Sandstandorten und im Spreewald sind dies der Walzenseggen-Erlenbruchwald (*Carici elongatae*-Alnetum W. KOCH 1926 ex TX. 1931) auf Standorten mit im Jahresverlauf lange anhaltender stagnierender Nässe und der Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald (*Pruno-Fraxinetum* OBERD. 1953) auf Standorten mit im Jahresverlauf wechselnden Grundwasserständen.

Die Nomenklatur der Höheren Pflanzen folgt Wisskirchen & Haeupler (1998), die der Moose Frahm & Frey (1992).

3 Kurze Darstellung der Untersuchungsergebnisse

3.1 Vegetationskundliche Differenzierung der Forstbestände

Wie bereits vielfach durch entsprechende Untersuchungen belegt, lassen sich anthropogene Gehölzbestände ("Forste" nach Zerbe & Sukopp 1995) nach der Methode von Braun-Blanquet (1964) floristisch-soziologisch differenzieren (z.B. Meisel-Jahn 1955, Sissingh 1975, Knapp 1990, Zerbe 1993) und in das pflanzensoziologische System integrieren (z.B. Jurko 1963, Zerbe 1999b). Mit Hilfe der pflanzensoziologischen Methode können damit standortsökologische Unterschiede in naturfernen Forsten ebenso wie in naturnahen Wäldern ermittelt werden.

So wurde in den Kiefernbeständen des Rotstengelmoos-Kiefernforstes (Pleurozio schreberi-Pinetum ZERBE 1999) in der Menzer Heide in Abhängigkeit von unterschiedlichen Nährstoffverhältnissen der Sandböden eine Untergesellschaft mit *Dicranum polysetum*, *Calluna vulgaris* und *Ptilidium ciliare* (Pleurozio schreberi-Pinetum dicranetosum polyseti) auf den nährstoffärmsten Standorten von einer mit *Oxalis acetosella*, *Calamagrostis epigejos*, *Moehringia trinervia* u.a. (Pleurozio schreberi-Pinetum oxalidetosum) auf den vergleichsweise nährstoffreichen Standorten differenziert.

Entsprechend dem unterschiedlichen Bodenwasserhaushalt in den untersuchten Pappelaufforstungen lässt sich der Grauweiden-Pappelforst (*Salix cinerea*-*Populus x euramericana*-Gesellschaft) mit *Bidens frondosa*, *Calystegia sepium*, *Salix cinerea* u.a. auf Standorten mit im Jahresverlauf lange anhaltender stagnierender Nässe vom Sumpfreitgras-Pappelforst (*Calamagrostis canescens*-*Populus x euramericana*-Gesellschaft) mit *Brachypodium sylvaticum*, *Calamagrostis canescens*, *Symphytum officinale* u.a. auf Standorten mit im Jahresverlauf stark wechselnden Grundwasserständen differenzieren.

Die Forstgesellschaften mit deren unterschiedlichen standortsökologischen Ausprägungen lassen sich als ökologische Planungseinheiten auffassen, die im Rahmen der Forstlichen Standortskartierung erfasst und auf deren Grundlage Ziele für eine zukünftige Bestandesentwicklung erarbeitet werden können.

3.2 Vegetationsveränderungen in Kiefernbeständen nach ca. drei Jahrzehnten

Der Vergleich des historischen Aufnahmematerials von Krausch (1970) mit rezenten Vegetationsaufnahmen aus Kiefernreinbeständen in der Menzer Heide zeigt eine deutliche Zunahme der Häufigkeit von Arten mit einem vergleichsweise hohen Anspruch gegenüber der Nährstoff- und insbesondere der Stickstoffversorgung (Tab. 1 mit Angabe der Zeigerwerte nach Ellenberg et al. 1991), wie z.B. *Calamagrostis epigejos*, *Moehringia trinervia* und *Rubus idaeus*. Einige Arten, die heute in der Bodenvegetation auftreten, wurden von Krausch (1970) in den von ihm untersuchten Kiefernbeständen nicht aufgenommen. Auch unter diesen Arten befinden sich Zeiger stickstoffreicher Standorte wie *Senecio sylvaticus* und *Taraxacum officinale* agg. (N-Wert = 6) und das Moos *Brachythecium rutabulum* (Frahm 1998).

Dagegen haben ausgesprochene Magerkeitszeiger, vielfach zudem Zeiger ehemaliger Streunutzung bzw. anthropogener Nährstoffverarmung der Oberböden wie z.B. die Flechten der Gattung *Cladonia* und die Moose *Leucobryum glaucum* und *Dicranum polysetum*, in ihrer Häufigkeit abgenommen bzw. konnten nicht mehr in den Kiefernbeständen nachgewiesen werden wie z.B. *Lathyrus linifolius*. Während zahlreiche Baumarten heute in der Krautschicht häufiger vorgefunden wurden als vor ca. 30 Jahren (z.B. *Betula pendula* und *Fagus sylvatica*), war dagegen zur Zeit der Erstuntersuchung die Strauchschicht der Kiefernbestände insgesamt reicher an Gehölzarten (Tab. 1).

3.3 Spontane Gehölzverjüngung in den Forsten

Stetigkeiten und mittlere Individuenzahlen pro ha der sich natürlich verjüngenden Baumarten werden in Abb. 1 für die beiden Untergesellschaften des Rotstengelmoos-Kiefernforstes (vgl. Kap. 3.1) dargestellt. In der *Dicranum polysetum*-Untergesellschaft verjüngen sich Eiche (*Quercus petraea* und *Qu. robur*) und Kiefer am häufigsten mit über 60 % Stetigkeit und im Mittel mehr als 500 Individuen pro ha (Abb. 1: unten). In ca. 40 % der untersuchten Bestände wurde die Buche (*Fagus sylvatica*) mit im Mittel ca. 300 Individuen pro ha notiert. Weniger häufig verjüngen sich Eberesche (*Sorbus aucuparia*), Birke (*Betula pendula*) und andere Baumarten. Bis auf den Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) und die Hainbuche (*Carpinus betulus*), die ausschließlich in der *Oxalis acetosella*-Untergesellschaft erfasst wurden (Abb. 1: oben), unterscheidet sich das Gesamtartenspektrum der sich spontan verjüngenden Baumarten in den beiden Untergesellschaften nicht. Jedoch haben sich die Häufigkeiten zugunsten von Buche und Eberesche und zuungunsten von Kiefer verschoben. Die bestandesweise Analyse der Gehölzverjüngung in Kiefernforsten der Menzer Heide ergab in ca. 50 % der untersuchten Bestände eine Individuenzahl der Laubbäume über 500 pro ha, wobei Eiche und Buche daran den Hauptanteil haben (Zerbe 2001).

Tab. 1: Vergleich der Vegetationsaufnahmen aus Kiefernforsten der Menzer Heide, durchgeführt in den Jahren 1965 (Krausch 1970, n = 99 Aufnahmen) und 1998 (n = 43 Aufn.); I Arten mit signifikanter Häufigkeitsabnahme und II Arten mit signifikanter Häufigkeitszunahme (Mann-Whitney-Test mit *** p < 0,01; ** p < 0,05 und * p < 0,07) mit Angabe der jeweiligen Stetigkeiten in % und der Zeigerwerte der Arten nach Ellenberg et al. (1991) für Licht, Reaktion und Stickstoff (x = indifferentes Verhalten, () = gilt nur für Gehölzjungwuchs); S = Strauchschicht, ansonsten Kraut- bzw. Moosschicht (aus Zerbe et al. 2000).

Arten	Stetigkeit in %		Zeigerwerte		
	1965	1998	L	R	N

I Arten mit Abnahme der Häufigkeit

Krautige Pflanzen					
<i>Lathyrus linifolius</i> **	10	0	x	3	2
<i>Luzula campestris</i> ***	27	5	7	3	2
<i>Melica nutans</i> *	3	0	4	x	3
<i>Pteridium aquilinum</i> **	31	12	6	3	3
Gehölze					
<i>Betula pendula</i> S**	26	12	(7)	x	x
<i>Fagus sylvatica</i> S***	67	44	(3)	x	x
<i>Juniperus communis</i> S***	17	14	8	x	x
<i>Pinus sylvestris</i> S***	56	19	(7)	x	x
<i>Quercus robur</i> S*	9	0	(7)	x	x
Moose und Flechten					
<i>Cladonia spec.</i> ***	33	2	-	-	-
<i>Dicranum polysetum</i> ***	82	47	6	5	-
<i>Leucobryum glaucum</i> ***	25	2	5	1	-
<i>Pohlia nutans</i> **	26	12	5	2	-

II Arten mit Zunahme der Häufigkeit

Krautige Pflanzen					
<i>Agrostis capillaris</i> ***	11	37	7	4	4
<i>Calamagrostis epigejos</i> ***	12	44	7	x	6
<i>Carex pilulifera</i> ***	1	14	5	3	3
<i>Cerastium holosteoides</i> **	0	7	6	x	5
<i>Dryopteris carthusiana</i> ***	38	74	5	4	3
<i>Galium saxatile</i> ***	0	14	7	2	3
<i>Juncus effusus</i> **	0	7	8	3	4
<i>Luzula multiflora</i> ***	0	14	7	5	3
<i>Moehringia trinervia</i> ***	9	42	4	6	7
<i>Oxalis acetosella</i> *	21	35	1	4	6
<i>Potentilla reptans</i> **	2	9	6	7	5
<i>Rubus idaeus</i> ***	18	40	7	x	6
<i>Rumex acetosella</i> ***	14	35	8	2	2
<i>Senecio sylvaticus</i> ***	0	14	8	7	6
<i>Taraxacum officinale</i> agg.***	0	9	7	x	7

Tab. 1: Fortsetzung

Arten	Stetigkeit in %		Zeigerwerte		
	1965	1998	L	R	N
Gehölze					
<i>Betula pendula et pubescens</i> ***	6	53	7	-	-
<i>Fagus sylvatica</i> ***	11	70	3	x	x
<i>Frangula alnus</i> ***	6	26	6	4	x
<i>Picea abies</i> ***	0	23	5	x	x
<i>Pinus sylvestris</i> ***	14	70	7	x	x
<i>Prunus serotina</i> ***	0	12	6	x	?
<i>Quercus petraea et robur</i> ***	52	93	6	x	x
<i>Sorbus aucuparia</i> ***	19	74	6	4	x
Moose					
<i>Brachythecium rutabulum</i> ***	0	16	6	x	-
<i>Hypnum cupressiforme</i> ***	35	70	5	4	-
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> ***	0	9	7	5	-
<i>Scleropodium purum</i> ***	60	88	6	5	-

In Abb. 2 werden die Baumarten (einschl. der Strauchart *Salix cinerea*) mit deren Stetigkeiten und mittleren Individuenzahlen pro ha dargestellt, die sich in den beiden Pappel-Forstgesellschaften (vgl. Kap. 3.1) natürlich verjüngen. Auch hier ist es weniger die Artenzusammensetzung der Naturverjüngung, die den Unterschied zwischen den floristisch-soziologisch differenzierten Pappelbeständen ausmacht, als vielmehr der relative Anteil der Arten an der Verjüngung. Nur *Salix cinerea* wurde ausschließlich in der Gehölzverjüngung des Grauweiden-Pappelforstes aufgenommen. Die Grauweide tritt dort mit im Mittel 400 Individuen pro ha auf, gefolgt von Faulbaum (*Frangula alnus*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) mit ca. 250 Individuen pro ha. Im Sumpfreitgras-Pappelforst treten dagegen die Esche und die Traubenkirsche mit im Mittel mehr als 500 Individuen pro ha und Stetigkeiten bis ca. 60 % am häufigsten in der Verjüngung auf.

3.4 Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Krautschicht in den untersuchten forstlichen Reinbeständen

In den Kiefernforsten auf oligotrophen Sandstandorten der Menzer Heide wurden durchschnittlich ca. 20 Arten an Höheren Pflanzen und Moosen notiert (Tab. 2). Damit liegen die Artenzahlen ähnlich hoch wie in den dort auf ähnlichen Standorten vorkommenden naturnahen Hainsimsen-Buchenwäldern mit durchschnittlich ca. 19 Arten (vgl. auch Zerbe 1999b zu Kiefernforsten des Mittelgebirgsraums). Die mittlere Artenzahl des Grauweiden-Pappelforstes liegt bei ca. 22 und die des Sumpfreitgras-Pappelforstes bei ca. 26 (Tab. 2). Der Unterschied zu den etwas höheren mittleren Artenzahlen in naturnahen Erlenbruch- (ca. 26) und Traubenkirschen-Erlen-Eschenwäldern (ca. 28) des Oberspreewaldes ist statistisch nicht signifikant (Zerbe & Vater 2000).

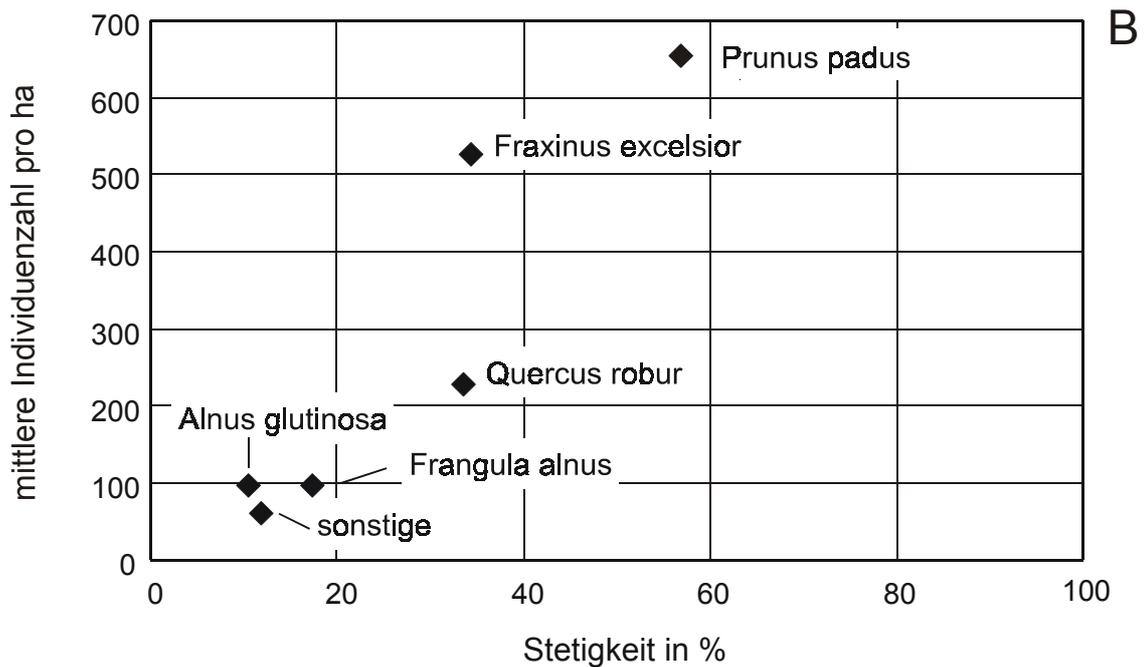
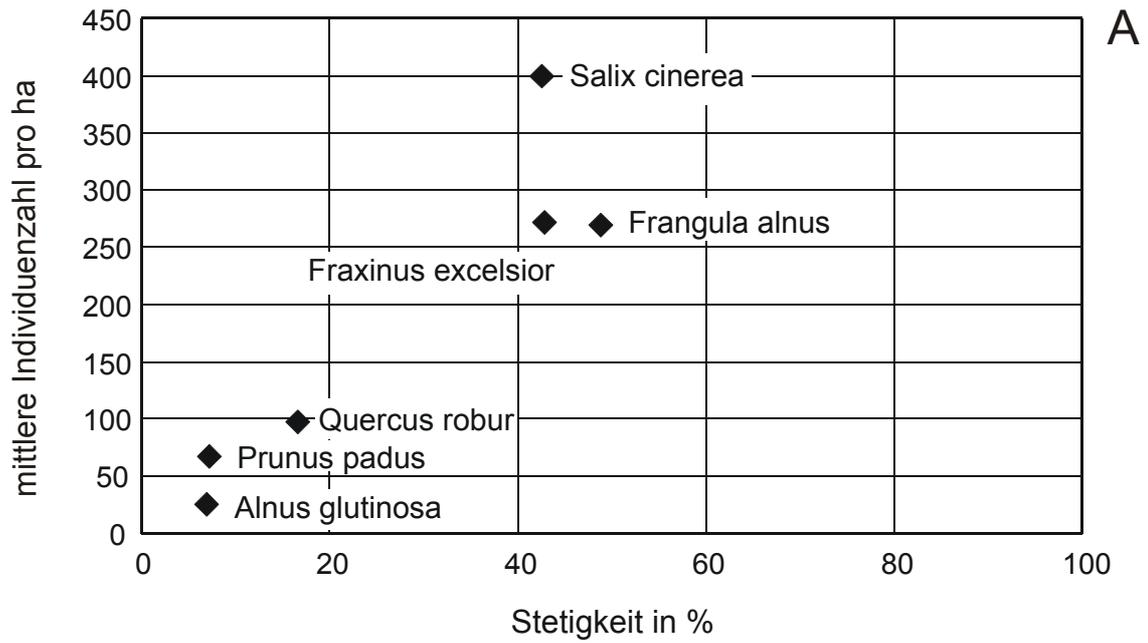


Abb. 2: Verjüngungshäufigkeit der Baumarten im Grauweiden- (A, 12 Aufnahmen; einschl. der Strauchart *Salix cinerea*) und im Sumpfreitgras-Pappelforst (B, 47 Aufn.; "sonstige" Baumarten: *Ulmus laevis*, *Betula pendula* und *Rhamnus cathartica*) im Oberspreewald (SO-Brandenburg) dargestellt in mittlerer Individuenzahl pro ha und Stetigkeit in % (aus Zerbe & Vater 2000).

Tab. 2: Vergleich der mittleren Artenzahlen und Spannen der Artenzahlen in Kiefern- (Menzer Heide) und Pappelforsten (Spreewald) mit denen naturnaher Wälder unter ähnlichen Standortverhältnissen (Mittelwertsunterschiede sind nicht signifikant: Mann-Whitney-Test mit $p > 0,05$; nach Daten von Zerbe & Vater 2000 und Zerbe et al. 2000).

Forsttyp/Waldtyp	Aufn. Zahl	mittl. Artenz.	Spanne der Artenz.
Rotstengelmoos-Kiefernforst	43	19,5	11-34
Hainsimsen-Buchenwald	11	18,6	9-29
Grauweiden-Pappelforst	12	22,3	14-31
Walzenseggen-Erlenbruchwald	4	25,5	20-34
Sumpfreitgras-Pappelforst	47	26,4	10-43
Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald	14	28,4	20-37

Um die aktuellen Vegetationsunterschiede zwischen den anthropogenen Gehölzbeständen und den naturnahen Waldgesellschaften auf ähnlichen Standorten zu verdeutlichen, werden in Tab. 3 beispielhaft für die Kiefernforste und die Buchenwälder in der Menzer Heide die Stetigkeiten der Arten gegenübergestellt. Der überwiegende Teil der Arten zeigt nur geringe bis gar keine Häufigkeitsunterschiede (Stetigkeitsunterschiede < 2 Klassen) in den Kiefernforsten und den Hainsimsen-Buchenwäldern. In den Kiefernforsten treten die pflanzensoziologisch diagnostischen Arten für das Pleurozio schreberi-Pinetum (z.B. *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*, vgl. Kap. 3.1) und ein Teil der differenzierenden Arten für die beiden Untergesellschaften (z.B. *Dicranum polysetum* und *Calluna vulgaris* für die *Dicranum polysetum*-Untergesellschaft) häufiger auf als im Buchenwald (Stetigkeitsunterschiede < 2 Klassen). Dagegen sind es neben charakteristischen Arten oligo- bis mesotropher Laubmischwälder wie z.B. *Milium effusum*, *Moehringia trinervia* und *Poa nemoralis* v.a. die typischen Arten des Hainsimsen-Buchenwaldes (Luzulo-Fagetum) wie *Luzula pilosa* und *Carex digitata*, die in den naturnahen Wäldern häufiger (Stetigkeitsunterschiede ≥ 2 Klassen) als im Rotstengelmoos-Kiefernforst auftreten.

4 Diskussion der vegetationsökologischen Befunde

4.1 Natürliche Regeneration anthropogen devastierter Oberböden

Die auf den oligotrophen Sandstandorten der Menzer Heide festgestellte Zunahme von gegenüber der Stickstoffversorgung anspruchsvollen Arten bzw. Abnahme von Magerkeitszeigern in den letzten Jahrzehnten entspricht den Ergebnissen ähnlicher Untersuchungen in Wäldern Mitteleuropas (Wilmanns et al. 1986, Kuhn et al. 1987, Zerbe 1993 u.v.a.). Der Eintrag atmosphärischer Stickstoffverbindungen in die Waldökosysteme wird hierfür als eine der Hauptursachen genannt (z.B. Bürger-Arndt 1994). Dabei wird allerdings vernachlässigt, dass die in der Vergangenheit i.d.R. durch Streunutzung, Waldweide, Glashütten, Köhlerei u.a. übernutzten Waldstandorte (Kreutzer 1972, Hölscher et al. 2001) sich heute in einer Phase der natürlichen Regeneration befinden. In der Menzer Heide sind die atmosphärischen Stickstoffeinträge mit Werten < 10 kg pro ha und Jahr (nach Messungen der Landesforstanstalt Eberswalde für den Zeitraum 1996-1998, briefl. Mitt.; vgl. auch Hofmann et al. 1992 für das gesamte nordostdeutsche Tiefland) vergleichsweise sehr gering. Dagegen gibt beispielsweise Hüttl (1998) für andere Regionen Norddeutschlands Stickstoffdepositionswerte von über 60 kg pro ha und Jahr an. Demnach müssen v.a. auch natürliche Regenerationsprozesse in der Humusaufgabe der Kiefernforste für die erhöh-

te Nährstoffversorgung verantwortlich gemacht werden. Dies steht im Einklang mit den Untersuchungsergebnissen von Leuschner & Rode (1999) auf ähnlichen, oligotrophen Waldstandorten im nordwestdeutschen Tiefland, die bei der Sukzession von Birken-Kiefern-pionierwäldern zu Eichen-Buchenschlusswäldern eine deutliche Humusakkumulation und Zunahme der Nährstoffverfügbarkeit festgestellt haben.

Da einige der in den Kiefernbeständen der Menzer Heide signifikant häufiger auftretenden Arten (Tab. 1) die Oxalis-Untergesellschaft des Rotstengelmoos-Kiefernforstes floristisch-soziologisch differenzieren, muss davon ausgegangen werden, dass diese standortsökologische Ausprägung heute wesentlich größere Flächen besiedelt als zur Zeit der Erstaufnahme vor ca. 30 Jahren.

4.2 Natürliche Regeneration der Vegetation

Die Ergebnisse des Vergleichs der mittleren Artenzahlen von Kiefern- und Pappelforsten mit den mittleren Artenzahlen naturnaher Waldgesellschaften auf ähnlichen Standorten bestätigen die Befunde anderer Untersuchungen, die eine ähnliche bzw. häufig auch höhere Artenvielfalt in anthropogenen Gehölzbeständen im Vergleich zu naturnahen Wäldern nachweisen (z.B. Ellenberg et al. 1986, Zerbe 1993, 1999b). Das Arteninventar in den forstlichen Reinbeständen setzt sich hierbei einerseits zusammen aus Arten, die auch in naturnahen Wäldern unter ähnlichen Standortverhältnissen (Boden, Wasserhaushalt usw.) vorkommen. Andererseits treten in den Forsten Arten hinzu, die durch den Anbau der Forstbaumarten bzw. die Waldbewirtschaftungsform gefördert werden wie z.B. *Calamagrostis canescens* im Sumpfreitgras-Pappelforst oder die Moose *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* im Rotstengelmoos-Kiefernforst (zu Arten, die durch den Anbau von z.B. Fichte gefördert werden vgl. Trautmann 1976, Zerbe 1993).

Legende Tab. 3: Vergleich der Stetigkeiten von Arten mit einem Vorkommen im Hainsimsen-Buchenwald (Bu) mit der von Arten mit einem Vorkommen im Rotstengelmoos-Kiefernforst (Ki) auf oligotrophen, bodensauren Sandstandorten der Menzer Heide; ohne Baumarten (vgl. hierzu Abb. 1); Stetigkeitsklassen I = (20 %, II = 21-40 %, III = 41-60 %, IV = 61-80 %, V = 81-100 %; "häufiger" bei einer Stetigkeitsdifferenz von mind. 2 Klassen; Arten innerhalb der Häufigkeitsgruppen alphabetisch geordnet; ohne Arten mit nur einem Vorkommen im gesamten Datenmaterial (nach Daten von Zerbe et al. 2000).

Tab. 3: Legende siehe vorige Seite.

<i>Aufnahmezahl</i>	Bu 12	Ki 43	Fortsetzung <i>Aufnahmezahl</i>	Bu 12	Ki 43
Häufiger im Buchenwald			Stetigkeitsuntersch. max. 1 Klasse		
Carex digitata	III	I	Epilobium angustifolium	.	I
Carex pallescens	II	.	Euphorbia cyparissias	.	I
Carex pilulifera	III	I	Festuca gigantea	I	.
Dicranella heteromalla	III	I	Galeopsis tetrahit et bifida	I	I
Luzula pilosa	V	III	Galium aparine	I	I
Milium effusum	III	.	Galium saxatile	.	I
Mnium hornum	II	.	Geranium robertianum	I	.
Moehringia trinervia	V	III	Gymnocarpium dryopteris	I	I
Oxalis acetosella	IV	II	Hedera helix	I	.
Poa nemoralis	III	I	Hieracium spec.	I	.
Pohlia nutans	III	I	Holcus lanatus	I	I
Sambucus nigra	II	.	Holcus mollis	.	I
Veronica officinalis	III	I	Hylocomium splendens	.	I
			Hypericum perforatum	.	I
Häufiger im Kiefernforst				III	IV
Calluna vulgaris	.	II	Hypochaeris radicata	I	I
Deschampsia flexuosa	III	V	Impatiens parviflora	II	I
Dicranum polysetum	.	III	Juncus effusus	II	I
Dryopteris dilatata	.	III	Leucobryum glaucum	I	I
Melampyrum pratense	.	II	Lophocolea bidentata	.	I
Pleurozium schreberi	.	V	Luzula campestris	I	I
Scleropodium purum	I	V	Luzula multiflora	I	I
Vaccinium myrtillus	III	V	Maianthemum bifolium	II	I
			Melica nutans	I	.
Stetigkeitsuntersch. max. 1 Klasse				II	I
Agrostis capillaris	I	II	Mycelis muralis	II	I
Anemone nemorosa	I	I	Poa trivialis	I	I
Anthoxanthum odoratum	I	I	Polygonatum odoratum	I	.
Athyrium filix-femina	I	I	Polytrichum formosum	I	II
Atrichum undulatum	I	.	Potentilla reptans	.	I
Brachypodium sylvaticum	.	I	Pteridium aquilinum	.	I
Brachythecium rutabulum	I	I	Ptilidium ciliare	.	I
Calamagrostis canescens	.	I	Rhytidiadelphus squarrosus	.	I
Calamagrostis epigejos	III	III	Ribes uva-crispa	I	.
Carex hirta	.	I	Rubus caesius	I	.
Carex ovalis	II	I	Rubus fruticosus agg.	I	I
Cerastium holosteoides	.	I	Rubus idaeus	III	II
Convallaria majalis	II	I	Rumex acetosella	I	II
Conyza canadensis	I	.	Senecio sylvaticus	I	I
Dactylis glomerata	I	I	Stellaria holostea	I	.
Deschampsia cespitosa	I	I	Stellaria media	I	I
Dicranum scoparium	II	II	Syringa vulgaris	I	.
Digitalis purpurea	I	.	Taraxacum officinale agg.	II	I
Dryopteris carthusiana	III	IV	Urtica dioica	II	I
Dryopteris filix-mas	I	I	Viola riviniana	II	I

Sowohl der Vergleich der mittleren Artenzahlen, als auch die Analyse der Gehölzverjüngung in Kiefern- und Pappelforsten und die beispielhafte Gegenüberstellung der Artenzusammensetzung anthropogener Kiefernreinbestände und naturnaher Buchenwälder in der Menzer Heide heben das hohe natürliche Regenerationspotenzial der Vegetation in den Forstbeständen im Hinblick auf die zukünftige Entwicklung zu Laubmischwäldern hervor. Die Auswertung der Befunde aus der Menzer Heide zeigt allerdings, dass sich gerade einige der für die entsprechenden naturnahen Laubmischwälder charakteristischen Arten nicht oder seltener in den Kiefernauflorungen finden (Tab. 3). Hier spielen neben den Standortverhältnissen, die in den Kiefernforsten für die betreffenden Arten ungünstiger als in den Buchenwäldern sein können (z.B. geringere Nährstoffverfügbarkeit in der Rohhumusaufgabe, Konkurrenz durch dominante Gräser wie v.a. *Deschampsia flexuosa*), sicherlich auch ausbreitungsbiologische Gründe eine wichtige Rolle. Als ausgesprochene Waldarten dürften z.B. *Luzula pilosa* und *Carex digitata* (vgl. Tab. 3; s. auch Oberdorfer 1994 zum Vorkommensschwerpunkt dieser Arten) auf den ehemals stark aufgelichteten, verheideten bzw. devastierten Waldstandorten der Menzer Heide (Krausch 1962, Zerbe et al. 2000) weitgehend verdrängt worden sein. Die Ergebnisse der Untersuchungen, die Brunet (1994) in südschwedischen Laubwäldern durchführte, deuten z.B. auf eine relative Empfindlichkeit dieser beiden Arten gegenüber Waldnutzungen wie z.B. Beweidung hin. Bei diesen durch Ameisen verbreiteten Arten (Müller-Schneider 1986) ist auch bei heute in den Kiefernauflorungen geeigneten Standortverhältnissen eine nur langsame Wiederbesiedlung der Gehölzbestände zu erwarten.

4.3 Ableitung von Entwicklungszielen für die untersuchten Forste in Brandenburg

4.3.1 Kiefernforste

Aus den gesamten vegetationsökologischen Befunden, d.h. aus der floristisch-vegetationskundlichen bzw. standortsökologischen Differenzierung der Forstbestände (ökologische Planungseinheiten, vgl. Kap. 3.1), den Zeigereigenschaften der aktuell vorkommenden Arten, der Kenntnisse über natürliche Regenerationsprozesse des Bodens und der Vegetation und der Qualität und Quantität der Gehölzverjüngung lassen sich Entwicklungsziele im Hinblick auf zukünftig mögliche naturnahe Waldgesellschaften ableiten.

Auf den Sandstandorten der Menzer Heide zeichnet sich innerhalb der *Oxalis*-Untergesellschaft eine Regeneration der Kiefernbestände zu Eichen-Buchenwäldern des *Luzulo pilosae*-Fagetum ab (Abb. 3). Ob diese natürliche Regeneration direkt zu einem von der Buche dominierten Wald führt oder über ein von der Eiche dominiertes Entwicklungsstadium (*Betulo-Quercetum*) läuft, dürfte im wesentlichen vom Vorhandensein oder Fehlen von Diasporenquellen der Buche abhängen. Die Entwicklung zu von der Buche dominierten Wäldern wird dementsprechend rascher verlaufen, wenn sich naturnahe Buchenwälder in der näheren Umgebung der Kiefernbestände befinden. Damit wird die große Bedeutung der Buche am zukünftigen Aufbau naturnaher Waldgesellschaften auf diesen oligotrophen Sandstandorten im nördlichen Brandenburg deutlich, was mit ähnlichen Befunden aus dem nordwestdeutschen Tiefland korreliert (z.B. Leuschner et al. 1993, Härdtle et al. 1996b).

Dagegen zeigen die Kiefernbestände auf den nährstoffärmsten Standorten des Rotstengelmoos-Kiefernforstes (*Dicranum polysetum*-Untergesellschaft) eine Regeneration in Richtung auf Birken-Eichenwälder (Abb. 3), wobei z.T. die aktuell individuenreiche Verjüngung der Kiefer ein von diesem Nadelbaum vorübergehend dominiertes Entwicklungsstadium erwarten lässt. Der auch auf diesen Standorten nicht unerhebliche Anteil der Buche an der aktuellen Gehölzverjüngung (Abb. 1) könnte ein Hinweis auf eine langfristige Dominanz dieser Baumart sein. Inwieweit generell auf Standorten der *Dicranum polysetum*-Untergesellschaft die Entwicklung zu Eichen-Buchenwäldern bzw. Buchenwäldern des *Luzulo*-Fagetum führt, muss weiteren Sukzessionsuntersuchungen vorbehalten bleiben.

4.3.2 Pappelforste

Entsprechend dem unterschiedlichen Wasserhaushalt der Niedermoorstandorte im Spreewald zeichnet sich bei den Sumpfreitgras-Pappelforsten eine direkte Entwicklung zu Traubenkirschen-Erlen-Eschenwäldern (*Pruno-Fraxinetum*) ab, hingegen bei den Grauweiden-Pappelforsten zum *Salicetum cinereae* als ein Entwicklungsstadium, welches von der Grauweide und dem Faulbaum beherrscht wird (Abb. 3).

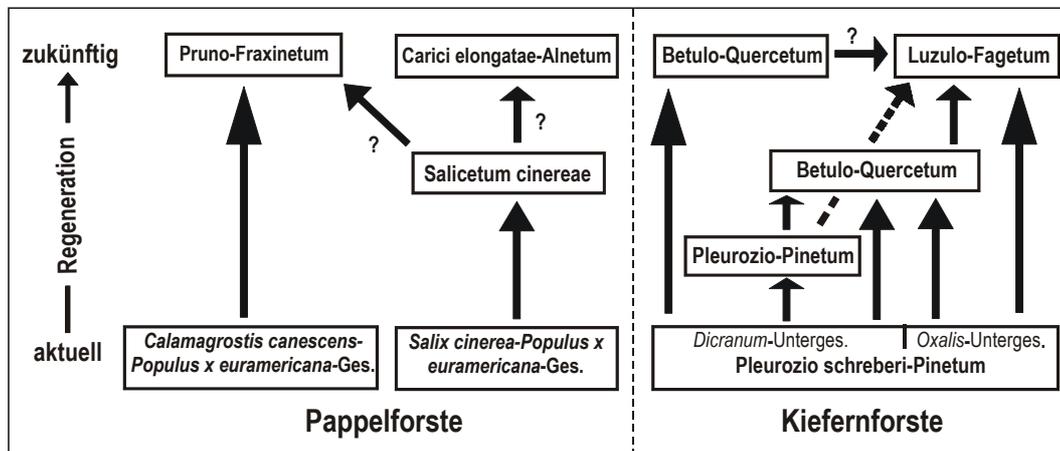


Abb. 3: Zukünftig mögliche Entwicklungsziele von Pappelforsten auf Niedermoorstandorten im Spreewald und Kiefernforsten auf oligotrophen, bodensauren Sandstandorten in der Menzer Heide unter Nutzung der natürlichen Regeneration von Boden und Vegetation (nach Zerbe & Vater 2000 und Zerbe 2001)

Während in den Grauweiden-Pappelforsten die Arten der Krautschicht (*Iris pseudacorus*, *The-lypteris palustris*, *Solanum dulcamara* u.a.) aktuell deutlich den Charakter eines Erlenbruchwaldes widerspiegeln, scheint sich in der Gehölzentwicklung ein Wandel zu einem Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald mit hohen Eschenanteilen abzuzeichnen. So muss unter den gegebenen Grundwasserverhältnissen offen bleiben, ob sich die *Salix cinerea-Populus x euramericana-Gesellschaft* zu einer Erlenbruchwaldgesellschaft (*Carici elongatae-Alnetum*) oder zu einem Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald (*Pruno-Fraxinetum*) entwickelt.

5 Schlussfolgerungen

Die Auswertung und Interpretation der vegetationsökologischen Untersuchungsergebnisse aus Kiefernforsten der Menzer Heide und Pappelforsten des Spreewalds lassen hinsichtlich zukünftiger Entwicklungsperspektiven folgende zusammenfassende Schlussfolgerungen zu:

1) Nach einer Phase historischer Übernutzung der Wälder und einer anthropogenen Nährstoffverarmung der Waldstandorte, wie sie nicht nur für die Menzer Heide, sondern auch für viele andere Regionen Mitteleuropas typisch war (z.B. Lang 1994, Ellenberg 1996), zeigt sich heute eine natürliche Regeneration der Oberböden und der Waldvegetation. Auf den Niedermoorstandorten des Spreewaldes ist weniger die Aufforstung von Hybridpappeln als vielmehr das komplexe Wirkungsgefüge vielfältiger anthropogener Standortsbeeinflussungen (Entwässerungsmaßnahmen, Grünlandnutzung usw.) ausschlaggebend für die starken Veränderungen von Vegetation und Boden (vgl. Schrautzer et al. 1991, Wiebe 1998). Dennoch zeigt sich in den Pappelforsten eine Regeneration zu naturnahen Wäldern, die typisch für Auen- bzw. Niedermoorstandorte sind.

2) Viele der untersuchten forstlichen Reinbestände lassen sich unter Nutzung der natürlichen Regenerationsprozesse (z.B. Naturverjüngung) ohne tiefgreifende waldbauliche Eingriffe wie z.B. Pflanzung in naturnahe Laubmischwälder überführen (nach Zerbe 1997 "Naturverjüngungstyp"). So geben z.B. Lust et al. (1999) für Kiefernforste an, dass Verjüngungszahlen von "einigen Hundert" Individuen pro ha spontan aufgekommener Eichen oder anderer Laubbäume ausreichend seien für die Begründung eines Laubmischwaldes. Demnach ließen sich ca. 50 % der untersuchten Kiefernbestände in der Menzer Heide nahezu ausschließlich aus der Naturverjüngung heraus zu Eichenmisch- bzw. Buchenwäldern entwickeln, da dort Laubbäume mit mehr als 500 Individuen pro ha in der Naturverjüngung aufgenommen wurden (vgl. Kap. 3.3). Dass die spontane Verjüngung von Laubbäumen im Vergleich zu Pflanzungen ebenso gute Wuchsqualitäten aufweisen kann, belegen Mosandl & Kleinert (1998) and Mosandl & Küssner (1999) am Beispiel von "Hähereichen".

Ein wesentliches waldbauliches Problem stellt allerdings der überregional hohe Verbissdruck durch Rehwild dar (Luthardt & Beyer 1998, Nessing & Zerbe, zum Druck eingereicht), der häufig eine Zäunung der zur Umwandlung anstehenden Bestände unabdingbar macht.

3) Die vergleichsweise geringen Verjüngungszahlen in den Pappelforsten des Spreewaldes weisen darauf hin, dass sich eine Regeneration zu naturnahen Wäldern nur langsam vollzieht. In den meisten der untersuchten Pappelbestände scheint deshalb eine rasche Umwandlung der Forste in naturnahe Wälder nur durch entsprechende forstliche Eingriffe (v.a. Zäunung und Pflanzung) möglich zu sein (nach Zerbe 1997 "Umwandlungstyp"). Mit begleitenden Wiedervernässungsmaßnahmen könnte dann allerdings innerhalb weniger Jahrzehnte der Anteil naturnaher Erlenbruch- und Traubenkirschen-Erlen-Eschenwälder auf heute noch mit Pappeln bestockten Flächen deutlich erhöht werden.

4) In den forstlichen Reinbeständen finden sich zahlreiche Höhere Pflanzen und Moose, die auch einen Vorkommensschwerpunkt in naturnahen Wäldern haben, und weisen damit, zusammen mit der Artenzusammensetzung und Häufigkeit der natürlichen Gehölzverjüngung, auf das hohe Regenerationspotenzial der Vegetation hin. Dennoch muss bei einigen Waldarten, die in historischer Zeit durch Übernutzung der Wälder und Waldstandorte stark zurückgedrängt wurden, u.a. aus ausbreitungsbiologischen Gründen von einer nur langsamen Wiederbesiedlung der Forstflächen ausgegangen werden. Bei solchen Waldarten, die nur über eine geringe "Kolonisierungskapazität" verfügen, schlagen Bossuyt & Hermy (2000) eine künstliche Einbringung der entsprechenden Arten bzw. Diasporen vor (vgl. auch Kubiková 1994).

Abschließend sei hervorgehoben, dass die Analyse der aktuellen realen Vegetation und deren Veränderungen in forstlichen Reinbeständen eine wesentliche Grundlage darstellt für die effektive Einbindung natürlicher Regenerationsprozesse in den Umbau von naturfernen Forsten in naturnahe Wälder.

6 Literatur

Arbeitsgruppe Waldbau 1990. Spannungsfeld Waldbau - Natur- und Landschaftsschutz. Ein Diskussionsbeitrag des Schweizerischen Forstvereins. Schweiz. Z. Forstwes. 141: 23-54.

BMELF, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) 1994. Nationaler Waldbericht der Bundesrepublik Deutschland, Bonn: 95 S.

Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl., Springer, Wien, New York: 865 S.

Brux, H., Rode, M., Rosenthal, G., Wiegler, G. & Zerbe, S. (2001): Was ist Renaturierungsökologie? BTU Aktuelle Reihe (in diesem Heft).

Bürger-Arndt, R., 1994. Zur Bedeutung von Stickstoffeinträgen für naturnahe Vegetationseinheiten in Mitteleuropa. Diss. Bot. 220: 1-226.

- Bossuyt, B. & Hermy, M. 2000. Restoration of the understorey layer of recent forest bordering ancient forest. *Appl. Veg. Sc.* 3: 43-50.
- Brunet, J. 1994. Der Einfluß von Waldnutzung und Waldgeschichte auf die Vegetation süd-schwedischer Laubwälder. *NNA-Ber.* 7: 96-101.
- Christensen, N.L. & Peet, R.K. 1981. Secondary forest succession on the North Carolina Piedmont. In: West, D.C., Shugart, H.H. & Botkin, D.B. (eds.): *Forest succession. Concepts and application.* Springer, New York, Heidelberg, Berlin: 230-245.
- Dengler, A. 1972 (neubearb. v. Bonnemann, A. & Röhrig, E.). *Waldbau auf ökologischer Grundlage.* 2. Band: Baumartenwahl, Bestandesbegründung und Bestandespflege. 4. Aufl., Parey, Hamburg, Berlin: 264 S.
- Ellenberg, H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.* 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1095 S.
- Ellenberg, H., Mayer, R., & Schauermann, J. (Hrsg.) 1986. *Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986.* Ulmer, Stuttgart: 507 S.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & D. Paulissen 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot.* 18: 1-247.
- Frahm, J.-P. 1998. Moose als Bioindikatoren. *Quelle & Meyer, Wiesbaden:* 187 S.
- Frahm, J.-P. & W. Frey 1992. *Moosflora.* 3. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 528 S.
- Härdtle, W., Bracht, H. & Hobohm, C. 1996a. Vegetation und Erhaltungszustand von Hartholzauen (*Quercus-Ulmetum* Issl. 1924) im Mittelelbegebiet zwischen Lauenburg und Havelberg. *Tuexenia* 16: 25-38.
- Härdtle, W., Menzel, U. & Schrautzer, J. 1996b. Ökologische Potenz und standörtlicher Zeigerwert der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) auf Podsol-Böden des Nordwestdeutschen Tieflandes. *Verh. Ges. Ökol.* 26: 161-172.
- Hölscher, D., Schade, E. & Leuschner, C. 2001. Effects of coppicing in temperate deciduous forests on ecosystem nutrient pools and soil fertility. *Basic Appl. Ecol.* 2: 155-164.
- Hofmann, G., Anders, S., Beck, W., Chzron, S. & Matthes, B. 1992. Buchenwälder in der ehemaligen DDR und ihr Vitalitätszustand. *NZ NRW-Seminarber.* 12: 23-34.
- Hüttl, R., 1998. Neuartige Waldschäden. *Ber. u. Abh. Berlin-Brandenb. Akad. Wiss.* 5: 131-215.
- Jedicke, E. 1998. Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. Kenntnisstand der Landschaftsökologie und Formulierung einer Prozeßschutzdefinition. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 30: 229-236.
- Jordan, W.R., Gilpin, M.E. & Aber, J.D. (eds.) 1990. *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research.* Cambridge Univ. Press, Cambridge, New York: 342pp.
- Jurko, A. 1963. Zmena pôvodných lesných fytoocenóz introdukciov agáta. *Cs. Ochr. Prir.* 1: 56-75.
- Knapp, H.-D. 1990. Die Seelensdorfer Heide bei Brandenburg - eine landschaftsgeschichtlich-geobotanische Studie. Teil 1 und 2. *Gleditschia* 18 (1): 37-63 und 18 (2): 285-307.
- Krausch, H.-D. 1962. Die Menzer Heide. Beiträge zur Geschichte eines märkischen Waldes. *Jb. Brandenburg. Landesgesch.* 13: 96-117.
- Krausch, H.-D. 1970. Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes. V. Wälder, Hecken und Saumgesellschaften. *Limnologica* 7: 397-454.
- Krausch, H.-D. 1993. Grundlagen ökologischer Planung Berlin und Brandenburg: Karte der potentiellen natürlichen Vegetation, Maßstab 1:300 000 (G/6.01). In: *MUNR Brandenburg (Hrsg.): Landschaftsprogramm Brandenburg.*
- Kreutzer, K. 1972. Über den Einfluß der Streunutzung auf den Stickstoffhaushalt von Kiefernbeständen (*Pinus silvestris* L.). *Forstw. Cbl.* 91: 263-270.
- Kubiková, J. 1994. Oak-pine afforestation of agricultural land: an attempt to enrich its understorey diversity. *Novit. Bot. Univ. Karlova* 8: 63-73.
- Kuhn, N., Amiet, R. & Hufschmid, N. 1987. Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherung aus der Atmosphäre. *Allg. Forst- u. Jagdzeitg.* 158: 77-84.
- Lang, G. 1994. *Quartäre Vegetationsgeschichte Europas.* Fischer, Jena: 462 S.

- Leuschner, C. 1994. Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). *Phytocoenologia* 22: 289-324.
- Leuschner, C. & Rode, M.W. 1999. The role of plant resources in forest succession: changes in radiation, water and nutrient fluxes, and plant productivity over a 300-yr-long chronosequence in NW-Germany. *Persp. Plant Ecol., Evol. and Syst.* 2/1: 103-147.
- Leuschner, C., Rode, M.W. & Heinken, T. 1993. Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? *Flora* 188: 239-249.
- Lust, N., Maddelein, D., Neiryneck, J. & Nachtergale L. 1999. Management of uneven-aged mixed stands originating from regeneration under Scots pine cover. In: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J. & Franc, A. (eds.): *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN Sci. Contribution 15: 199-207.
- Luthardt, M. & Beyer, G. 1998. Einfluß des Schalenwildes auf die Waldvegetation. *AFZ/Der Wald* 17: 890-894.
- Matuszkiewicz, W. & Matuszkiewicz, A. 1973. Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk lesnych Polski. Cz. 1. Lasy bukowe. *Phytocoenosis* 2: 143-201.
- Meisel-Jahn, S. 1955. Die Kiefernforstgesellschaften des nordwestdeutschen Flachlandes. *Angew. Pflanzensoz.* 11: 1-126, Stolzenau/Weser.
- Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten (Hrsg.) 1993. Landeswaldprogramm: 6 S.
- Mosandl, R. & Kleinert, A. 1998. Development of oaks (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) emerged from bird-dispersed seeds under old-growth pine (*Pinus silvestris* L.) stands. *For. Ecol. Manage.* 106: 35-44.
- Mosandl, R. & Küssner, A. 1999. Conversion of pure pine and spruce forests into mixed forests in eastern Germany: some aspects of silvicultural strategy. In: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J. & Franc, A. (eds.): *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN Sci. Contribution 15: 208-218.
- Müller-Schneider, P. 1986. Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stftg. Rübel* 85: 1-263.
- Nessing, G. & Zerbe, S.: Wild und Waldvegetation - Ergebnisse des Monitorings im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Brandenburg) nach 6 Jahren. *Allgemeine Forst- u. Jagdzeitung* (zum Druck eingereicht).
- Nihlgård, B. 1970. Vegetation types of planted spruce forests in Scania, Southern Sweden. *Bot. Not.* 123: 311-337.
- Oberdorfer, E. 1992. Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV. Wälder und Gebüsch. 2. Aufl., Fischer, Jena, Stuttgart, New York, Text- (282 S.) und Tabellenband (580 S.).
- Oberdorfer, E. 1994. Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1050 S.
- Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J. & Franc, A. (eds.) 1999. *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN Sci. Contribution 15: 1-389.
- Pyšek, P., Prach, K., Müllerová, J. & Joyce, C. 2001. The role of vegetation succession in ecosystem restoration: Introduction. *Appl. Veg. Sc.* 4: 3-4.
- Rodwell, J. & Patterson, G. 1995. Creating new native woodlands. *For. Comm. Bull.* 112: 1-74.
- Schrautzer, J., Härdtle, W., Hemprich, G. & Wiebe, C. 1991. Zur Synökologie und Synsystematik gestörter Erlenwälder im Gebiet der Bornhöveder Seenkette (Schleswig-Holstein). *Tuexenia* 11: 293-307.
- Sissingh, G. 1975. Niederländische Nadelforsten und ihr Humus als Substrat für ihre Vegetation. In: Tüxen, R. (Hrsg.): *Vegetation und Substrat*. *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskde.:* 317-329.
- Trautmann, W. 1976. Veränderungen der Gehölzflora und Waldvegetation in jüngerer Zeit. *Schr.-R. Vegetationskde.* 10: 91-108.
- Urbanska, K.M., Webb, N.R. & Edwards, P.J. (eds.) 1999. *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 397pp.

- Wiebe, C. 1998. Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse. Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holstein u. Hamburg 56: 1-163.
- Wilmanns, O., Bogenrieder, A. & Müller, W.H. 1986. Der Nachweis spontaner, teils autogener, teils immissionsbedingter Änderungen von Eichen-Hainbuchenwäldern - eine Fallstudie im Kaiserstuhl/ Baden. Natur u. Landschaft 61: 415-422.
- Wisskirchen, R. & Haeupler, H. 1998. Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart: 765 S.
- Zerbe, S. 1993. Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. Ber. Forschungszentr. Waldökosyst., Reihe A, 100: 1-173.
- Zerbe, S. 1997. Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? Forstwiss. Centralbl. 116: 1-15.
- Zerbe, S. 1999a. Konzeptionelle Überlegungen zur zukünftigen Entwicklung von Nadelholzforsten aus vegetationsökologischer Sicht. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 37: 285-304.
- Zerbe, S. 1999b. Die Wald- und Forstgesellschaften des Spessarts mit Vorschlägen zu deren zukünftigen Entwicklung. Mitt. Naturwiss. Mus. Aschaffenburg 19: 1-354.
- Zerbe, S. 2001. Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. Forest Ecology and Management (im Druck).
- Zerbe, S. & Brande, A. 1996. Waldentwicklung gestern, heute, morgen. Beispiele aus dem Tiefland und den Mittelgebirgen. In: Zerbe, S. (Hrsg.): Vegetationsökologie mitteleuropäischer Wälder. Landschaftsentwickl. u. Umweltforsch. 104: 49-75.
- Zerbe, S., Brande, A. & Gladitz, F. 2000. Kiefer, Eiche und Buche in der Menzer Heide (N-Brandenburg). Veränderungen der Waldvegetation unter dem Einfluß des Menschen. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 133: 45-86.
- Zerbe, S. & Sukopp, H. 1995. Gehören Forste zur Vegetation? Definition und Abgrenzung eines vegetationskundlichen und kulturhistorischen Begriffes. Tuexenia 15: 11-24.
- Zerbe, S. & Vater, G. 2000. Vegetationskundliche und standortsökologische Untersuchungen in Pappelforsten auf Niedermoorstandorten des Oberspreewaldes (Brandenburg). Tuexenia 20: 55-76.

ANALYSE, BEWERTUNG UND PROGNOSE DER LANDSCHAFTSENTWICKLUNG IN TAGEBAUREGIONEN DES MITTELDEUTSCHEN BRAUNKOHLREVIERS - PROJEKTVORSTELLUNG UND AUSGEWÄHLTE ERGEBNISSE

A. Kirmer, H.-M. Oelerich, M. Stolle, S. Tischew

Unter Mitwirkung von: Manfred Altermann, Wolfgang Besch-Frotscher, Jens Birger, Antje Fromm, Cornelia Gläßer, Holger Goj, Jörg Huth, Sabine Jakob, Gerd Jünger, Andreas Lebender, Sandra Mann, Ulrike Nocker, Jörg Perner, Thomas Pitsch, Michael Reuter, Oliver Rosche, Hans-Werner Sonntag, Franz Tietze, Sabine Tischer, Helge Trümpelmann

Zusammenfassung: Im Verbundprojekt "Analyse, Bewertung und Prognose der Landschaftsentwicklung in Tagebauregionen des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers" wurden von 7 Arbeitsgruppen in interdisziplinärer Zusammenarbeit das Entwicklungspotential von ausgewählten Tagebauen und ihre Beziehungen zum unverritzten Umland analysiert. Insgesamt wurden auf ca. 2000 ha in verschiedenen Hierarchieebenen (Fernerkundung, großflächiger und rasterbezogener Ansatz; punktuelle Untersuchungen) populationsbiologische und landschaftsökologische Fragestellungen bearbeitet. Der Sukzessionsfortschritt von Flächen mit spontaner und initiiertem Sukzession und mit traditioneller Rekultivierung hinsichtlich Bodengenese wurde am Beispiel der Regenwurmbesiedlung dargestellt. Es zeigte sich, dass eine differenzierte Besiedlung in Bezug zu Substrat, Nahrungsangebot und der Nähe zu Lieferbiotopen stattfindet. Zur Einleitung einer Vegetationsentwicklung auf Extremstandorten wurden Initialensetzungen mit frischem, diasporenreichen Mähgut durchgeführt. Am Beispiel des Tagebau Mücheln wurde gezeigt, dass auch bei extremen Standortverhältnissen bei geeigneten Spenderbiotopen eine Entwicklung in Richtung artenreiche Pflanzengemeinschaften bei gleichzeitigem Erosionsschutz erfolgen kann. Die aus der Mähgutaufbringung resultierenden Strukturänderungen zeigen eine deutliche Beeinflussung der Laufkäferzönose im Vergleich zu benachbarten, unbehandelten Flächen. Weiter wurde am Beispiel des Tagebaus Kayna-Süd das Ausbreitungspotential von Pflanzen analysiert und ein Vergleich des Arteninventars Tagebau und Umland vorgenommen. Dabei zeigte sich, dass ca. 40 % aller im Tagebau Kayna-Süd vorkommenden Arten im Umland in 300 m bis ca. 30 km Entfernung auftreten. Es wird deutlich, dass die Einwanderung oft an außergewöhnliche Ereignisse wie z.B. Starkwind gebunden ist, bei denen der Tagebau als riesige Diasporenfalle wirkt. Daraus resultiert selbst bei einer relativ struktur- und artenarmen Umgebung eine allmähliche Akkumulation von Arten, unter denen aufgrund der konkurrenzarmen und vielfältigen Standortbedingungen ein hoher Prozentsatz (10 % im Tagebau Kayna-Süd) von geschützten und gefährdeten Arten verzeichnet werden kann.

Schlüsselwörter: Ausbreitungspotential, Bergbaufolgelandschaft, Braunkohle, Initialensetzungen, Laufkäfer, Mähgut, Pflanzen, Regenwürmer, Rekultivierung, Spontansukzession Tagebau, Tagebau-Umland-Beziehungen

1 Einleitung

Seit Mitte des 20. Jahrhunderts wird Braunkohle im Tagebauverfahren großtechnisch gewonnen. Der enorme Eingriff hat zur Ausbildung von Strukturen geführt, die in unserer Kulturlandschaft einzigartig sind. Die Schlagworte Großflächigkeit/Unzerschnittenheit, Ungestörtheit, Standortvielfalt/Heterogenität, Dynamik und Nährstoffarmut/Konkurrenzfreiheit (Durka et al. 1997, Feilcke & Wiegand 1998, Tischew 1998, FBM 1999) fassen in Kürze die wesentlichen Kennzeichen der Bergbaufolgelandschaft zusammen.

Wie nach einer Eiszeit hinterlässt der Bergbau kurz nach Abbauende Mondlandschaften, die bar jeglichen Lebens sind: Substrate, die noch nie an der Oberfläche waren, ohne Bodenbildung, ohne Bodenlebewesen, ohne Diasporenbank (Prach 1987). Da in vielen Bereichen der Tagebaue in Sachsen-Anhalt vor 1989 keine Rekultivierung durchgeführt wurde, hatten diese Flächen bis zu 50 Jahre Zeit sich wiederzubesiedeln. Eine Besiedlung über natürliche Prozesse begann, in der alle biotischen Komponenten von außen einwandern mußten (Primärsukzession). Je nach Entfernung der nächsten Population und der Ausbreitungsstrategie der Arten benötigt dies Zeit: so haben z.B. Pflanzenarten mit gut flugfähigen Samen bessere Chancen auf die Flächen zu gelangen als Arten mit schweren Samen, die keine Anpassungen an Fernausbreitung aufweisen. Durch Zufallsprozesse während der Primärsukzession und durch die Heterogenität der verkippten Substrate entstand eine äußerst strukturreiche Landschaft.

Die Vielfalt der in der Bergbaufolgelandschaft entstandenen Biotoptypen sowie der darin zu findenden Tier- und Pflanzenarten ist nicht als starres System zu betrachten, vielmehr existiert sie in Raum und Zeit. Während manche Biotoptypen im Sukzessionsverlauf am Ort A verschwinden, tauchen sie an Ort B wieder auf, da sich dort die Standortverhältnisse, z.B. durch Grundwasseranstieg oder geomorphologische Prozesse (kleinflächige Rutschungen, Abbrüche an Steilkanten) verändert haben. Durch extreme Standortbedingungen, wie niedrige pH-Werte, hohe Schwefelgehalte in Kombination mit Trockenheit und Nährstoffarmut, stagniert die Entwicklung auf Teilbereichen oder verläuft sehr langsam. Je besser die Standortbedingungen für eine Vegetationsentwicklung sind desto rascher verläuft die Sukzession in Richtung Vorwald. Im umgekehrten Fall bleiben Flächen mit ungünstigen Standortbedingungen (i.d.R. tertiäre Substrate) langfristig als Rohbodenflächen erhalten. Dies führt zu einem dauerhaften Nebeneinander von frühen und späten Sukzessionsstadien. Aufgrund der hohen Standortheterogenität besteht in der Bergbaufolgelandschaft die einzigartige Möglichkeit, ohne Pflegeaufwand eine Vielzahl von wertvollen Biotoptypen langfristig nebeneinander zu erhalten.

2 Projektvorstellung

2.1 Projektstruktur und Projektziele

Aufbauend auf den Erkenntnissen verschiedener Vorläuferprojekte (Herbst & Mahn 1998, FBM 1999) beschäftigt sich der Forschungsverbund Landschaftsentwicklung Mitteldeutsches Braunkohlenrevier (FLB) seit August 1999 mit der Analyse, Bewertung und Prognose von Bergbaufolgelandschaften in Sachsen-Anhalt. In Abb. 1 wird die Aufgabenverteilung und die Projektstruktur dargestellt.

Gefördert wird das Projekt vom Bundesministerium für Bildung und Forschung und vom Land Sachsen-Anhalt (Fördernummer: 0339747). Die Förderung endet am 28.02.2003.

Im Rahmen des Projektes werden in interdisziplinärer Zusammenarbeit nachfolgende Ziele verfolgt:

- Bestimmen der Entwicklungspotentiale und Erarbeiten von Entwicklungsszenarien in der BFL
- Aufbau eines Indikatorsystems zur Erfassung von Veränderungen auf unterschiedlichen Hierarchieebenen
- Landschaftsökologische Integration der Tagebauflächen
- Erarbeiten von Handlungsrahmen zum Flächenmanagement mit dem Ziel der Eingriffsminimierung
- Ableitung prinzipieller Strategien zur Entwicklung wertvoller Sekundärbiotope in Abbaugebieten

Zur Erreichung der Projektziele werden vier Hauptfragestellungen bearbeitet:

1. Wie entwickeln sich Flächen mit spontaner, initiiert und gelenkter Sukzession und Flächen mit traditioneller Rekultivierung?

Vegetationskundliche und faunistische Entwicklung von Flächen mit spontaner Sukzession im Vergleich zu Flächen mit Initialensetzungen (Mulchsaaten, Mähgutaufgaben, Sodenschüttungen, Sodenversetzungen, Pflanzungen). Bodenentwicklung in unterschiedlichen Vegetationsbeständen. Experimentelle Untersuchungen in Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) - Dominanzbeständen. Wirkung von konventionellen Einsaaten und Pflanzungen auf Verlauf und Geschwindigkeit der Sukzession

2. Verbesserung der Prognosequalität von Sukzessionsverläufen

Verteilung, Habitatbindung und Populationsentwicklung indikatorisch bedeutender oder seltener Tier- und Pflanzenarten. Entwicklung von Zönosen und Biotopen im Sukzessionsverlauf. Zusammenhänge zwischen abiotischen und biotischen Parametern. Untersuchungen zur Rohbodenbesiedlung

3. Tagebau-Umland-Beziehungen

Untersuchungen zum Ausbreitungspotential ausgewählter Tier- und Pflanzenarten. Vergleich des Arteninventars Tagebau und Umland. Wirkung von Ausbreitungsbarrieren und Wanderbahnen

4. Auswirkungen des Grundwasseranstieges auf die Entwicklung von Boden, Fauna und Flora

Untersuchungen zur Bodenzöologie und Bodenchemie. Gehölz vitalität und Gehölzverjüngung. Reaktion von Vegetationseinheiten und ausgewählten Tiergruppen (Amphibien, Libellen) auf den Grundwasseranstieg

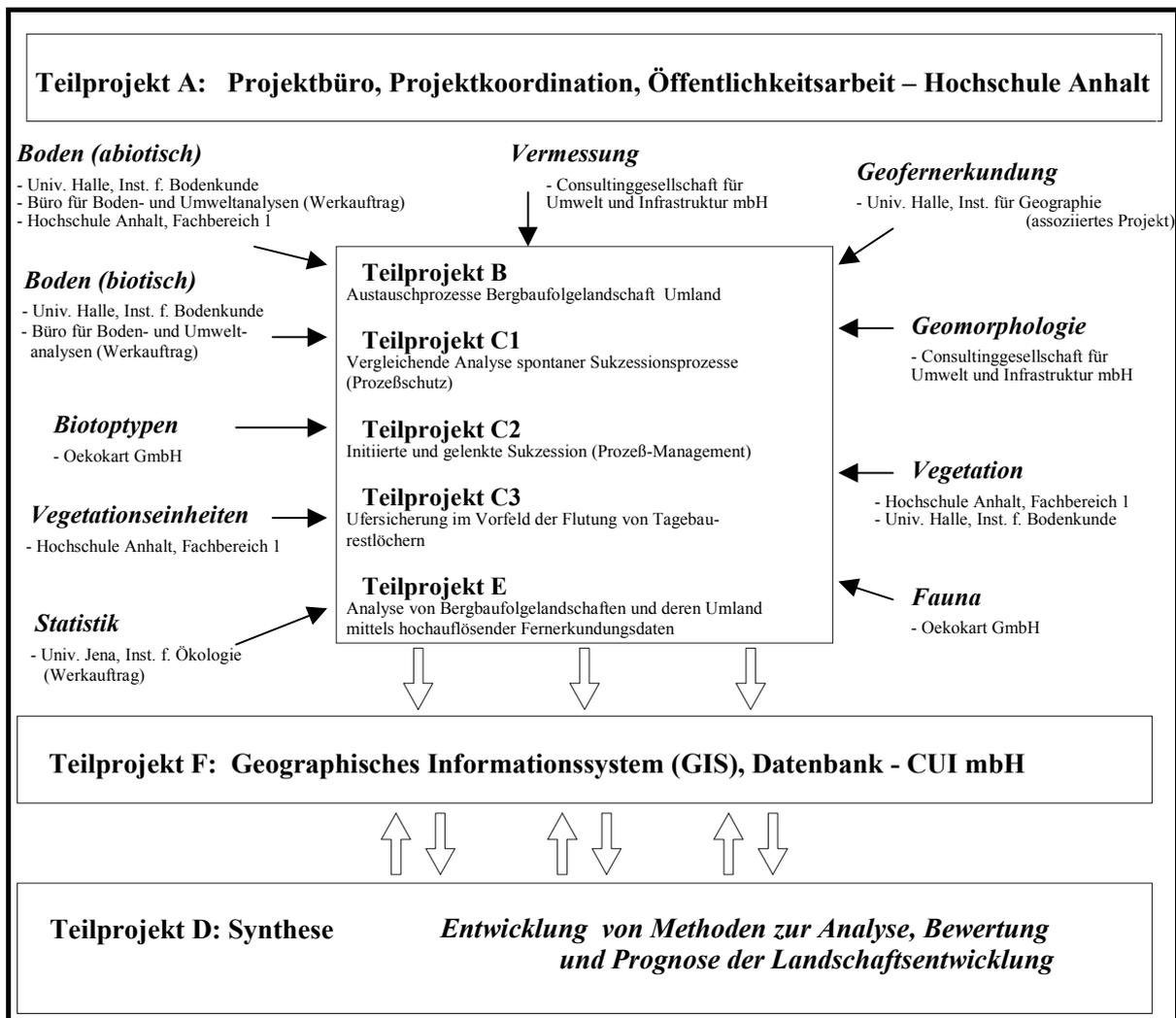


Abb. 1: Projektstruktur und Aufgabenverteilung des Forschungsverbundes Landschaftsentwicklung Mitteldeutsches Braunkohlenrevier (FLB).

2.2 Untersuchungsgebiete

Um die Übertragbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurden Untersuchungsgebiete in verschiedenen Tagebauregionen in Sachsen-Anhalt ausgewählt. Es handelt sich um ehemalige Tagebauflächen mit unterschiedlichen Standortverhältnissen, Feuchtstufen und Altersgruppen. Abb. 2 zeigt die Verteilung der Untersuchungsflächen.

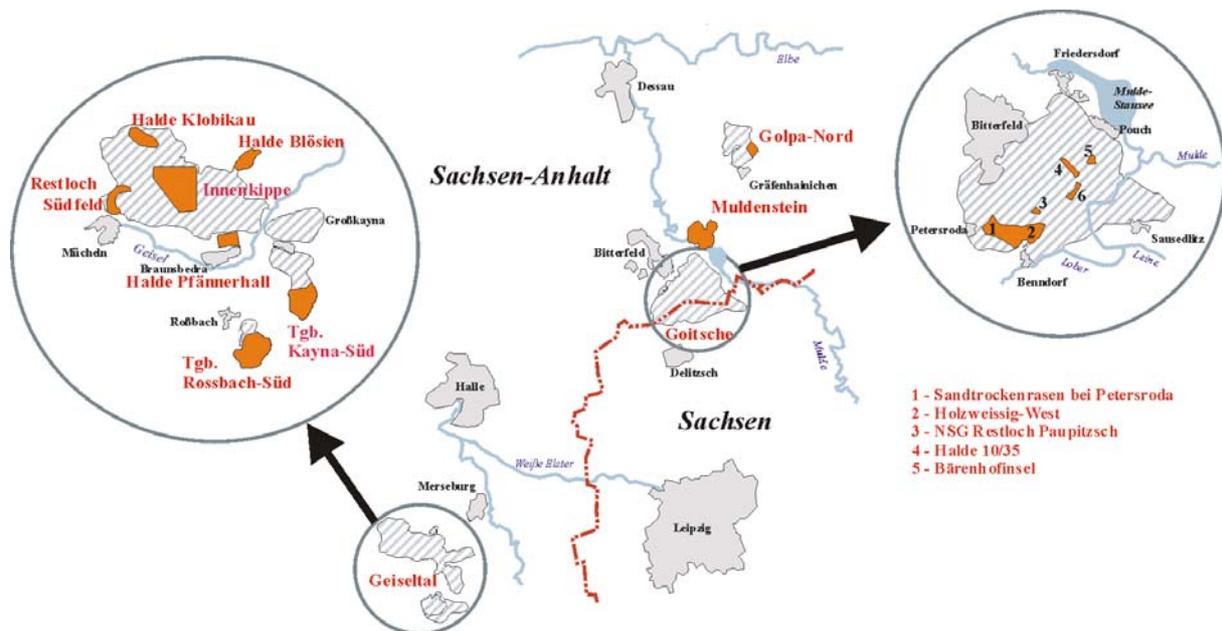


Abb. 2: Untersuchungsgebiete des FLB-Projektes.

2.3 Untersuchungsmethodik

Um Aussagen sowohl auf populationsbiologischer als auch auf landschaftsökologischer Ebene treffen zu können, wurden ca. 2000 ha auf verschiedenen Hierarchieebenen untersucht.

In einem großflächigen Ansatz wurden ca. 1000 ha des Untersuchungsgebietes mit einem 100 m x 100 m Rasternetz überzogen und im Gelände mit beschrifteten Holzpflocken vermarktet. Dort werden flächendeckend auf 100 m x 100 m Basis folgende Parameter erfasst:

- Biotoptypen nach dem erweiterten Biotoptypenschlüssel FBM (1999) im Maßstab 1:5000
- Geomorphologie (geomorphologische Prozesse, Kleinreliefformen, Hangneigung, Exposition)
- Boden/Substrat mit 1 m Peilstangenbohrung (an jedem Rasterschnittpunkt), pH-Wert in 0-10 cm Tiefe
- Brutvögel (Großteil der Untersuchungsfläche)

Zur detaillierteren Bearbeitung wurden ca. 20 % der Rasterelemente ausgelost. Dort erfolgten in allen relevanten Vegetationseinheiten Vegetationsaufnahmen. Zusätzlich wurden für jede innerhalb des Rasterfeldes bearbeitete Teilfläche Artenlisten der Heuschrecken erstellt. Zur Erfassung der Heuschrecken wurde jeweils eine Begehung im Juni/Juli und eine Begehung im August/September durchgeführt. Bei der Kartierung der Larven und Imagines werden neun Häufigkeitsklassen unterschieden (1 = 1 Individuum; 2 = 2-5 Ind.; 3 = 6-10 Ind.; 4 = 11-20 Ind.; 5 = 21-50 Ind., 6 = 51-100 Ind., 7 = 101-200 Ind., 8 = 201-400 Ind., 9 > 400 Individuen).

Ebenfalls auf der Basis der Teilflächen wurde der Biotoptyp nach dem Biotoptypenschlüssel FBM (1999) und die Geomorphologie erfasst. Zu jeder Vegetationsaufnahme wurde mittels Peilstangenbohrung eine Boden/Substratanalyse (Bodenfarbe im feuchten Zustand, Carbonat-, Humus-, Kohlegehalt, Feinbodenart, Herkunft und Stratigraphie des Ausgangsgesteins, Grundwasserstand im Boden über 1 m unter Flur - Bodenkundliche Kartieranleitung 1994) bis zu einer Tiefe von 1 m durchgeführt. Aus den Bodenparametern wurde der Bodensubtyp sowie der Substrattyp bestimmt, aus denen sich die Bodenform zusammensetzt. Die Bodenformen wiederum bildeten die Grundlage zur Ableitung der Kartiereinheiten für die digitalen Karten (Beispiel siehe Abb. 3). Zusätzlich wurde die Kiesbedeckung der Bodenoberfläche im Gelände geschätzt.

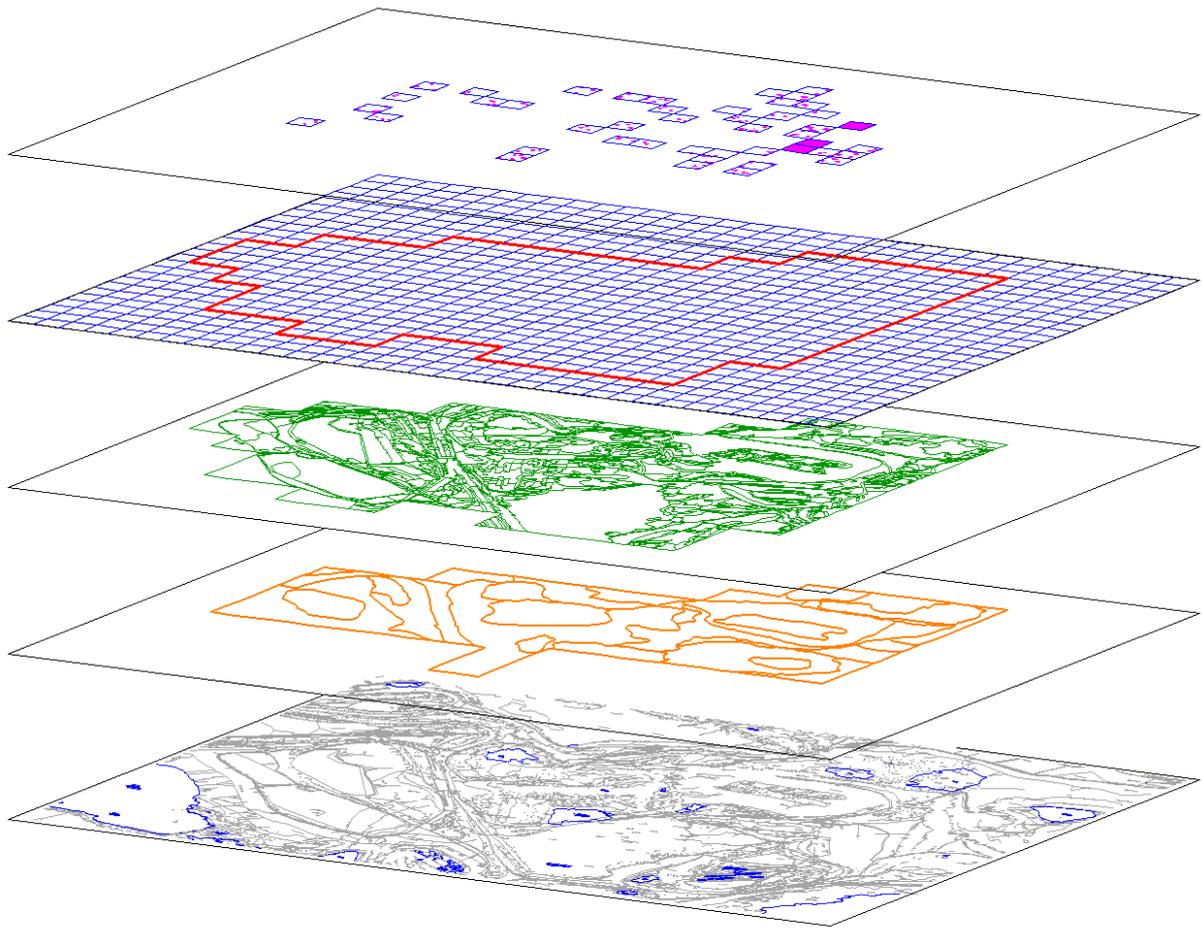


Abb. 3: Unterschiedliche Hierarchieebenen innerhalb des FLB-Projektes am Beispiel der Innenkippe Mücheln: Reißwerk (blau: Uferlinien), Bodenformen, Biototypen, 100m x 100m Raster (rote Linie: Bearbeitungsgebiet) und ausgeloste Rasterelemente mit Teilflächen.

Zur Bestimmung des pH-Wertes wurde parallel zu den Peilstangenbohrungen in einem gesonderten Arbeitsgang in der Schicht von 0-10 cm eine Bodenprobe mit Hilfe eines Bodenstechzylinders entnommen und im Labor analysiert .

Weitere ca. 1000 ha des Untersuchungsgebietes werden weniger intensiv bearbeitet. Punktuell bzw. zu bestimmten Fragestellungen (z.B. Grundwasseranstieg, Initialensetzungen mit Mähgutaufgaben, Ufersicherung) werden zusätzlich zu folgenden Tiergruppen bzw. Parametern Daten erhoben:

- Amphibien, Libellen, Kleinsäuger
- Laufkäfer, Spinnen, Zikaden, Asseln (Bodenfallen)
- Bodenmikrobiologie und Bodenchemie
- Bodenzoologie (Collembolen, Regenwürmer, Milben)
- Wasserchemie und Redoxpotentiale
- Oberirdische Pflanzenbiomasse

Am Beispiel der Innenkippe in Mücheln (Abb. 3) wird die Vorgehensweise auf den unterschiedlichen Hierarchieebenen dargestellt. Die einzelnen Themen sind im GIS miteinander verknüpft.

Für alle Untersuchungsgebiete werden durch die Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geographie Fernerkundungsdaten ausgewertet. Entsprechend der Zielsetzungen werden die Daten der Sensoren in den verschiedenen Maßstabsebenen eingesetzt (vgl. Abb. 4). Zur Analyse der kleinteilig verteilten Substrat- und Vegetationseinheiten werden neben den bereits erprobten Fernerkundungsdaten, wie z.B. SPOT, IRS/1D, Landsat7 ETM+ die räumlich hochauflösenden Sensoren IKONOS (1 m Auflösung) und HRSC (0,25 m Auflösung) eingebunden. Weiterhin kommen die hyperspektralen Flugzeugscanner CASI und HYMAP zum Einsatz. Das Hauptziel der Untersuchungen liegt in der Entwicklung von geeigneten Instrumentarien für eine langfristige und kostengünstige Überwachung und Kontrolle der Entwicklung von Bergbaufolgelandschaften. Dazu werden vergleichende Studien mit den entsprechenden Sensoren zu unterschiedlichen Aufnahmezeitpunkten für die spezifischen Fragestellungen durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Studien werden als Datengrundlage in ein GIS eingebunden und für verschiedene Planungsebenen verwendet.

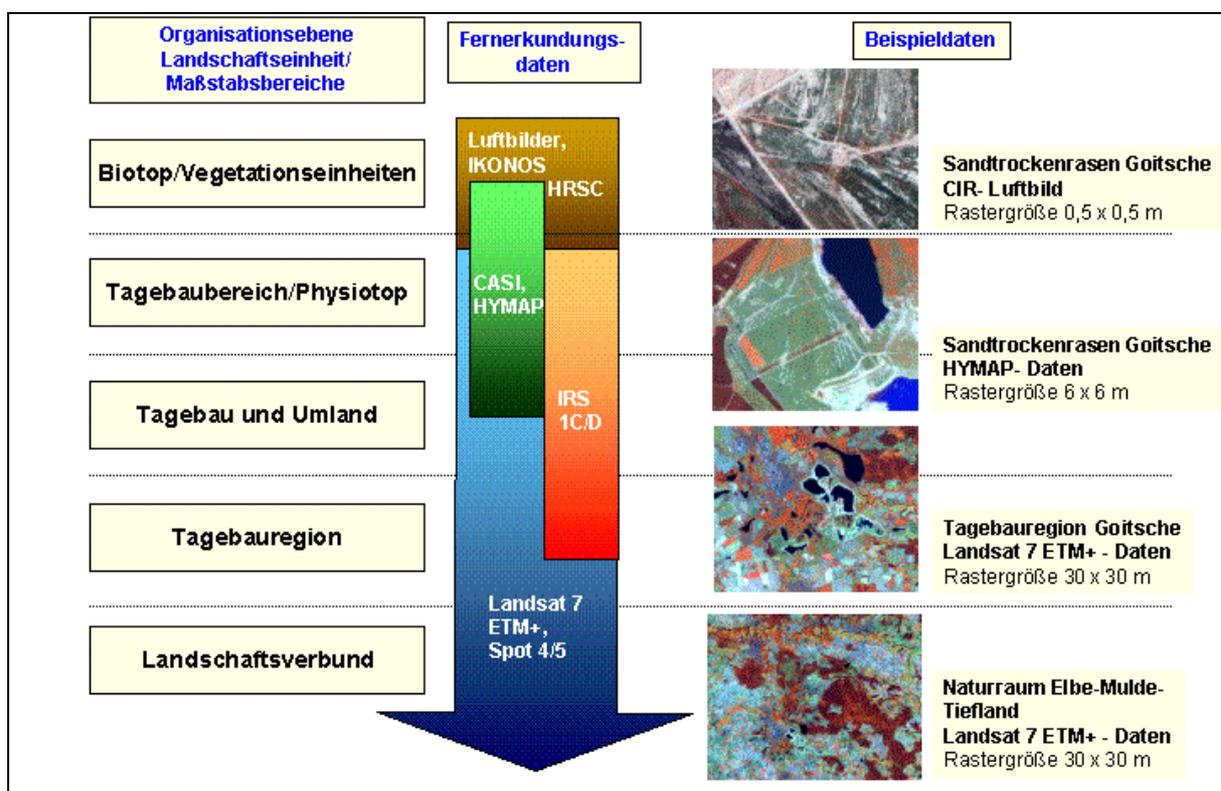


Abb. 4: Verwendete Fernerkundungssensoren und zugehörige Maßstabbereiche.

3 Vorstellung erster ausgewählter Ergebnisse

Derzeit ist der größte Teil der Freilandarbeiten innerhalb des FLB bereits abgeschlossen. Im Folgenden können daher erste, ausgewählte Ergebnisse der umfangreichen Untersuchungen vorgestellt werden.

3.1 Entwicklung von Flächen mit spontaner, initiiertem und gelenkter Sukzession sowie mit traditioneller Rekultivierung

3.1.1. Besiedlung von spontan entstandenen und angesäten/gepflanzten Vegetationsbeständen durch Lumbriciden (Regenwürmer)

Im Zuge der Primärsukzession entwickelt sich in den "toten" Böden erst langsam eine Boden-zoozönose. Die Lumbriciden charakterisieren dabei einen Qualitätsparameter für die Belegung eines bestimmten Standortes, der durch unterschiedliche Substratverhältnisse oder durch verschiedene Vegetationsbestände gekennzeichnet sein kann. Zu Artenspektrum und Häufigkeiten von Regenwürmern auf Tagebauflächen in Mitteldeutschland gibt es bisher wenig Untersuchungen. Neben frühen Arbeiten von Dunger (1969) werden seit 1998 von Tischer (2000) im Rahmen von Untersuchungen auf Bodendauerbeobachtungsflächen drei Standorte auf Kippböden (zwei Forstflächen und ein Acker) untersucht. Die Ergebnisse dieser Arbeiten können jedoch nur bedingt zum Vergleich der eigenen Untersuchungen herangezogen werden, da die Regenwurmpopulation eines bestimmten Standortes von einem vielschichtigen Faktorenkomplex abhängt, dessen Wechselwirkungen erst ansatzweise untersucht worden sind (Ehrmann 1996). Gut vergleichbar sind dagegen räumlich eng begrenzte Änderungen in der Bewirtschaftungsweise, wie sie z.B. auf Ackerstandorten oder bei verschiedenen Ansaatvarianten einer Tagebauböschung (gleiche Substratverhältnisse) vorkommen.

Im Gegensatz zu anderen Tierarten, die selbsttätig einwandern können, ist der Aktionsradius der Regenwürmer auf durchschnittlich 5 bis 10 m/Jahr eingeschränkt (van Rhee 1970, Ehrmann 1996). Die Überwindung größerer Entfernungen ist nur mit Hilfe von Vektoren möglich. Neben dem Verspülen durch Oberflächenwässer ist dabei der Transport durch anhaftende Erde oder Vögel denkbar (Dunger 1998). In rekultivierten Tagebauen ist zudem der Transport der Tiere mit Decksubstraten aus dem angrenzenden Umland in Betracht zu ziehen. Die nachstehenden Untersuchungen zeigen, dass Vorkommen und Biomasse der Lumbricidenarten im Untersuchungsgebiet vom Alter des Standortes, vom Isolationsgrad (durch den Abstand vom unverritzten Umland), vom Wechsel im Nahrungsspektrum oder vom Substrat abhängig sein können.

Methodik: Die Regenwürmer wurden auf Transekten (ein Transekt pro Standort), die mehrere Vegetationstypen durchschneiden können, in mindestens 4-facher Wiederholung je Vegetationstyp auf einer Fläche von 0,125 m² mit Formalinlösung (0,6 %) ausgetrieben und abgesammelt (Fangtermine: Frühjahr/Herbst 2000 und Frühjahr 2001). Streubewohnende Arten wurden zuvor ausgelesen. Neben der Artbestimmung werden folgende Parameter ermittelt: Anzahl/m², Biomasse mit/ohne juvenile [g/m²], Individuengewicht mit/ohne juvenile [g] sowie % adulte Tiere der Gesamtpopulation. Insgesamt werden 15 verschiedene Standorte in den Tagebaugebieten Goitsche (Goitsche-Holzweißig) und Geiseltal (Mücheln-Südfeld, Mücheln-Klobikau, Kayna-Süd) bearbeitet. Die Nomenklatur der Tiere folgt SIMS & Gerard (1985).

Artenspektrum: Die 14 untersuchten Standorte zeigen ein verhältnismäßig breites Artenspektrum. Bisher wurden auf 11 Standorten 10 Arten nachgewiesen. Drei Flächen in Kayna-Süd und ein Standort in Mücheln waren ohne Lumbricidenbesatz. In Kayna-Süd handelt es sich dabei um ca. 25 Jahre alte Flächen ohne direkte Umlandanbindung, die durch einen Substratwechsel gegenüber dem besiedelten Standort (Land-Reitgrasbestand, Kayna-Süd, Tab. 1) gekennzeichnet

sind. Der lumbricidenfreie Standort in Mücheln entspricht hinsichtlich Substrat- und Vegetationszusammensetzung der mit Lumbriciden besiedelten Fläche (Wildpflanzenansaat, Mücheln-Südfeld, 9 Jahre), ist jedoch jünger (5 Jahre) und liegt isoliert (Abstand zum Umland ca. 75 m). Die Vorwälder und natürlich entwickelten Krautfluren waren mit jeweils 9 Arten am artenreichsten. Die Ansaatflächen wiesen dagegen nur 4 Arten auf. Dieses Spektrum stimmt mit den von Dunger (1969) veröffentlichten Angaben zu Mitteldeutschen Tagebaurekultivierungsflächen (Aufforstungen) überein. Sechs der sieben von Dunger (1969) nachgewiesenen Arten konnten auf den untersuchten Flächen gefunden werden. Innerhalb der Standortgruppen differiert die Zahl der Arten sehr stark. Junge Vorwaldstandorte und Krautfluren im Tagebaurandbereich (gute Umlandanbindung) weisen (3-)5 Arten auf, isolierte Flächen dagegen nur 1-2 Arten. Die häufigsten Arten sind *Aporrectodea caliginosa*, der auf Acker- und Grünlandstandorten häufig, auf Forstflächen dagegen selten zu finden ist, sowie *Lumbricus rubellus*, der als Streubewohner häufiger auf Forststandorten und wenig bzw. gar nicht auf Acker- und Grünlandstandorten vorkommt (Tischer 2000). Drei Arten kommen auf ca. 30 % der Flächen vor und 5 Arten wurden auf weniger als 16 % der Flächen nachgewiesen. Einzelfunde waren *Octolasion lacteum* und *Dendrodrilus rubidus*.

Tab. 1 Ergebnisse der Lumbricidenfänge im Jahr 2000 (Frühjahr und Herbst) in spontan entstandenem und angesäten/gepflanzten Vegetationsbeständen unterschiedlichen Alters

	Vorwälder/Wälder			Gras-/Krautfluren einschl. Trockenrasen							Nachweishäufigkeit
				Ansaaten							
				Mulchdecksaat		Konventionell		Spontansukzession			
	Birkenvorwald, Mücheln-Südfeld	Robinienvald, Goitsche-Holzweiblg	Pappelforst, Mücheln-Klobikau	Wildpflanzenansaat Mücheln-Südfeld	Wildpflanzenansaat Goitsche-Holzweiblg	Regelsaatgutmischung ohne Mulchabdeckung Goitsche-Holzweiblg	Regelsaatgutmischung mit Mulchabdeckung Goitsche-Holzweiblg	Sandtrockenrasen, grundwasserfern Goitsche-Holzweiblg	Sandtrockenrasen, grundwasser nah Goitsche-Holzweiblg	Land-Reitgrasbestand Kayna-Süd	
Alter der Fläche	36	ca. 20	>30	9	6	5	5	>30	5	ca. 25	
Mineralbodenbewohner											
<i>Aporrectodea caliginosa</i> *†	x	x			x	x		x	x	x	7
<i>Aporrectodea rosea</i> *		x								x	2
<i>Octolasion cyaneum</i> *	x									x	2
<i>Octolasion lacteum</i> *										x	1
Tiefgräber											
<i>Aporrectodea longa</i>	x							x	x		3
<i>Lumbricus terrestris</i> *†	x	x			x					x	4
Streubewohner											
<i>Dendrobaena octaedra</i> *		x	x			x			x		4
<i>Dendrodrilus rubidus</i>			x								1
<i>Lumbricus castaneus</i>		x							x		2
<i>Lumbricus rubellus</i>	x			x	x	x	x	x	x		7
Artenzahl	5	5	2	1	3	3	1	3	5	5	
Gesamt-Biomasse in g/m²	13,0	12,4	0,6	5,7	5,7	1,6	1,0	7,4	4,2	26,3	

*) Diese Arten wurden von DUNGER (1969) auf Kippen im Tagebau Böhlen nachgewiesen.

†) Diese Arten wurden von TISCHER (2000) in Kippenforstflächen der Goitsche und Golpa-Nord gefunden.

Biomasse der Lumbriciden: Die Leistungsfähigkeit der Lumbriciden bezüglich der Bioturbation im Boden ist ein wichtiger Parameter für dessen Qualität. Sie wird über die Biomasse der

Tiere/m² bestimmt. Die größte Umsatzleistung wird dabei den Tiefgräbern, die geringste den Streubewohnern zugeschrieben.

Die höchste Gesamt-Biomasse wies eine Land-Reitgrasflur in Kayna-Süd mit guter Umlandanbindung auf Geschiebemergel bzw. Löß mit knapp 30 g/m² auf.

Gleichalte, substratidentische, unmittelbar benachbarte Flächen, die jedoch eine unterschiedliche Vegetationsstruktur haben, zeigen trotz ähnlicher Artenzusammensetzung deutliche Unterschiede in der Gesamtbiomasse der Lumbriciden. Die Wildpflanzenansaat im Tagebau Goitsche-Holzweißig erzielte mit 5,7 g/m² deutlich höhere Biomassewerte als unmittelbar benachbarte Schwingelansaat (Regelsaatgutmischung, Goitsche-Holzweißig) mit 1,6 g/m² bzw. 1,0 g/m² (Tab. 1). Die wesentlichste Ursache dieser Unterschiede dürfte im unterschiedlichen Nahrungsangebot auf diesen Flächen liegen. Lumbriciden bevorzugen stickstoffreiche Nahrung (Ehrmann 1996). Kräuter, insbesondere Leguminosen weisen ein günstigeres C/N-Verhältnis auf als Gräser. Damit bietet die Wildpflanzenansaat auf Quartär-Substrat im Tagebau Goitsche mit einem Gras/Krautverhältnis von 1:4 bis 1:9 und einem hohen Leguminosenanteil von bis zu 90 % eine wesentlich günstigere Nahrungsgrundlage als die schwingeldominierten, konventionellen Ansaaten mit einem Gras/Krautverhältnis von rund 1:0,2.

Mit zunehmendem Alter der Flächen ist zumindest während der ersten zwei Jahrzehnte mit einem Anstieg der Biomasse zu rechnen, bevor eine gewisse Stabilisierung im Artenspektrum und in der Biomasse eintritt. Bei von Dunger (1969) untersuchten rekultivierten Flächen im Tagebau Berzdorf nimmt innerhalb von 10 Jahren die Artenzahl von 1 auf 7 und die Biomasse von 0,5 g/m² auf 49,5 g/m² kontinuierlich zu. Dabei handelt es sich um Aufforstungen mit Leguminosenuntersaaten, die in der Regel eine hohe Produktion organischer Substanz und damit entsprechend hohe Lumbriciden-Biomassen zur Folge haben.

Die untersuchten Flächen im vorliegenden Projekt sind in erster Linie trockene Standorte mit geringer bis mittlerer pflanzlicher Produktivität, die geringe Biomassen an Lumbriciden aufweisen. Die von Dunger (1969) angegebene Lumbriciden-Biomasse für Laubholzaufforstungsflächen im Tagebau Böhlen, 14 Jahre nach Abschluss der Rekultivierungsmaßnahme, die zwischen 24,5 und 55,2 g/m² liegen, werden nur annähernd für vergleichbare Substrate in Kayna-Süd erreicht. Sowohl im Tagebau Böhlen als auch in Kayna-Süd sind offenbar lumbricidenreiche Substrate vom Tagebaurand zur Andeckung verwendet worden. Bemerkenswerterweise bleibt die Besiedelung in Kayna-Süd auch nach mehr als 20 Jahren auf diese so angedeckten Flächen beschränkt. Eine mögliche Ursache ist das Fehlen geeigneter Arten, z.B. *Lumbricus rubellus*, der auch kalkfreie Substrate besiedelt sowie temperaturtolerant ist und in die benachbarten Flächen einwandern könnte.

Bei der Betrachtung der Vorwälder fällt ebenfalls auf, dass Flächen mit guter Umlandanbindung (Birkenvorwald Mücheln-Südfeld und Robinienvorwald Goitsche-Holzweißig) wesentlich höhere Biomassen aufweisen als die isolierten Flächen in Mücheln-Klobikau (Tab. 1). Doch auch die höheren Biomasse-Werte der Flächen mit guter Umlandanbindung (12-13 g/m²) liegen immer noch deutlich niedriger als die bereits erwähnten Werte von Dunger (1969) für Laubholzaufforstungen in Böhlen und den Angaben von Tischer (2000) für Kippenforste mit rund 28 g/m². Ob die Unterschiede substratbedingt, auf das konkrete Nahrungsangebot oder auf die fehlende Oberbodenabdeckung zurückzuführen sind, muss im weiteren Projektverlauf noch überprüft werden.

Schlussfolgerungen: Für die rasche Besiedelung eines Standortes mit Regenwürmern ist eine direkte Umlandanbindung erforderlich, wenn nicht durch Oberbodenaufträge Lumbriciden passiv in die Flächen eingebracht werden. Eine spontane Besiedelung vom Umland isolierter Flächen konnte trotz geeigneter Nahrungsquellen und günstiger Substratverhältnisse bisher nicht nachgewiesen werden.

Insbesondere die leichte Abbaubarkeit der organischen Substanz fördert die Biomasse der Lumbriciden. Hier zeigen sich Gras/Krautfluren mit Spontansukzession, Wildpflanzenansaat und naturnah entwickelte Vorwälder konventionell angesäten Flächen überlegen.

Mit der Weiterentwicklung der Pflanzenbestände ist eine Veränderung der Lumbricidenfauna zu erwarten. Die vorgestellten Ergebnisse können daher als Ausgangspunkt für zukünftige Sukzessionsuntersuchungen, z.B. der Entwicklung naturnaher Flächen in der Bergbaufolgelandschaft, verwendet werden.

3.1.2 Entwicklung von Flächen mit Mähgutauftrag aus Halbtrockenrasenbeständen

Initialensetzungen auf Böschungsstandorten können als Ersatz herkömmlicher Rekultivierungsmethoden dienen und führen bei geeigneten Standortbedingungen und einer daran angepaßten Auswahl an Spenderflächen zu artenreichen Pflanzengemeinschaften. Die Aufbringung von diasporenrreichen Mähgut schafft Schutzstellen (safe sites, Harper & al. 1965), die Keimung und Etablierung erleichtern und eine Vegetationsentwicklung einleiten. Untersuchungen zu dieser Fragestellung werden in 3 Tagebauen durchgeführt (Goitsche - Sandtrockenrasen; Roßbach - trockene Glatthaferwiesen; Mücheln - Halbtrockenrasen). Im folgenden werden die Ergebnisse auf einem Böschungsabschnitt der Bandanlagenkippe des Tagebaus Mücheln (Mücheln, Innenkippe) vorgestellt.

In Zusammenarbeit mit der Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohleverwaltungsgesellschaft in Bitterfeld wurde am 17.08.1999 frisches Mähgut mit einer Schichtdicke von 5-10 cm auf einer Fläche von ca. 0,1 ha ausgebracht, das am Vortag in einem artenreichen Halbtrockenrasen im FND Igelsberg (Saalehang bei Goseck, östlich Weißenfels) gemäht wurde. Die Aufbringung erfolgte auf einem südexponierten Böschungsabschnitt im Tagebau Mücheln. Es handelt sich um tertiäre, stark kohlehaltige, carbonatfreie, sandig-tonige Schluffe, die mittlere Aziditätsverhältnisse aufweisen (pH [CaCl₂]: 5,5). Der Schwefelgehalt ist mit 0,82 Masse-% (Elementaranalyse) sehr hoch. Die Bestimmung der Nährstoffe ergab folgende Werte (in mg /100 g Feinboden): CaO: 920; MgO: 190; K₂O: 86; P₂O₅: 11 (FIB 1999).

3.1.2.1 Vegetationskundliche Untersuchungen

Auf der gemähten Fläche im FND Igelsberg wurde zum Mahdzeitpunkt sowie im Sommer 2001 eine Gesamtartenliste der auftretenden Pflanzenarten erstellt. An zwei Terminen (28.9.00, 26.6.01) wurden auf der Versuchsanlage in der Innenkippe Mücheln prozentgenaue Vegetationsaufnahmen auf vier 1 m² und zwei 25 m² großen Flächen durchgeführt. Im Juni 2001 wurde auf dem Mähgutversuch die Gesamtartenzahl mit dem Zusatz fertil/vegetativ erfasst. Die Nomenklatur folgt Rothmaler (1996).

In Abb. 5 werden die Ergebnisse des Mähgutauftrages in der Innenkippe Mücheln nach 2 Jahren Vegetationsentwicklung dargestellt. Die Einteilung der Artengruppen erfolgte nach Frank & Klotz (1990).

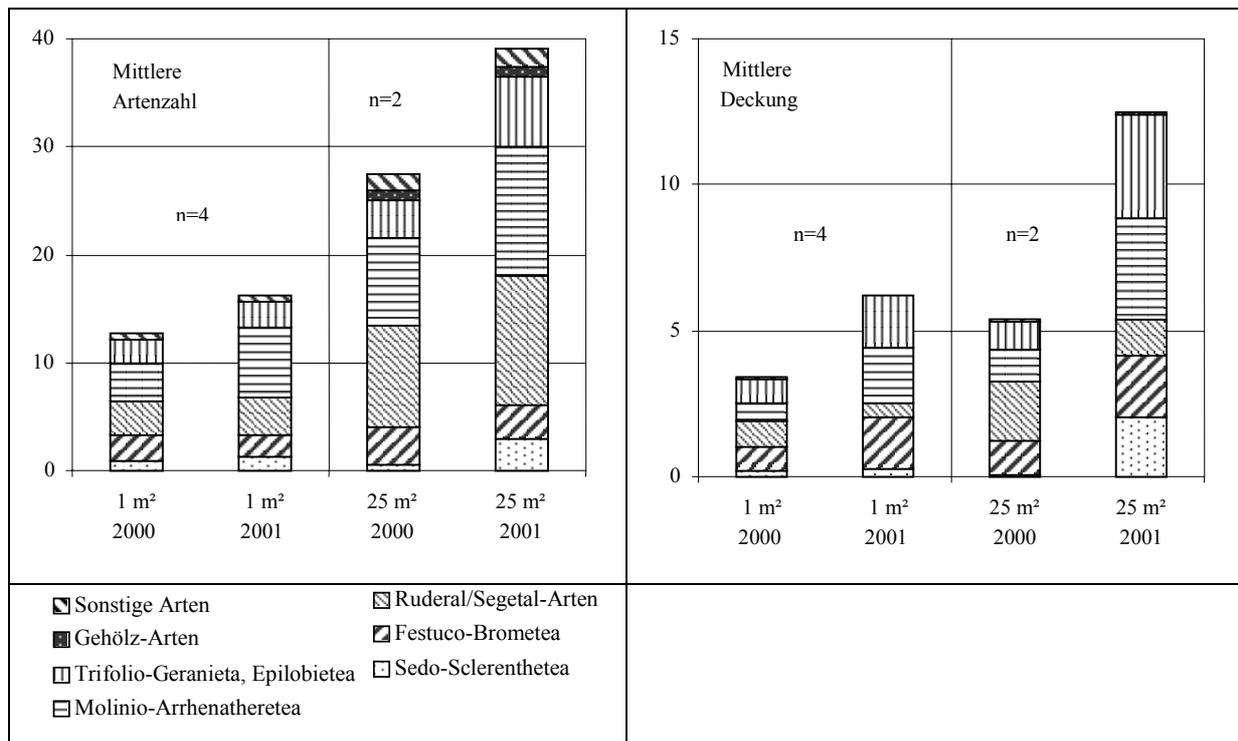


Abb. 5: Mittlere Artenzahl und mittlere Deckung auf den Versuchsflächen mit Mähgut aus Halbtrockenrasenbeständen nach 1 Jahr und nach 2 Jahren Vegetationsentwicklung.

Am Entnahmestandort FND Igelsberg wurden 83 Pflanzenarten registriert. Davon konnten im Juni 2001 41 auf der Mähgutfläche wiedergefunden werden; 68 % davon fruchteten bereits. Dazu gehören z.B. Festuco-Brometea-Arten wie *Dianthus carthusianorum*, *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus* und *Koeleria macrantha*; aber auch Saumarten (Trifolio-Origanetalia) wie *Agrimonia eupatoria*, *Clinopodium vulgare* und *Galium verum*. Über den Diasporenfall wurden bis 2001 zusätzlich 39 Arten eingetragen. Es handelt sich vorwiegend um windverbreitete Ruderal- und Segetalarten wie z.B. *Epilobium adnatum*, *Gypsophila scorzonifolia* und *Matricaria maritima*. An Gehölzarten konnte bisher nur *Betula pendula* mit sehr geringer Individuenzahl einwandern. Die Arten aus dem Diasporenfall sind im Gegensatz zu den Arten, die aus dem Mähgut stammen, nur mit geringen Stetigkeiten vertreten.

Im Sommer 2000 war der Anteil der Ruderal-/Segetalarten an der Gesamtdeckung mit 30-40 % relativ hoch. Doch wie auch bei anderen Untersuchungen zu Initialensetzungen mit Mähgut beobachtet werden konnte (Sandtrockenrasen im Tagebauggebiet Goitsche: Kirmer & Mahn 1996, 2001), ging der Anteil an der Gesamtdeckung bereits 2001 auf 7-10 % zurück. Die sich aus dem Diasporenfall etablierenden Ruderal- und Segetalarten profitierten anfangs von der durch die bei der Böschungssanierung erfolgte Substratumlagerung des Oberbodens und der damit einhergehenden, verstärkten Mineralisation (Klötzli 1980, Laves et al. 1998). Die weitere Ausbreitung dieser Arten wird aber durch die extremen Standortbedingungen (Trockenheit, hoher Schwefelgehalt, Nährstoffdefizite) stark gehemmt.

Bisher konnte auf der Gesamtfläche des Mähgutversuches keine Rinnenerosion beobachtet werden, dies entspricht den Ergebnissen aus Mähgutversuchen im Tagebau Goitsche (Jünger 1999). Sowohl auf den 1 m² als auch auf den 25 m² Flächen waren 2000 durchschnittlich 75 % Streu vorhanden; bis 2001 ging die Streudeckung auf 45 % zurück. Da sich aber die Vegetationsdeckung erhöhte, sind momentan trotz des starken Rückgangs der Streu noch immer ca. 60 % der Fläche bedeckt. Die sich entwickelnde Vegetation übernimmt im Laufe der Zeit die Funktion der Streu als Erosionsschutz (Kirmer et al., im Druck).

Die Mähgutaufbringung auf der Innenkippe Müheln erwies sich trotz der extremen Standortbedingungen hinsichtlich Erosionsschutz, Vegetationsentwicklung und Artenreichtum als sehr erfolgreich.

3.1.2.2 Untersuchungen zur Laufkäferzönose

Zur Untersuchung der Wirbellosenfauna der Mähgut-Entnahmefläche wurden im FND Igelsberg 2 x 5 Bodenfallen ausgebracht (Standzeit: Aug. 1999 - Sept. 2000). Es kamen Barberfallen üblicher Bauart mit 7 cm Öffnungsdurchmesser zum Einsatz. Als Fangflüssigkeit diente eine einprozentige wässrige Formaldehydlösung, der ein Entspannungsmittel zugegeben wurde. Ein braunes Dach schützt die Fallen gegen Regen. Leerungen erfolgten von November bis März einmal im Monat, von April bis Oktober (aufgrund erhöhter Verdunstung) zweimal im Monat. Zudem wurde eine Erfassung der Heuschreckenfauna sowie Kescherfänge zur Erfassung der Zikadenfauna durchgeführt. Weiterhin wurden aus dem Fangmaterial Webspinnen, Asseln, Ohrwürmer und Schaben ausgewertet.

Auf der Innenkippe Müheln erfolgen gegenwärtig entsprechende Untersuchungen (Bodenfallen seit Mai 2000, eine Fensterfalle, Heuschrecken- und Zikadenerfassung) auf 3 Teilflächen (Rohboden, Mähgutversuchsfläche, angrenzende Gras-Krautflur). Zudem können vergleichbare ältere Bodenfallenfänge (FBM 1999; Standzeit: 1996/97) von zehn Untersuchungsflächen des Tagebaus Müheln zum Vergleich herangezogen werden. Im Folgenden werden erste Ergebnisse zur Tiergruppe der Laufkäfer (Carabidae, Cicindelidae) vorgestellt.

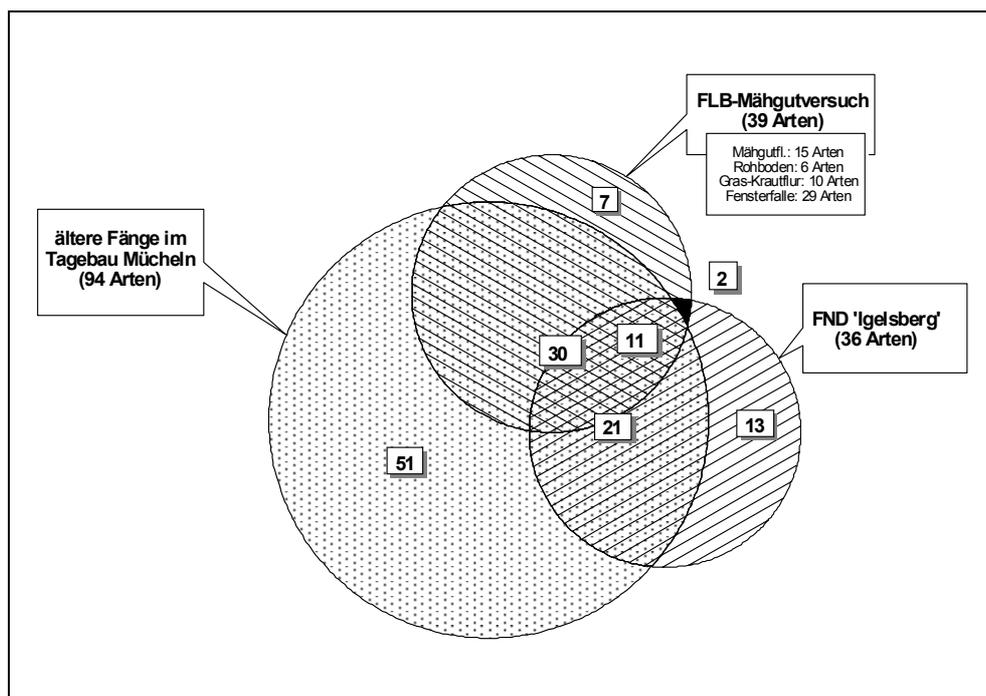


Abb. 6: Artenzahlen der Laufkäfer (Carabidae, Cicindelidae) in Boden- bzw. Fensterfallen des Tagebaus Müheln und des FND Igelsberg.

Durch die bislang determinierten Bodenfallen- und Fensterfallenfänge (ca. 6 Monate, Juni - Dez. 2000) des Mähgutversuches konnten 39 Laufkäferarten festgestellt werden (Abb. 6). Damit wurden im Tagebau Müheln durch die hier ausgewerteten Fänge insgesamt 103 Laufkäferarten nachgewiesen. Der Großteil der am Mähgutversuch auf der Innenkippe registrierten 39 Arten waren schon vorher vom Tagebau bekannt. Auf der Mähgutfläche sowie den benachbarten Untersuchungsflächen wurden nur neun 'neue' Arten gefunden. Dies ist jedoch kaum auf die Mähgutaufbringung zurückzuführen, da nur zwei dieser Carabiden (*Ophonus rufibarbis* [benachbarte

Gras-Krautflur], *Bradycellus csikii* [Fensterfalle]) auch im FND Igelsberg erfasst wurden. Es handelt sich um Einzelindividuen flugfähiger Laufkäfer, die wahrscheinlich aus dem Umland des Tagebaus eingewandert sind. Durch den Auftrag von Mähgut auf Rohbodenbereiche werden vermutlich nur wenige Laufkäferarten direkt übertragen. Es findet jedoch eine erhebliche habitatstrukturelle Veränderung statt, die sich auch sehr schnell in der entsprechenden Fauna widerspiegelt.

Abb. 7 zeigt einen Vergleich der Laufkäferzönosen der unterschiedlichen Fallenstandorte im Tagebau Mücheln und dem FND Igelsberg. Aufgrund der Dominanzidentitäten werden hier in einem Dendrogramm (erstellt mit dem Programm ÖKO für Windows, Dr. E. Flamann 2000) die Ähnlichkeiten der verschiedenen Standorte dargestellt. Es wird deutlich, dass sich die Laufkäfergemeinschaft der gewachsenen Halbtrockenrasen des FND Igelsberg deutlich von den Habitaten im Tagebau (mit Ausnahme einer leguminosenreichen Ansaat auf einer südexponierten Böschung) unterscheiden. Ebenso kann man einen deutlichen Unterschied zwischen der Mähgutfläche und den Rohbodenstandorten feststellen. Konnten auf dem direkt angrenzenden Rohboden (MI 02) lediglich sechs Laufkäferarten festgestellt werden, so steigt die Artenzahl nach Aufbringung des Mähgutes auf 15 Arten an.

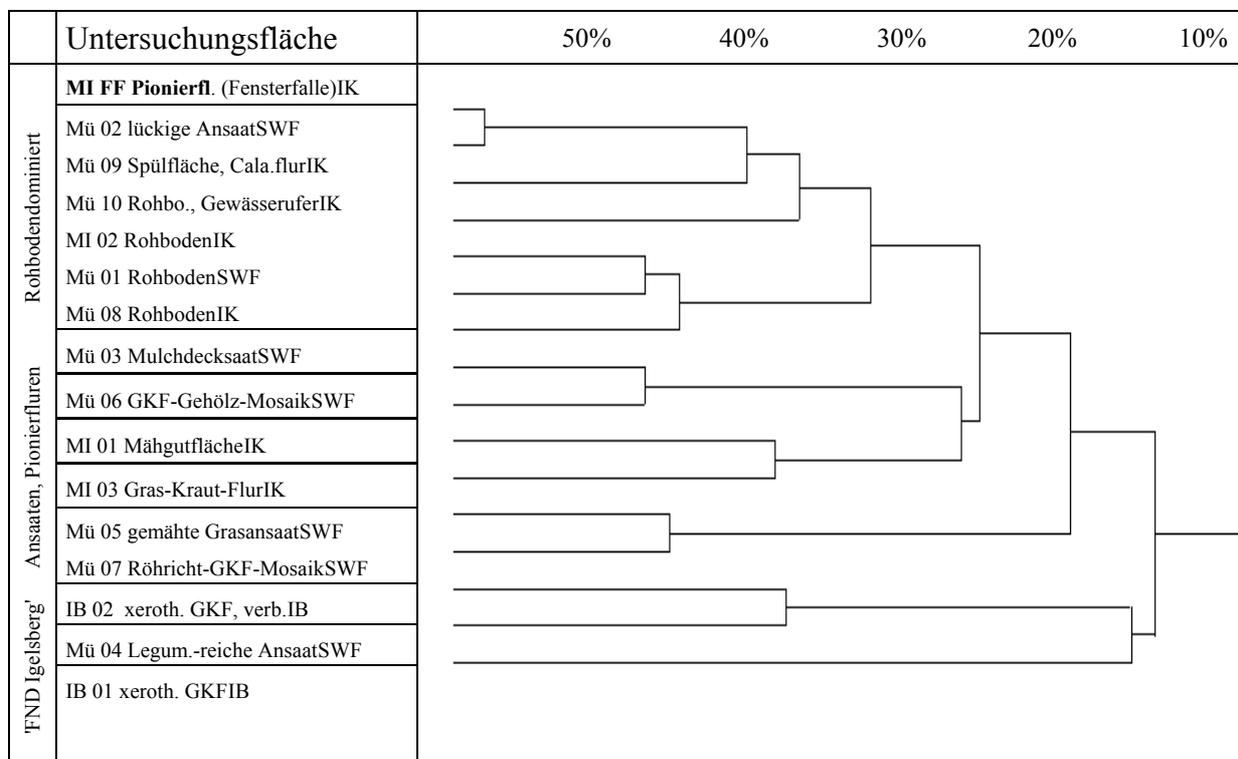


Abb. 7: Dominanzidentitäten (in %) der Laufkäferarten in Boden- bzw. Fensterfallen des Tagebaus Mücheln und des FND Igelsberg. Fänge im Rahmen des FLB (durch Fettdruck hervorgehoben): MI = Tagebau Mücheln (Unters.-Jahre: 2000/01), IB = FND Igelsberg (Unters.-Jahre: 1999/2000); Fänge im Rahmen des FBM (1999): Mü = Tagebau Mücheln (Unters.-Jahre: 1996/97); Weitere Abkürzungen: IK = Innenkippe Mücheln, SWF = Südwestfeld im Tagebau Mücheln, GKF = Gras-Kraut-Flur, Pionierfl. = Pionierflur, Cala. = Calamagrostis, xeroth. = xerotherm, verb. = verbuscht.

Auf allen drei Untersuchungsflächen der Innenkippe konnte jeweils eine in Sachsen-Anhalt gefährdete Laufkäferart nachgewiesen werden (Rohboden: *Cicindina arenaria vienensis* RL LSA 1, Mähgutfläche: *Ophonus puncticollis* RL LSA 3, angrenzende Gras-Krautflur: *Ophonus puncti-*

ceps RL LSA 3). Besonders bemerkenswert ist dabei der Nachweis des vom Aussterben bedrohten Wiener Sandlaufkäfers (*C. arenaria viensis*) auf der Rohbodenfläche.

Da es sich um die Auswertung laufender Fänge handelt sollten die Ergebnisse hier nicht überinterpretiert werden. Sie zeigen jedoch, dass es durch den Mähgutauftrag zu einer deutlichen Beeinflussung der Laufkäferzönose kommt.

3.2 Tagebau-Umland-Beziehungen

3.2.1 Analyse der Herkunft der Pflanzenarten am Beispiel des Tagebaues Kayna-Süd

Die Wiederbesiedlung von ehemaligen Tagebauen erfolgt in der Regel über Primärsukzession. Aus diesem Grund sind der Artenbestand des unverritzten Umlandes und die Ausbreitungsstrategien der Arten von besonderer Bedeutung. Nach Luftensteiner (1982) beginnt die Fernausbreitungsgrenze für Pflanzenarten bereits bei 100 m. Nur Arten mit sehr leichten, staubförmigen Samen (z.B. Orchideen, Farne) können mehr oder weniger regelmäßig mit dem Wind über große Entfernungen verdriftet werden (Müller-Schneider 1986).

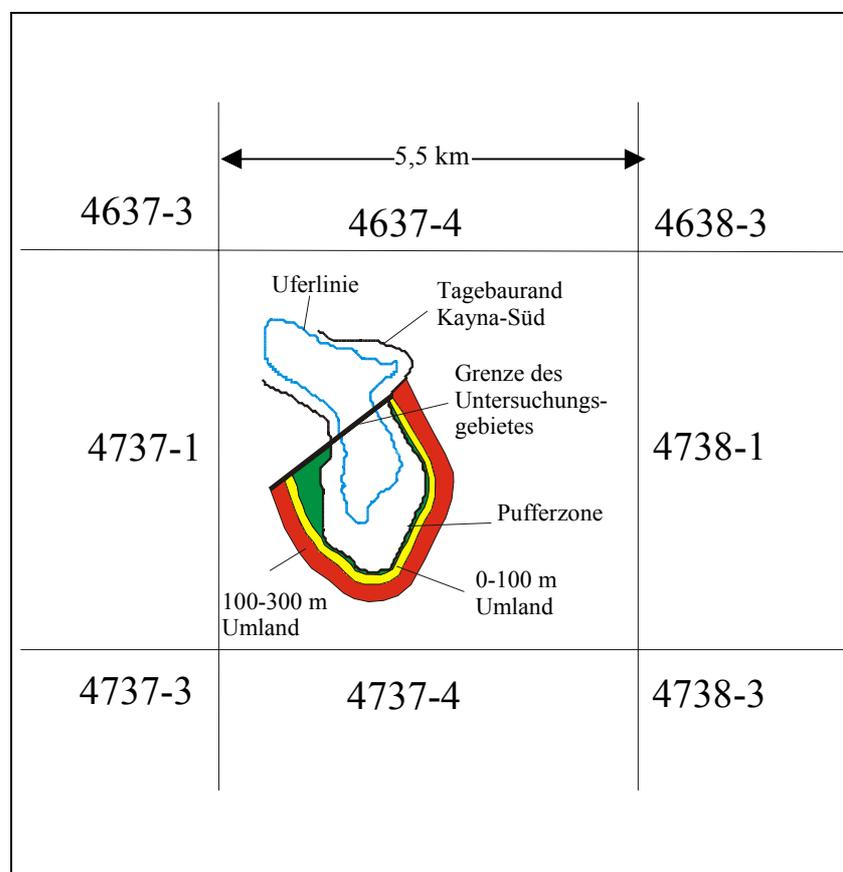


Abb. 8: Erfassung des Umlandes um den Tagebau Kayna-Süd in 3 Zonen und Darstellung der in die Auswertung einbezogenen Meßtischblatt-Quadranten der floristischen Kartierung.

Am Beispiel des Tagebaus Kayna-Süd wurden detaillierte Erhebungen zu den Vorkommen der Pflanzenarten im unmittelbaren Umland des Tagebaus durchgeführt. Dazu wurden 3 "Ringe" um das Untersuchungsgebiet im Tagebau gelegt (Pufferzone, 0-100 m, 100-300 m - siehe Abb. 8). Die Pufferzone umfasst unverritzte, aber durch den Tagebaubetrieb beeinträchtigte Flächen. Sie ist im Osten und Süden ca. 10 m breit; nur im Westen weitet sie sich aufgrund von Aufforstun-

gen auf. Die restlichen Flächen der Pufferzone werden nicht genutzt und bestehen aus Gebüsch, Wegrändern und Ackerrandstreifen.

Auf allen "Ringen" wurden im Frühjahr und Sommer 2001 alle Pflanzenarten aufgenommen. Darüber hinaus wurden die Daten der floristischen Kartierung (Datenbank Blütenpflanzen; Sachsen-Anhalt; Arbeitsstand 1998) nach 1949 für den Meßtischblatt-Quadranten, der den Tagebau enthält (4737-2 = "Tagebau"-Quadrant) und für die dem Tagebau benachbarten Quadranten ("Nachbar"-Quadranten) ausgewertet (Abb. 8). Bei der floristischen Kartierung des "Tagebau"-Quadranten wurde der Tagebau Kayna-Süd nicht mitkartiert.

Als Vergleichsbasis für den Tagebau selbst dienten alle während der Projektlaufzeit im Tagebau gefundenen Pflanzenarten sowie zusätzliche Angaben von Mitarbeitern der floristischen Kartierung (Herz 2001, mündl.).

Zur Auswertung der Ausbreitungsstrategien der Pflanzenarten wurden die Hauptausbreitungstypen nach Frank & Klotz (1992) mit Ergänzungen aus Müller-Schneider (1986) herangezogen.

Insgesamt sind auf den einbezogenen Flächen 881 Arten vertreten (Aufteilung siehe Tab. 3). Eine Auswertung der Herkunft der Pflanzenarten des Tagebaus Kayna-Süd zeigt (Abb. 9), dass 52 % aller im Tagebau vorhandenen Arten im unmittelbar angrenzenden Bereich der äußeren Pufferzone vorkommen. 6 % wurden ausschließlich im 0-100 m Umkreis und nur 2 % im 100-300 m Umkreis gefunden. Etwa ein Drittel der im Tagebau gefundenen Arten wurde nur bei der floristischen Kartierung der "Tagebau"- und "Nachbar"-Quadranten nachgewiesen.

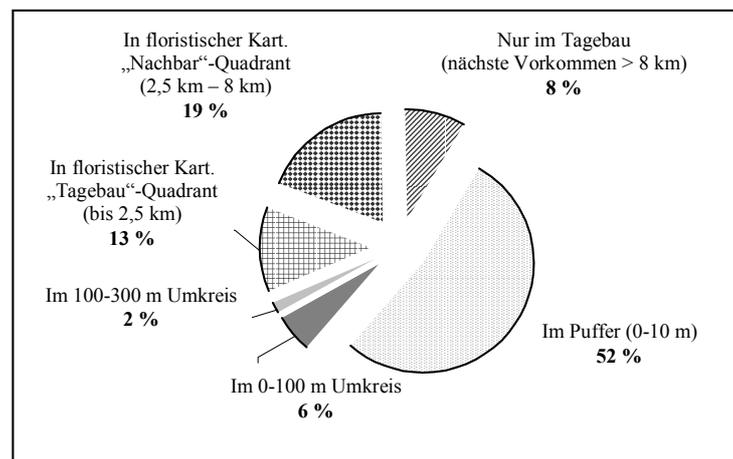


Abb. 9: Bis Juli 2001 nachgewiesene Pflanzenarten im Tagebau Kayna-Süd, aufgeteilt nach Lage des nächstgelegenen Vorkommens.

Bei 25 Arten (8 %) liegen die nächsten Vorkommen über ca. 8 km entfernt. Interessant ist, dass davon 56 % einen Schutzstatus aufweisen (Bundesartenschutzverordnung 1997; Korneck 1998 (Rote Liste Deutschland); Rote Liste Sachsen-Anhalt 1992). Darunter sind Arten wie *Achillea nobilis* (RL SA 3), *Botrychium lunaria* (RL SA 3), *Erucastrum nasturtiifolium* (RL SA 0) und *Ophrys apifera* (RL SA 3). Historische Funde vor 1949 im ca. 8 km Umkreis des Tagebaus konnten nur für *Astragalus cicer* und *Helichrysum arenarium* nachgewiesen werden; *Hieracium fallax* hat in Sachsen-Anhalt nur einen historischen Fundort von 1866 in ca. 30 km Entfernung (Datenbank Blütenpflanzen; Sachsen-Anhalt; Arbeitsstand 1998). Aktuelle Fundorte nach 1949 in ca. 14-23 km Entfernung vom Tagebau weisen 20 Arten auf. Am weitesten entfernt ist der Fundpunkt von *Salsola kali* ssp. *ruthenica*: ca. 28 km. Für *Hieracium calodon* gibt es bisher keine Fundmeldung in Sachsen-Anhalt. Die Fundpunkte dieser 25 Arten konzentrieren sich im südlichen bis westlichen Sektor. Da die Hauptwindrichtung Südwest ist, ist es wahrscheinlich, dass die Einwanderung in den Tagebau z.B. über Starkwindereignisse erfolgte. Für Arten, die nicht in der unmittelbaren Umgebung des Tagebaus gefunden wurden, stellt Kayna-Süd ein Ausbrei-

tungszentrum in das Umland dar. In laufenden Untersuchungen im Rahmen einer Diplomarbeit wurde z.B. *Helichrysum arenarium* im 1 km Umkreis auf Sekundärstandorten (Schutthalde östlich Großkayna) außerhalb des Tagebaus gefunden (Scheibler 2001, mündl.).

Tab. 2 zeigt das Ausbreitungsspektrum der im Tagebau vorkommenden Arten, sowie der zusätzlich in der Pufferzone, im 0-300 m Umkreis und in den "Tagebau"- und "Nachbar"-Quadranten auftretenden Arten. Die Arten aus der unmittelbar angrenzenden Pufferzone, die noch nicht in den Tagebau eingewandert sind, weisen einen größeren Anteil an Arten ohne Fernausbreitungsmechanismen (Selbst-, Ameisenausbreitung) auf als in den anderen Außenbereichen. Dagegen ist in der Pufferzone die Anzahl der über den Wind ausgebreiteten Arten, die noch nicht in den Tagebau eingewandert sind, deutlich geringer als in den anderen Sektoren.

Tab. 2: Prozentuale Verteilung der Ausbreitungstypen der Pflanzenarten im Tagebau Kayna-Süd, sowie der zusätzlich in der Pufferzone, im 0-300 m Umkreis, und in den "Tagebau"- und "Nachbar"-Quadranten vorkommenden Arten und Angabe der Artenzahlen für die einzelnen Bereiche (Stand: Ende Juli 2001).

Ausbreitungstyp (%)	Selbst	Ameisen	Tier*	Wind	Wasser	Mensch	Artenzahl
Tagebau Kayna-Süd gesamt	10	3	20,9	64,1	1	0	298
Zusätzlich in der Pufferzone	17,6	7,8	27,5	47,1	0	0	51
Zusätzlich im 0-300 m Umkreis	15	0	20	60	5	0	20
Zusätzlich im „Tagebau“-Quadrant	10,1	4,3	14,5	62,3	4,3	4,3	69
Zusätzlich im „Nachbar“-Quadranten	14,4	4,3	14,6	59,5	6,8	0,5	439

*Klett-, Verdauungsausbreitung, Verschleppung

Im 0-300 m Umkreis sowie im "Tagebau"- und "Nachbar"-Quadranten ähneln sich die Ausbreitungsspektren sehr stark (Tab. 2 - grau unterlegt). Dies spricht dafür, dass bereits ab der Pufferzone (>10 m) die Ausbreitung über zufällige Ereignisse stattfindet. Nur im Bereich der Nahausbreitungsgrenze (0-10 m nach Luftensteiner 1982) findet eine aktive Einwanderung statt, die zu einer Veränderung des Ausbreitungsspektrums der verbleibenden Arten führt. Prinzipiell weist die hohe Zahl an Arten, die aus Entfernungen von 300 m bis ca. 32 km einwandern mussten (41 % der Gesamtartenzahl des Tagebaus), auf die große Bedeutung außergewöhnlicher Ereignisse (Starkwind, Tiere, Menschen) für die Besiedlung von Tagebauflächen hin. Durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung sind im Gebiet wenig Barrieren (z.B. Hecken, Wald) vorhanden. Kayna-Süd wirkt z.B. bei Starkwindereignissen als riesige Diasporenfalle.

Tab. 3: Gesamtartenzahl und absolute und prozentuale Anteile geschützter und gefährdeter Pflanzenarten im Tagebau Kayna-Süd, in der Pufferzone, im 0-300 m Umkreis, im "Tagebau"-Quadrant und in den "Nachbar"-Quadranten (Stand: Juli 2001) (* ohne Wasserfläche).

	Gesamtartenzahl	geschützt	% geschützte Arten	Flächengröße (km ²)
Arten im Tagebau Kayna-Süd	298	30	10	1,8*
Arten gesamter Umkreis: Puffer, 0-100 m, 100-300 m Umkreis	249	11	4	1,8
<i>Arten in der Pufferzone</i>	<i>205</i>	<i>10</i>	<i>5</i>	<i>0,4</i>
<i>Arten im 0-100m Umkreis</i>	<i>163</i>	<i>4</i>	<i>2</i>	<i>0,4</i>
<i>Arten im 100-300m Umkreis</i>	<i>105</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>1</i>
Arten im "Tagebau"-Quadrant (bis 2,5 km)	281	15	5	30,3
Arten in "Nachbar"-Quadranten (2,5-8 km)	826	154	19	242

In seiner ausgeräumten, intensiv genutzten Umgebung bietet Kayna-Süd für viele selten gewordene Pflanzen und Tiere ideale Habitate (Tab. 3). Die niedrige Artenzahl im "Tagebau"-Quadrant ist auf die intensive ackerbauliche Nutzung zurückzuführen. In diesem Quadranten weist der Tagebau den größten Artenreichtum auf und enthält über doppelt so viele geschützte und gefährdete Pflanzenarten. Die mindestens 2,5 km entfernt liegenden "Nachbar"-Quadranten enthalten höhere Artenzahlen und mehr geschützte und gefährdete Arten, doch hier wird eine wesentlich größere Fläche betrachtet und es sind bereits Randbereiche der reich strukturierten Landschaft zwischen Weißenfels und Freyburg (Helme-Unstrut-Schichtstufenlandschaft: z.B. NSG Tote Täler; Halle-Naumburger-Saaletal: z.B. NSG Saaleaue bei Goseck) einbezogen. Momentan haben im Tagebau 10 % der vorkommenden Pflanzenarten einen Schutzstatus (BArtSchV, Rote Liste Deutschland, Rote Liste Sachsen-Anhalt). Jedes Jahr kommen neue Arten hinzu (2001: *Plantharthera chlorantha*) oder die vorhandenen breiten sich aus (z.B. *Ophrys apifera*). Aufgrund des großen Strukturreichtums und der zum Teil stagnierenden Sukzession können im Tagebau viele Biotoptypen langfristig nebeneinander existieren, so dass diese Arten langfristig erhalten bleiben. Vor allem in strukturarmen, intensiv genutzten Gebieten kommt den Tagebauen eine besondere Bedeutung als Rückzugsgebiete und als Trittsteinbiotope im Biotopverbund zu.

3.2.2 Faunistisches Besiedlungsgeschehen und Umlandeinfluss - Ergebnisse der Laufkäfererfassung (*Carabidae*, *Cicindelidae*) im Untersuchungsgebiet Bachaue des Tagebaus Golpa-Nord

Durch ihre höhere und zielgerichtete Mobilität können viele Tiere (besonders Pionierarten) die Habitate der Braunkohlenfolgelandschaft schneller besiedeln als Pflanzenarten und weisen deshalb oft noch höhere Anteile an Rote-Liste-Arten auf. Im Rahmen eines speziellen Versuchansatzes wird das faunistische Besiedlungsgeschehen eines Teilbereichs des Tagebaus Golpa-Nord (Sanierungsgebiet Bachaue) beobachtet und mit der Fauna des östlichen Umlandes verglichen. Aufgrund von langjährigen Bodenfallenfängen können bzw. konnten Einwanderungs- und Sukzessionsprozesse unmittelbar verfolgt werden.

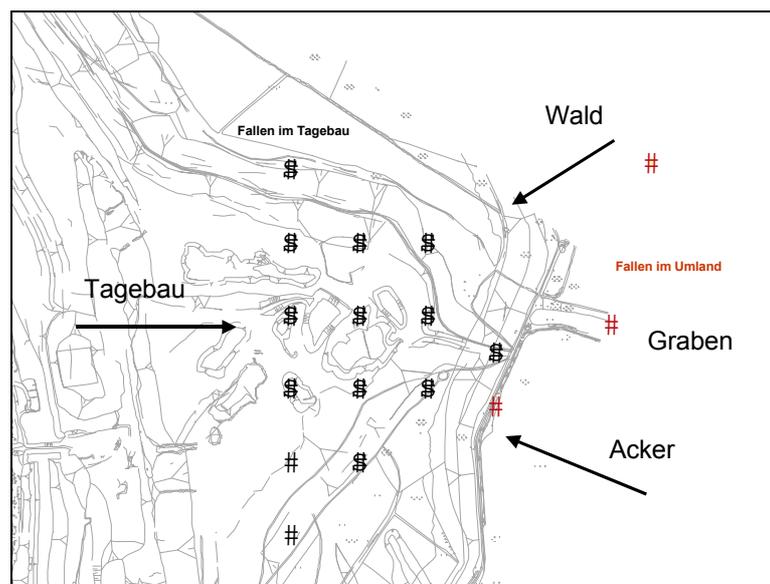


Abb. 10: Bodenfallendesign im Untersuchungsgebiet 'Bachaue' im Tagebau Golpa-Nord. Die Bodenfallen im Bereich des Tagebaus werden seit Juni 1998 betrieben, drei Fallen-

standorte im Umland (grau) seit Mai 2000. Durch Pfeile werden schematisch die unterschiedlichen Einflussrichtungen auf das Untersuchungsgebiet dargestellt.

Seit Juni 1998 wird die faunistische Besiedlung im Tagebau Golpa-Nord (Untersuchungsgebiet Bachaue) mit Hilfe von Bodenfallen untersucht. Das Falldesign ist Abb. 10 zu entnehmen. Im Tagebau kamen dabei pro Standort je eine Bodenfalle mit ca. 9 cm Öffnungsdurchmesser zum Einsatz, im Umland je 5 Fallen mit 7 cm Durchmesser (weiteres zur Methode s. Kap. 3.1.2.2.). Es werden folgende Tiergruppen bearbeitet: Asseln, Heuschrecken, Laufkäfer, Ohrwürmer, Spinnen und Zikaden. Im Folgenden werden Ergebnisse für die Familie der Laufkäfer (Cicindelidae, Carabidae) vorgestellt.

In den bislang ausgewerteten zwei Untersuchungsjahren (06.98 - 07.00) konnten im Bereich des ehemaligen Tagebaus durch die 14 Fallen insgesamt 69 Laufkäferarten erfasst werden (s. Tab. 4), wobei ca. 22 % dieser Arten in Sachsen-Anhalt als gefährdet, stark gefährdet bzw. potentiell gefährdet gelten.

Tab. 4: Laufkäferfänge (Carabidae) im Untersuchungsgebiet Bachaue (Tagebau Golpa-Nord) (Rote-Liste-Arten nach Schnitter et al. 1993 sowie Schnitter & Trost 1996).

	Fallen im Tagebau Juni 1998 – Juli 2000 (26 Monate) 14 Standorte	Fallen im Umland Mai 2000 – Juli 2000 (3 Monate)		
		Acker	Graben	Wald
Individuenzahl	9092	2208	513	80
Artenzahl (gesamt: 99)	69	33	45	9
Rote-Liste-Arten (gesamt: 18)	15 (21,7 %)	5 (7,9 %)		

Erstaunlich ist die Tatsache, dass an den drei Fallenstandorten im Umland (Acker, Graben, Wald) in nur drei Monaten eine ähnlich hohe Artenzahl ermittelt wurde. Unter diesen befanden sich jedoch nur etwa 8 % Rote-Liste-Arten. Die Ergebnisse lassen zwei Schlüsse zu:

- Im Bereich des Tagebaus leben u.a. mit einigen Pionierarten Spezialisten, die in der gewachsenen Landschaft nur noch selten auftreten; besonders das Auftreten dieser Arten macht den hohen naturschutzfachlichen Wert der ehemaligen Tagebaubereiche deutlich.
- Bei den Tagebaubereichen handelt es sich z.T. um Extremstandorte, die von vielen Arten - selbst wenn sie im direkten Umland (angrenzender Wald, angrenzender Graben) auftreten - nicht bzw. noch nicht besiedelt werden; dies wird sich jedoch mit fortschreitender Sukzession ändern.

Bei der Analyse der Untersuchungsergebnisse werden unterschiedliche Besiedlungsmuster deutlich. In Abb. 11 wird das Auftreten des Laufkäfers *Calathus fuscipes* in den Bodenfallen des Untersuchungsgebietes an sechs unterschiedlichen Zeitpunkten (kumulativ seit Ausbringen der Fallen im Juni 1998) dargestellt.

Es handelt sich bei *Calathus fuscipes* um eine flugunfähige Käferart, die im Offenland (Äcker, Felder) weit verbreitet ist. Sie meidet lediglich zu feuchte bzw. bewaldete Bereiche. Die Ergebnisse zeigen, dass diese Art aus dem im Südosten angrenzenden Feld in den Tagebaubereich einwandert. Es werden dabei sowohl vegetationsfreie Flächen als auch dichte Gras-/Krautfluren besiedelt, wobei an letzteren größere Individuenzahlen auftreten. Die Einwanderung erfolgte

kontinuierlich in den Tagebau hinein; nach 2 Beobachtungsjahren konnte *Calathus fuscipes* an allen Fallenstandorten nachgewiesen werden.

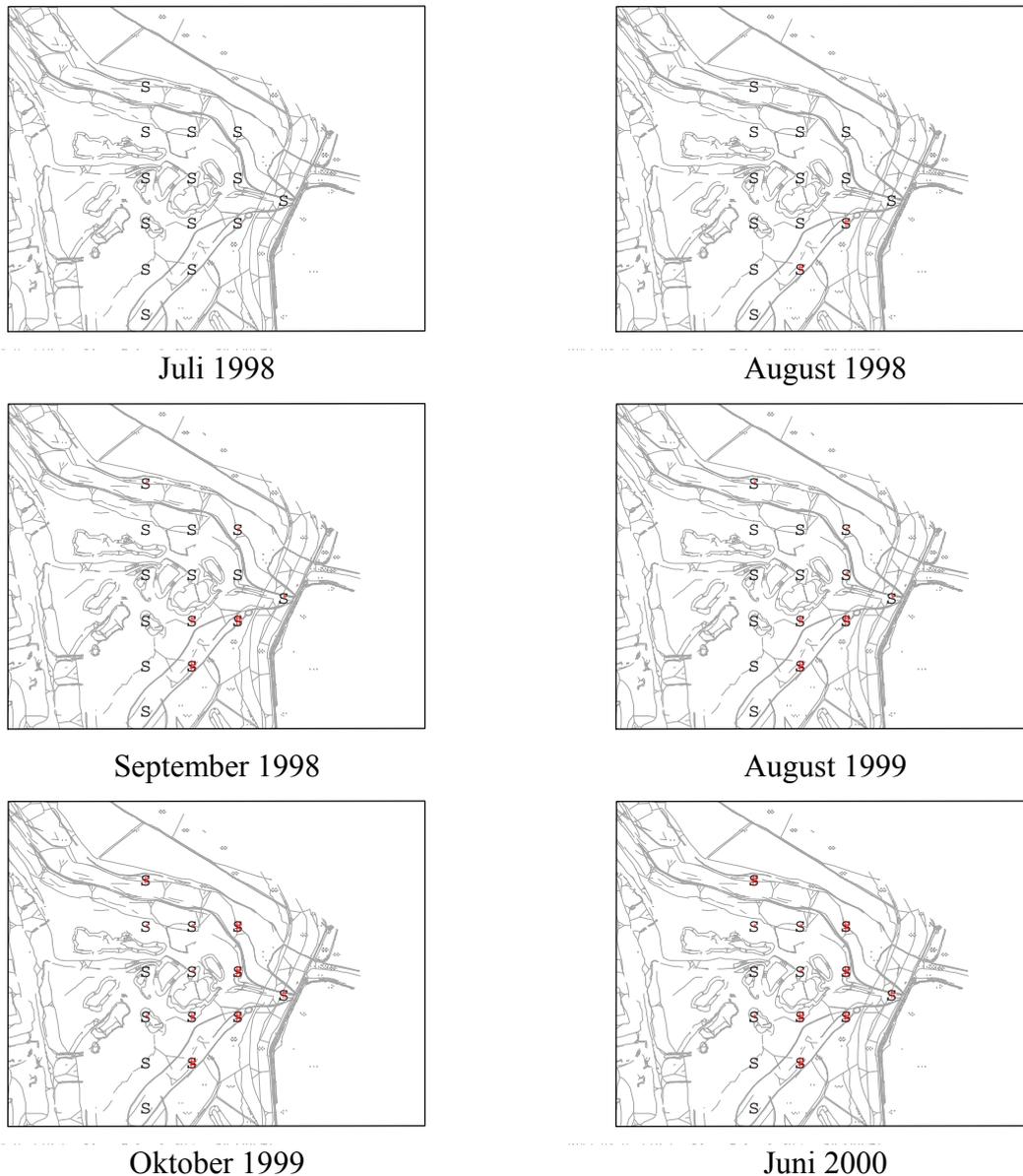


Abb. 11 Auftreten des Laufkäfers (Carabidae) *Calathus fuscipes* in den Bodenfallen des Untersuchungsgebietes Bachaue im Tagebau Golpa-Nord - die Abfolge zeigt eine Auswahl einiger Leerungen; es handelt sich um eine kumulative Darstellung; Gesamtzahl (bis Juni 2000): 1116 Individuen.

Ein anderes Muster des Besiedlungsgeschehens zeigt *Bembidion femoratum*. Dieser relativ kleine (ca. 0,5 cm) Carabide ist als Pionierart flugfähig und besiedelt bevorzugt vegetationsarme Bereiche. *Bembidion femoratum* tritt dementsprechend vor allem im Zentrum des Untersuchungsgebietes (vegetationsarme Bereiche) auf und meidet die Randbereiche mit hoher, ruderaler Vegetation. In den Fallen im Umland trat diese Art nicht auf. Bei zunehmender Vegetationsdeckung wird sie letztendlich (fliegend) den Tagebau verlassen bzw. nur noch an vegetationsfreien Spülsäumen des Restsees auftreten; auf Extremstandorten kann sich das Verschwinden der Art aufgrund stagnierender Sukzession mehrere Jahrzehnte hinziehen.

Als ein weiteres Beispiel sei die Waldart *Abax parallelepipedus* genannt. Sie tritt im angrenzenden Wald zahlreich auf (Mai - Juli 2000: 38 Individuen, bis zum 6.11.00 sogar über 200 Indivi-

duen). Analog zu den typischen Pflanzenarten des Waldes zeigt sie jedoch nur sehr geringe Ausbreitungstendenzen. Innerhalb der zwei Untersuchungsjahre Juni 1998 bis Juli 2000 konnte im Randbereich des Tagebaus nur ein Individuum erfasst werden.

Im Juli 2001 werden für dieses Untersuchungsgebiet die Daten von insgesamt drei Untersuchungsjahren vorliegen. Es stehen dann für eine Reihe von Tiergruppen Ergebnisse zum Besiedlungsgeschehen bzw. zum Einfluss des Umlandes zur Verfügung. Ihre Analyse wird dazu beitragen, Aussagen zur Art, Geschwindigkeit und Richtung der Besiedlung zu treffen und zur Auswahl entsprechender Indikatorarten führen.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Die vorliegenden Untersuchungen zur Laufkäferzönose im Tagebau Golpa-Nord (Bachau) zeigten, dass sich im Tagebau zunächst viele an konkurrenzarme Standorte angepasste Arten einfinden, die den suboptimalen Bedingungen in der Kulturlandschaft ausweichen. Durch 2 jährige Bodenfallenergebnisse konnte der Besiedlungsprozess durch einige Laufkäfer dokumentiert werden.

Alle Untersuchungen zeigen den hohen naturschutzfachlichen Wert der Bergbaufolgelandschaften. Besonders in strukturarmen, intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten kommt den Tagebauen eine wichtige Funktion als Siedlungsraum und Rückzugsgebiet geschützter und im Rückgang begriffener Arten zu. Insgesamt können Tagebaue als Ausbreitungszentrum für das benachbarte Umland dienen und wirken so als Trittsteinbiotope im Biotopverbund. Aufgrund der auf Extremstandorten stagnierenden Sukzession besteht die Möglichkeit, ohne Pflegeaufwand langfristig eine hohe Struktur- und Biotopvielfalt zu erhalten.

Auf Flächen, die aufgrund von äußeren Bedingungen (Erosion, Staubbelästigung, Ortsnähe) rekultiviert werden müssen, sollten vermehrt Initialensetzungen (z.B. Mähgutaufbringung, Wildpflanzenansaat regionaler Herkünfte) zum Einsatz kommen. Bei geeigneter Auswahl der Spenderbiotope entwickeln sich artenreiche Pflanzengemeinschaften. Dies ist auch eine Möglichkeit, um Arten, die aufgrund fehlender Fernausbreitungsmechanismen nicht oder erst mit großer Verzögerung (Zufallsereignis) einwandern können, anzusiedeln.

Die vorgestellten Ergebnisse bilden einen wesentlichen Baustein zur Ableitung prinzipieller Entwicklungsstrategien von Bergbauflächen und zum Flächenmanagement von Bergbaufolgelandschaften, die in ihren Grundprinzipien auch auf andere Abgrabungen angewendet werden sollen.

5 Danksagung

Das FLB-Projekt bedankt sich herzlich bei den Regierungspräsidien Dessau und Halle für die Erteilung von Ausnahmegenehmigungen zum Arbeiten in den betroffenen Naturschutzgebieten sowie der BVVG Magdeburg, der BVVG Halle und dem Bundesvermögensamt Halle für die Genehmigung, auf ihren Flächen Untersuchungen durchführen zu können. Der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbauverwaltungsgesellschaft (Bitterfeld) danken wir für die unkomplizierte und konstruktive Zusammenarbeit und die hohe Bereitschaft, Flächen für Forschungszwecke zur Verfügung zu stellen. Dem Landesamt für Umweltschutz, Halle danken wir für die Bereitstellung der Daten aus der floristischen Kartierung Sachsen-Anhalt. Weiter möchten wir uns bei allen studentischen Hilfskräften, Praktikanten und Diplomanden bedanken, deren unermüdlicher Einsatz keinen unerheblichen Beitrag zum Gelingen des Projektes leistet.

6 Literatur

- Bodenkundliche Kartieranleitung 1994. Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland, 4. Auflage, Hannover; in Kommission: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 392 pp.
- Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) 1997: Verordnung zum Schutz wildlebender Tier- und Pflanzenarten. *NIJ 33. Lfg.*, X: 25-41.
- Dunger, W. 1969. Fragen der natürlichen und experimentellen Besiedelung kulturfeindlicher Böden durch Lumbriciden. *Pedobiologia* 9: 146-151.
- Dunger, W. 1998. Ergebnisse langjähriger Untersuchungen zur faunistischen Besiedelung von Kippböden. In: PFLUG, W. (ed.): *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Berlin, Springer Verlag: 625-634.
- Durka, W., Altmoss, M., Henle, K. 1997. Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften des Südraumes Leipzig unter besonderer Berücksichtigung spontaner Sukzession. *UFZ Bericht* 22: 209 pp.
- Ehrmann, O. 1996. Regenwürmer in einigen südwestdeutschen Agrarlandschaften. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 35: 89-92.
- Felinks, B., Wiegleb, G. 1998. Welche Dynamik schützt der Prozeßschutz? Aspekte unterschiedlicher Maßstabebenen - dargestellt am Beispiel der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 30: 298-303.
- FIB 1999: Kennzeichnung der Kartierungseinheit Tagebau Mücheln, BF Neumark - Sukzession. Bodenkundliches Gutachten des Forschungsinstitutes für Bergbaufolgelandschaften Finsterwalde e.V.
- FBM 1999. Konzepte für die Erhaltung, Gestaltung und Vernetzung wertvoller Biotope und Sukzessionsflächen in Braunkohlen-Tagebaulandschaften Mitteldeutschlands. Endbericht des Forschungsverbundes Braunkohletagebaulandschaften Mitteldeutschlands (im Auftrag des BMBF), Halle (Saale).
- Frank, D.; Klotz, S. 1990. Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. *Wiss. Z. Univ. Halle* 32/41: 167 pp.
- Harper, J.L., Williams, J.T., Sagar, G.R. 1965. The behaviour of seeds in soil. Part I. The heterogeneity of soil surfaces and its role in determining the establishment of plants from seed. *J. Ecol.* 53: 273-286.
- Herbst, F., Mahn, E.-G. 1998. Modelluntersuchungen zur Gestaltung von Bergbaufolgelandschaften auf der Basis spontaner und gelenkter Sukzessionen unter Berücksichtigung von Aspekten des Naturschutzes am Beispiel des Braunkohlentagebaus Goitzsche. Abschlußbericht Deutsche Bundesstiftung Umwelt Osnabrück: 239 pp.
- Jünger, G. 1999. Erfolg- und Methodenkontrolle von initiiertem Vegetationsentwicklung auf größeren Böschungsabschnitten. Unveröff. Diplomarbeit, Hochschule Anhalt; Bernburg: 83 pp.
- Kirmer, A., Jünger, G., Tischew, S. (im Druck). Initiierung von Sandtrockenrasen auf Böschungsstandorten im Braunkohlentagebau Goitzsche.
- Kirmer, A.; Mahn, E.-G. 1996. Verschiedene Methoden zur Initiierung von naturnaher Vegetationsentwicklung auf unterschiedlichen Böschungsstandorten in einem Braunkohlentagebau - Erste Ergebnisse. *Verh. Ges. Ökol.* 26: 377-385.
- Kirmer, A.; Mahn, E.-G. 2001. Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite strip mining area of Goitzsche, Germany. *J. Appl. Veg. Sci.*: 19-27.
- Klötzli, F. 1980. Zur Verpflanzung von Streu- und Moorwiesen. *Tagungsab. ANL* 5: 41-45.
- Korneck, D.; Schnittler, M.; Vollmer, I. 1998. Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. - In: Bundesamt für Naturschutz (Redaktion: Ludwig, G. & Schnittler, M. 1998): *Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands*. - BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag (Münster), Bonn-Bad Godesberg.

- Laves, D., Thum, J., Wünsche, M. 1998. Wirkung organischer Substanzen auf wesentliche Bodenfruchtbarkeitsmerkmale in Kippsubstraten. In: PFLUG, W. (ed.) Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Berlin, Springer Verlag: 809-821.
- Luftensteiner, H.W. 1982. Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. Bibliotheca Botanica, Heft 135: 68 pp.
- Müller-Schneider, P. 1986. Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. ETH Zürich, Stiftung Rübel, Heft 85: 261 pp.
- Prach, K. 1987. Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N.W. Bohemia, Czechoslovakia. Fol. Geobot. Phytotax., 22: 339-354.
- Rhee van, K. (1970): Development of earthworm population in polder soils. Pedobiologia 10: 133-140.
- Rote Liste Sachsen-Anhalt 1992. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1: 63 pp.
- Rothmaler, W. (Begr.) 1996. Exkursionsflora von Deutschland. Teil 2: Gefäßpflanzen Grundband. 16. Aufl.. Gustav Fischer Verlag Jena Stuttgart: 639 pp.
- Schnitter, P.; Grill, E.; Ciupa, W.; Schmiedtchen, G.; Blochwitz, O.; Lübke- Al-Hussein, M.; Kreuter, T.; Epperlein, K.; Eppert, F. 1993. Rote Liste der Laufkäfer des Landes Sachsen-Anhalt. - Ber. Landesamt. Umweltsch. Sachsen-Anhalt 9: 29-34.
- Schnitter, P.; Trost, M. 1996. Zur Fortschreibung der Roten Liste der Laufkäfer Sachsens-Anhalts - Probleme und neue Ansätze. - Ber. Landesamt. Umweltsch. Sachsen-Anhalt 21: 80-88.
- Sims, R.W.; Gerard, B.M. 1985. Earthworms. The Linnean Society of London and the Estuarine and Brackish-Water Sciences Association No. 31. E. J. Brill/ Dr. W. Backhuys, London, Leiden, Köln, København.
- Tischer, S. 1989. Bodenbiologische Untersuchungen von Standorten der Lommatscher Pflege. Sächsisches Landesamt für Forsten, Graupa
- Tischer, S. 2000. Huminstoff- und Lumbricidenuntersuchungen an ausgewählten Bodendauerbeobachtungsflächen im Land Sachsen-Anhalt. Unveröff. Ergebnisbericht, Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Inst. f. Bodenkunde und Pflanzenernährung.
- Tischew, S. 1998: Sukzession als mögliche Folgenutzung in sanierten Braunkohlentagebauen. Berichte Landesamt für Umweltschutz Halle 1: 42-54.

DIE AUSBREITUNG VON PFLANZENARTEN IN DER KULTURLANDSCHAFT UND IHRE BEDEUTUNG FÜR RENATURIERUNGSPROZESSE

A. Bischoff

Zusammenfassung: Die Bedeutung der Ausbreitung von charakteristischen Pflanzenarten für die Wiederbesiedlung landwirtschaftlich genutzter Ökosysteme wurde anhand von zwei Fallbeispielen untersucht: (1) Grünland der Saaleaue; (2) Äcker des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. In beiden Fällen wurde die Artenzusammensetzung von Flächen, die auf eine extensive Nutzung umgestellt wurden, mit der von benachbarten, artenreichen Referenzflächen verglichen, die einer langjährigen Extensivnutzung unterlagen. Um Einwanderungsprozesse zu erfassen, wurden im Übergangsbereich Transekte angelegt. An charakteristischen Arten erfolgte eine experimentelle Untersuchung der Ausbreitung, indem kurz vor der Samenreife stehende Individuen im Bereich der umgestellten Flächen eingepflanzt wurden. Für die gleichen Arten wurde zudem die Etablierung von Keimlingen analysiert. Charakteristische Auengrünlandarten traten auch zehn Jahre nach der Umstellung fast ausschließlich in unmittelbarer Nähe artenreicher Referenzflächen (Diasporenquellen) auf. Im Fallbeispiel Schwarzerdeäcker erfolgte die Wiederbesiedlung nur dann rascher, wenn die umgestellten Flächen in einer Bewirtschaftungseinheit mit Diasporenquellen lagen. Die experimentell ermittelten Ausbreitungsdistanzen lagen nur bei wenigen Metern pro Jahr (<5 m). Die Überlebensraten der untersuchten Auengrünlandarten lagen bei 20% bzw 40%, ohne dass bislang ein Individuum zur Reproduktion gelangt wäre. Die Etablierungsraten der Ackerwildkrautarten waren vergleichsweise hoch (in der Regel über 50%). Allerdings war die Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge sehr niedrig, so dass von hohen Verlusten im Boden ausgegangen werden muss.

Schlüsselwörter: Ackerwildkräuter, Auengrünland, Ausbreitung, Extensivierung, Reetablierung, Renaturierungserfolg

1 Einleitung

Der drastische Rückgang von Pflanzenarten, die an Ökosysteme der Kulturlandschaft gebunden sind, hat vielerorts zu Bestrebungen geführt, die ursprüngliche Diversität dieser anthropogenen Lebensräume wiederherzustellen. Erste Ansätze zur Renaturierung von Grünlandökosystemen gibt es bereits seit den 70er Jahren (Bakker 1989). Hier kommen potenziell die meisten der gefährdeten Pflanzenarten der Kulturlandschaft vor. Eine wesentlich größere Fläche nehmen jedoch in Mitteleuropa die Äcker ein. Mit den Ackerrandstreifenprogrammen existieren hier seit etwa 20 Jahren Bestrebungen zur Reetablierung ehemals typischer Ackerwildkrautarten (Schumacher 1980). Erst seit der EU-Agrarreform 1992 stehen jedoch europaweit Programme zur Wiederherstellung der Artenvielfalt in Grünland- und Ackerökosystemen zur Verfügung. Der Fördermechanismus sieht dabei in der Regel Kompensationszahlungen für Landwirte vor, die sich vertraglich zu extensiven Nutzungsformen verpflichten. Diese Nutzungsformen sind grundsätzlich zur Reetablierung vieler zurückgedrängter Arten geeignet. Die Frage, der in dieser Arbeit nachgegangen werden soll, ist dabei, ob sich solche Arten auch dann wieder einstellen, wenn sie bereits aus dem Diasporenvorrat verschwunden sind und auch nicht vegetativ überdauern konnten.

Häufig bleiben standorttypische Arten auch dann noch aus, wenn die Etablierungsbedingungen wieder genauso günstig sind wie an artenreichen Referenzstandorten (Kapfer 1994, Bischoff &

Mahn 2000). Der Schluss liegt nahe, dass in solchen Fällen ein fehlender Diasporeneintrag die Reetablierung verhindert, dass also der Renaturierungsprozess ausbreitungslimitiert ist. Im Folgenden soll daher der Frage nachgegangen werden, welche Rolle die Ausbreitung von Pflanzenarten für die Wiederbesiedlung von Grünland- und Ackerflächen spielt. Dabei stehen zwei Fragen im Mittelpunkt:

(1) Mit welcher Geschwindigkeit breiten sich charakteristische Arten aus?

(2) Wie hoch ist die Etablierungswahrscheinlichkeit dieser Arten?

Die Beantwortung der ersten Frage dient der Abschätzung von Maximaldistanzen, in denen Restpopulationen der betreffenden Arten vorkommen müssen, um eine erfolgreiche Wiederbesiedlung zu gewährleisten. Über die Etablierungswahrscheinlichkeit kann beurteilt werden, wieviele Diasporen hierfür notwendig sind.

Mit dem Grünland der Saaleaue und Schwarzerdeäckern der Querfurter Platte wurden zwei repräsentative Fallbeispiele der mitteldeutschen Kulturlandschaft für die Untersuchungen ausgewählt. An anderer Stelle wurde über die Analyse von Keimlingsmortalität und Bodennährstoffgehalten gezeigt, dass die ausgewählten Renaturierungsflächen vergleichbare Etablierungsbedingungen aufweisen wie langjährig extensiv genutzte Flächen mit umfangreichen Vorkommen an charakteristischen Arten (Bischoff im Druck).

2 Methoden

2.1 Untersuchungsflächen

Grünland

Die Untersuchungsflächen lagen in der Saaleaue bei Holleben, 10 km südlich von Halle. Das Gebiet wird episodisch überschwemmt, im Untersuchungszeitraum von 1998-2000 dreimal mit einer gesamten Überflutungsdauer von 120 Tagen. Im Sommer sinken die Grundwasserstände auf 0,5 bis 1,0 m unter Flur ab. Da die Niederschläge nur bei durchschnittlich 490 mm pro Jahr liegen, sind die Bedingungen wechselfeucht.

In den 70er und 80er Jahren wurde versucht, in einem Teil des Grünlands eine intensive Nutzung zu etablieren. Die Flächen wurden umgebrochen, kurzzeitig als Acker genutzt und nachdem diese Versuche sich nicht als erfolgreich erwiesen hatten, wieder in Grünland umgewandelt. In dieser Zeit wurden die Flächen in größerem Umfang gedüngt. Ein Großteil des Grünlandes blieb jedoch von diesen Intensivierungsversuchen verschont und weist als Referenzfläche die potenzielle Vielfalt an autotypischen Arten auf. Seit 1989 wird das gesamte Grünland des ca. 200 ha großen Gebietes extensiv als Mähweide genutzt, mit einem Schnitt Anfang Juni und einer Rinderbeweidung (ca. 0,5 GVE/ha) im September oder Oktober. Die Flächen werden nicht gedüngt.

Acker

Die Untersuchungen wurden in Etzdorf und in Bad Lauchstädt, 20 bzw. 15 km südwestlich von Halle durchgeführt. Die Flächen liegen im Bereich des mitteldeutschen Löss-Schwarzerdegebietes (Querfurter Platte), das mit 90 bis 95 Bodenpunkten sehr fruchtbar ist. Die Niederschlagsverhältnisse sind mit denen der Grünlandflächen identisch. Ein Teil der Etzdorfer Ackerfläche wurde von 1976 bis 1998 intensiv genutzt, das heißt unter Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und einer jährlichen Düngergabe von durchschnittlich 100 kg N/ha. Ein weiterer Teil der Fläche wurde in diesem Zeitraum weder gespritzt noch mit Stickstoff gedüngt. Dieser Bereich weist als Referenzfläche die potenzielle Vielfalt an typischen Ackerwildkrautarten auf. Seit 1999 wird auch der zuvor intensiv genutzte Teil nicht mehr gedüngt oder gespritzt. Die Ackerfläche in Bad Lauchstädt wurde 1995 auf eine extensive Nutzung umgestellt.

2.2 Vegetationsaufnahmen

Um die Wiederbesiedlung der Renaturierungsflächen durch charakteristische Pflanzenarten zu erfassen, wurden in beiden Fallbeispielen fünf Transekte im Übergangsbereich zu langfristig extensiv genutzten Flächen angelegt (Abb. 1). Die Breite der Transekte lag bei 10 m, die Länge im Grünland bei 55 m, auf den Ackerflächen bei 40 m. Die Transekte wurden in Segmente von 5 m (im unmittelbaren Grenzbereich 2 m) Länge unterteilt. In jedem Segment wurde der Deckungsgrad aller Gefäßpflanzenarten ein- bis zweimal pro Jahr erfasst.

Genauso verfahren wurde mit 15 Flächen (10x10 m²), die von langfristig extensiv genutzten Bereichen (Diasporenquellen) mindestens 500 m entfernt lagen. Im Fallbeispiel Acker wurde hierfür die 10 km von Etzdorf entfernte Fläche in Bad Lauchstädt herangezogen.

2.3 Ausbreitungsversuche

Die Ausbreitungsversuche wurden im Grünland an *Serratula tinctoria* und *Silaum silaus* durchgeführt, auf den Ackerflächen an *Euphorbia exigua*, *Lithospermum arvense* und *Silene noctiflora*. Diese Arten sind charakteristisch für die betreffenden Standorte (Schubert et al., 1995) und waren auf den langfristig extensiv genutzten Referenzflächen häufig zu finden. Da sie gleichzeitig auf den Renaturierungsflächen weitgehend verschwunden waren, eignen sie sich als Indikatoren für den Renaturierungserfolg.

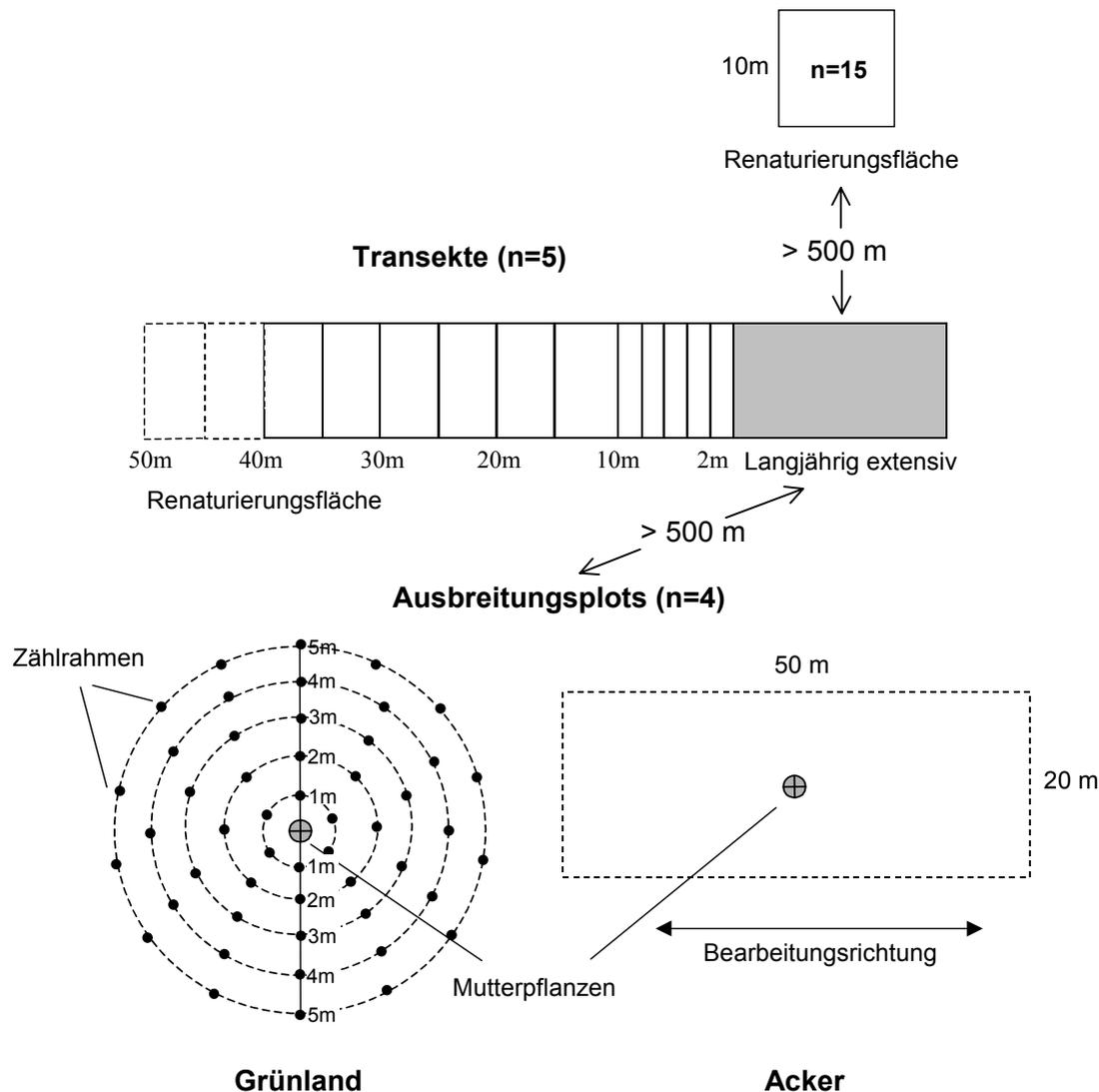


Abb. 1: Design von Ausbreitungsversuchen und Transekten

Kurz vor der Samenreife stehende Mutterpflanzen dieser Arten wurden im Bereich von langjährig extensiv genutzten Flächen ausgegraben und jeweils an vier mindestens 200 m auseinander liegenden Stellen im Bereich von Renaturierungsflächen eingepflanzt. Bedingung für die Auswahl dieser Ausbreitungsplots war ein komplettes Fehlen der betreffenden Arten in früheren Vegetationsanalysen. Für jeden Plot wurden die Diasporen an den Mutterpflanzen gezählt (*L. arvensis*) oder über die Zahl der Kapseln (*E. exigua*, *S. noctiflora*) bzw. Döldchen (*S. silaus*) und Köpfchen geschätzt (*S. tinctoria*). Stichproben von jeweils 5x50 Samen wurden in Lichtthermostaten bei an den jeweiligen Auflaufzeitraum angepassten Licht- und Temperaturverhältnissen auf ihre Keimfähigkeit überprüft. In den Plots wurde die Position von Keimlingen der betreffenden Arten festgehalten. Im Grünland wurden im folgenden Frühjahr pro Plot fünfzig 0,5x0,5 m² große Zählrahmen abgesucht, die in fünf konzentrischen Ringen bis zu einer Entfernung von 5 m angeordnet waren (Abb. 1). Auf den Ackerflächen wurde ein Bereich von 50 m (in Bearbeitungsrichtung) x 10 m² über drei Jahre komplett analysiert.

Im Grünland wurden zudem um jeden Plot die nächst gelegenen 25 Kuhfladen auf Keimlinge von *S. tinctoria* und *S. silaus* untersucht, da ein Teil der Mutterpflanzen genau zur Zeit der Fruchtreife vom Weidevieh abgefressen wurde. Desweiteren wurden in der Nähe befindliche

Spülsäume, die das nachfolgende Hochwasser an höhergelegenen Stellen angespült hat, abgesehen, um die hydrochore Ausbreitung zu prüfen.

2.4 Überlebensrate und Reproduktion

Die Überlebensrate und Reproduktion wurde auf den langjährig extensiv genutzten Referenzflächen an jeweils 10 Individuen pro Transekt regelmäßig untersucht. Im Grünland wurden jeweils fünf Keimlinge und 5 adulte Pflanzen 1998 gleich nach dem Auflaufen bzw. Neuaustrieb markiert. Auf den Ackerflächen wurden entsprechend 1998 und 1999 zehn Keimlinge pro Transekt markiert. *Serratula tinctoria* und *Silaum silaus* besitzen bereits im 3-Blatt-Stadium die Fähigkeit, auch nach vollständiger Zerstörung der oberirdischen Organe neu auszutreiben. Als abgestorben wurden daher nur solche Individuen eingeschätzt, die in der gesamten folgenden Vegetationsperiode nicht wieder auftraten. Die Diasporenproduktion wurde jeweils zu Beginn der Samenreife bestimmt oder wie oberhalb beschrieben geschätzt.

2.5 Statistik

Der Effekt der Entfernung zu langjährig extensiv genutzten Flächen auf die Deckungsgradsumme charakteristischer Arten im Bereich der Renaturierungsflächen wurde über eine ANCOVA (Analysis of Covariance) getestet (Faktor: Transekt, Kovariable: Distanz). Um eine Varianzhomogenität und einen linearen Zusammenhang zwischen Variable und Kovariable herzustellen, wurden die Deckungsgrade $\arcsin(x)$ und die Distanzen $\log(x+1)$ transformiert. Zur Beurteilung der Streuung von Ausbreitungsdaten, Überlebensraten und Diasporenproduktion wurde jeweils der Standardfehler angegeben.

3 Ergebnisse

3.1 Grünland

Mit *Allium angulosum*, *Sanguisorba officinalis*, *Serratula tinctoria*, *Silaum silaus* und *Thalictrum flavum* wurden insgesamt fünf charakteristische Arten des wechselfeuchten Grünlands nachgewiesen (vergl. Schubert et al., 1995). Auf den Renaturierungsflächen waren diese Arten allerdings auch zehn Jahre nach der Umstellung auf eine extensive Bewirtschaftung sehr selten. Ihr Deckungsgrad sank entlang der Transekte von 13% im langjährig extensiv genutzten Bereich auf 1% in einer Entfernung von 10 m (Abb. 2). Selbst die auf den langjährig extensiv genutzten Flächen sehr häufigen Arten *Serratula tinctoria* und *Silaum silaus* kamen auf den Renaturierungsflächen nur sporadisch vor. Im Bereich von Renaturierungsflächen, die mehr als 500 m von langjährig extensiv genutztem Grünland entfernt lagen, wurden auf 1500 m² (15 x 100 m²) nur zwei Individuen (*S. tinctoria*) aus dieser Artengruppe gefunden.

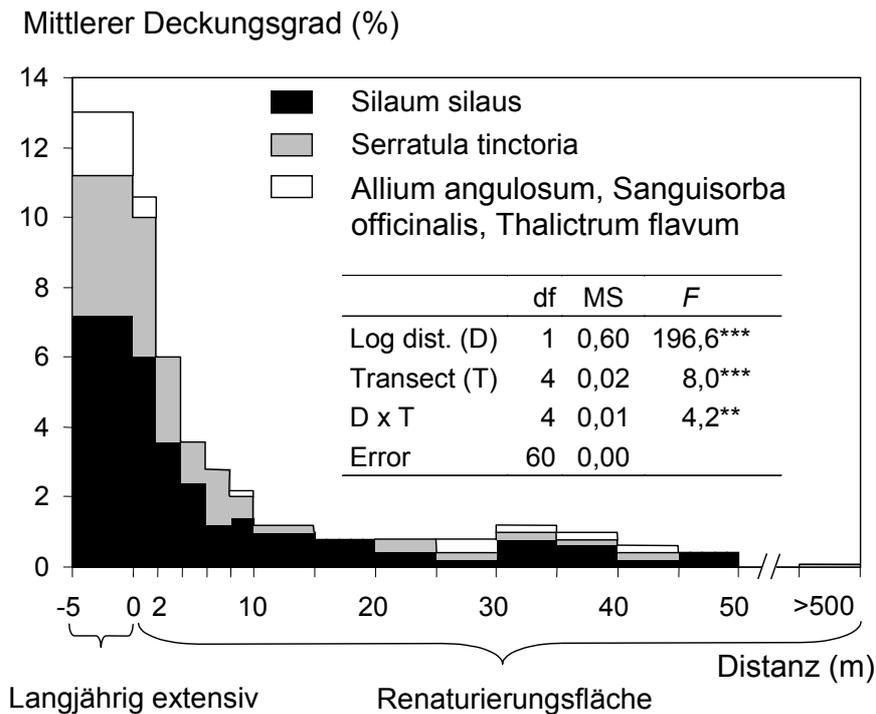


Abb. 2: Mittlerer Deckungsgrad von charakteristischen Auengrünlandarten; Transekte (n=5) im Übergangsbereich zwischen langjährig extensiv genutztem Grünland und Renaturierungsflächen; mit ANCOVA-Ergebnissen (Kovariablen: log Distanz)

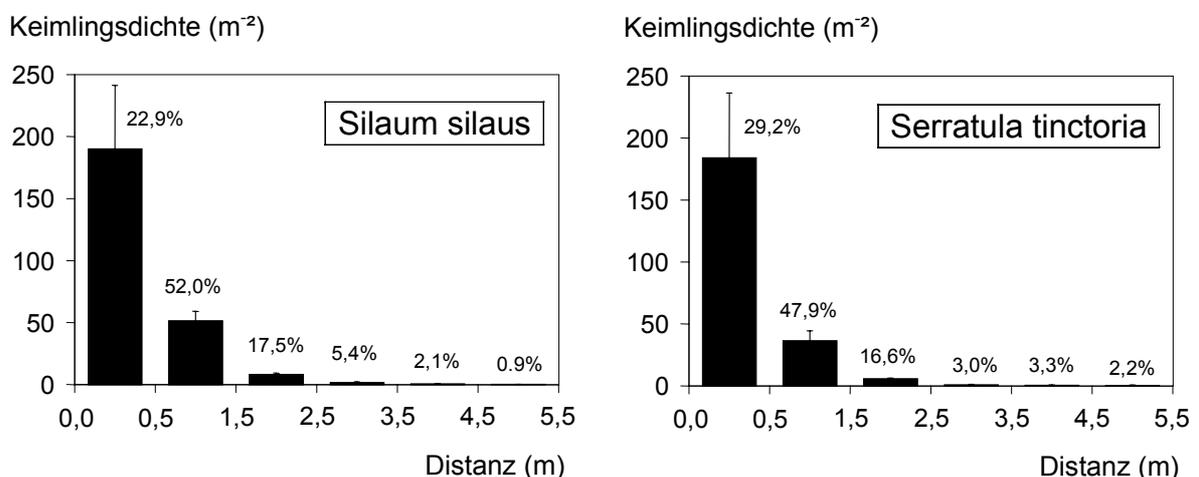


Abb. 3: Mittlere Ausbreitungsdistanzen charakteristischer Arten im Auengrünland: Verteilung von Keimlingen um die Mutterpflanzen (n=4). Die Zahlen an den Säulen geben den prozentualen Anteil für die jeweilige Entfernungsstufe an

Die experimentell ermittelten Ausbreitungsdistanzen von *Serratula tinctoria* und *Silaum silaus* lagen nur vereinzelt höher als 3 m. Die Diasporendichte sank von etwa 200 m⁻² direkt unter den Mutterpflanzen auf 1 m⁻² in 3 m und 0,3 m⁻² in 5 m Entfernung (Abb. 3). Da dieses Absinken der Keimlingsdichten zum Teil auf einen systemimmanenten "Verdünnungseffekt" zurückzuführen ist, wurden in die Grafik auch die Prozentanteile aufgenommen. Der Verdünnungseffekt ergibt

sich aus der mit zunehmender Entfernung größer werdenden Fläche, auf die sich die Diasporen verteilen können. Etwa 75% der Keimlinge sind bei beiden Arten in 0 bis 1,5 m Entfernung zu finden, nur noch 1 bis 2% in einer Entfernung von 4,6 bis 5,5 m. Die Diasporenproduktion der Mutterpflanzen von *S. tinctoria* lag bei 15.000, die von *S. silaus* bei 47.000 pro Plot. Rechnet man die in den Zählrahmen ermittelten Keimlingsdichten auf den Bereich von 0 bis 5,5 m um die Mutterpflanzen hoch, so ergibt sich für *S. tinctoria* und *S. silaus* eine Auflauftrate von 3,2 bzw. 1,3%. Bei diesen Zahlen ist allerdings zu bedenken, dass ein erheblicher, aber nicht genau bestimmbarer Anteil von Diasporen vom Weidevieh gefressen wurde. Im Lichtthermostaten lagen die Keimraten bei 8% für *S. tinctoria* und 27% für *S. silaus*.

In Bereich der markierten Kuhfladen wurden keine Keimlinge der beiden Arten nachgewiesen, so dass eine endozoochore Ausbreitung zumindest nicht in größerem Umfang stattgefunden hat. Auch in den Spülsäumen wurden keine Keimlinge von *S. tinctoria* und *S. silaus* gefunden.

Tab. 1: Überlebensraten und Reproduktion charakteristischer Arten in langjährig extensiv genutztem Grünland; "Keimlinge": Keimung 1998, "Adulte": 1998 Austrieb aus vegetativen Organen; in Klammern: Standardfehler

	Überlebensrate (% von 04/98)			% fruchtende Individuen		
	09/1998	09/1999	09/2000	1998	1999	2000
<i>Silaum silaus</i>						
Keimlinge	36 (16)	24 (15)	16 (10)	0 -	0 -	0 -
Adulte	100 (0)	96 (4)	96 (4)	38 (8)	44 (15)	39 (13)
<i>Serratula tinctoria</i>						
Keimlinge	88 (8)	52 (10)	40 (6)	0 -	0 -	0 -
Adulte	100 (0)	100 (0)	100 (0)	40 (10)	68 (16)	88 (19)

Adulte Individuen von *S. tinctoria* und *S. silaus* wiesen über einen Zeitraum von drei Jahren eine Überlebensrate von nahezu 100% auf. Im Durchschnitt gelangten 40% der *S. silaus* Individuen zur Reproduktion. Bei den adulten *S. tinctoria* Individuen schwankte dieser Anteil zwischen 40% im Jahr 1998, in dem sich ein früher Weidegang negativ auswirkte und 88% im Jahr 2000. Die Überlebensraten der markierten Keimlinge waren erheblich niedriger. Bis zum Herbst 2000 überlebten 16 % der *S. silaus*- und 40% der *S. tinctoria*-Keimlinge. Kein einziger der 1998 markierte Keimlinge gelangte innerhalb dieser Zeit zur Reproduktion. Die Pflanzen blieben in ihrer Entwicklung im 3- bis 4-Blatt-Stadium stehen.

3.2 Acker

Mit *Chaenorhinum minus*, *Descurainia sophia*, *Euphorbia exigua*, *Lithospermum arvense*, *Papaver rhoeas* und *Silene noctiflora* wurden insgesamt sechs der nach Schubert et al. (1995) charakteristischen Arten mitteldeutscher Schwarerdeäcker nachgewiesen. Im "Renaturierungsteil" der Transekte erreichten diese Arten bereits im ersten Jahr nach der Umstellung eine Deckungsgradsumme von mindestens 10% (Abb. 4). Im langjährig extensiv genutzten Bereich lag dieser Wert bei 27%. Zwar war die Abnahme des Deckungsgrades wie im Grünland hoch signifikant, aber mit *Silene noctiflora* und *Papaver rhoeas* kamen zwei der charakteristischen Arten auch im umgestellten Bereich sehr häufig vor. Im Gegensatz dazu lag die Deckungsgradsumme auf Renatu-

rierungsflächen in mehr als 500 m Entfernung von artenreichen Referenzflächen bei weniger als 1%. Hier wurde lediglich *Silene noctiflora* nachgewiesen.

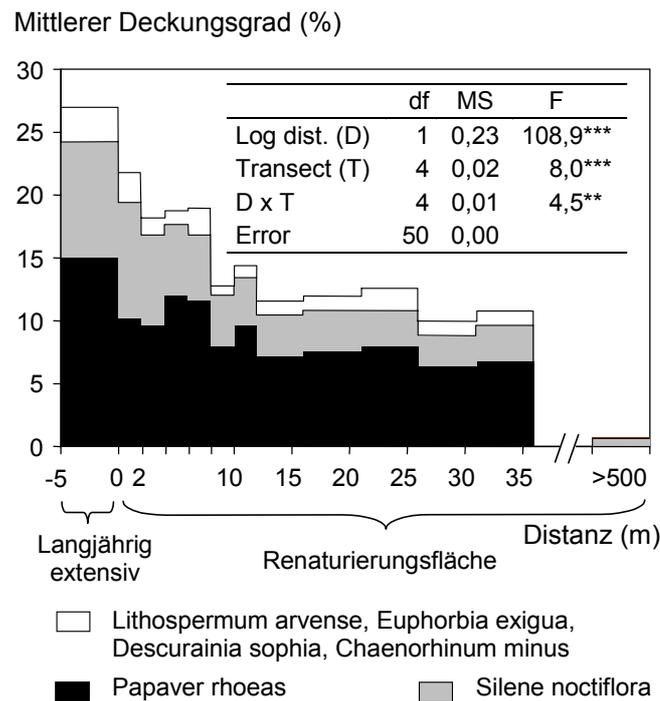


Abb. 4: Mittlerer Deckungsgrad von charakteristischen Ackerwildkrautarten; Transekte (n=5) im Übergangsbereich zwischen langjährig extensiv genutzten und Renaturierungsflächen; mit ANCOVA-Ergebnissen (Kovariablen: log Distanz)

Das über einen Zeitraum von drei Jahren ermittelte Keimlingsaufkommen von *Euphorbia exigua*, *Lithospermum arvense* und *Silene noctiflora* lag im Ausbreitungsversuch bei deutlich unter 1% (Tab. 2). Bei *E. exigua* und *L. arvense* waren die Auflaufraten mit 0,1% bzw. 0,2% so niedrig, dass Aussagen zur Ausbreitung nicht möglich sind. Bei *E. exigua* lag die Keimfähigkeit auch unter optimalen Bedingungen im Lichtthermostaten unter 0,01%. Die Samen waren offensichtlich bis zum Zeitpunkt der Ernte bzw. der Stoppelbearbeitung noch nicht vollständig abgereift. *L. arvense* und *S. noctiflora* wiesen jedoch im Lichtthermostaten eine hohe Keimfähigkeit auf. Hier müssen hohe Verluste im Boden angenommen werden.

Tab. 2: Ausbreitungsversuch mit charakteristischen Ackerwildkräutern: Diasporenproduktion der Mutterpflanzen, Keimraten im Lichtthermostaten (Labor) und Auflaufraten im Freiland; in Klammern: Standardfehler

	Diasporen (je plot)	Keimrate (Labor)	Auflaufrate (Freiland)
Silene noctiflora	7092 (768)	79.2% (4.9%)	0.52% (0.33%)
Lithosp. arvense	1273 (80)	71.6% (1.9%)	0.19% (0.11%)
Euphorbia exigua	3042 (306)	0.0	0.09 (0.09%)

Bei *Silene noctiflora* lag die Keimlingsdichte direkt unter den Mutterpflanzen bei 12 m⁻² und sank in 2 m Entfernung auf 0,1 m⁻² (Abb. 5). 73% der Keimlinge wurden in 0-1,5 m Entfernung gefunden und lediglich 2% in einer Entfernung von mehr als 4 m.

Die Überlebensraten der drei untersuchten Arten lagen 1999 (Sommergerste) zwischen 80 und 100% und 2000 (Winterweizen) zwischen 35 und 85%. Ein Großteil der überlebenden Individuen gelangte zur Reproduktion. Lediglich 2000 erreichte *S. noctiflora* diese Phase trotz hoher Überlebensrate nicht. Der Entwicklungsvorsprung des Winterweizens gegenüber den erst im Frühjahr auflaufenden Keimlingen dieser Art war so groß, dass sie sich maximal bis zum 6-Blatt-Stadium entwickeln konnte. Bei allen Arten lag die Gesamtfitness (Diasporenproduktion pro aufgelaufenem Individuum) 1999 höher als 2000. Für die an Kulturen mit Frühjahrsbodenbearbeitung angepassten sommerannuellen Arten *Euphorbia exigua* und *Silene noctiflora* war dieses Ergebnis zu erwarten. Die vorzugsweise winterannuelle Art *Lithospermum arvense* hat normalerweise durch das Auflaufen im Herbst einen Konkurrenzvorteil in Winterkulturen. Da aber 1999 eine Reihe von Individuen die Frühjahrsbodenbearbeitung überlebte, besaß *L. arvense* in diesem Jahr einen außergewöhnlichen Entwicklungsvorsprung gegenüber der Sommergerste und anderen Ackerwildkrautarten.

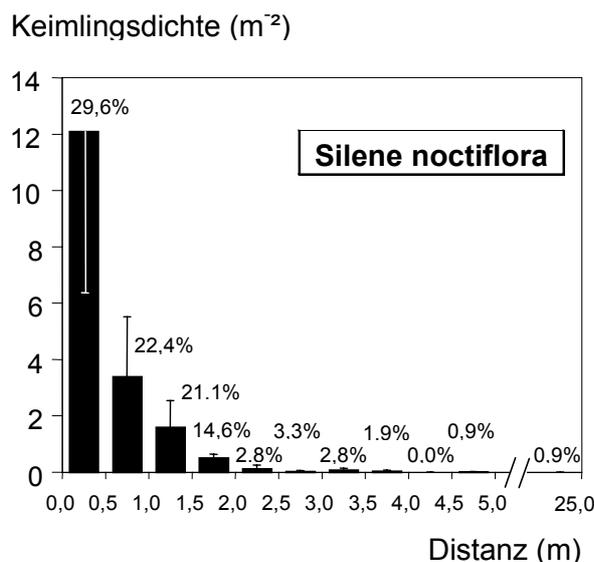


Abb. 5: Mittlere Ausbreitungsdistanzen von *Silene noctiflora*: Verteilung von Keimlingen um die Mutterpflanzen (n=4); %-Werte: siehe Abb. 3

Tab. 3: Überlebensraten und Reproduktion charakteristischer Arten auf langjährig extensiv genutzten Ackerflächen; SG: Sommergerste (1999), WW: Winterweizen (2000); in Klammern: Standardfehler

	Überlebensrate (%)		% fruchtende Individ.		Diasporen/Pflanze	
	SG	WW	SG	WW	SG	WW
<i>Euphorbia exigua</i>	81 (6,2)	36 (11,2)	75 (11,1)	50 (12,9)	33 (5)	15 (6)
<i>Lithospermum arv.</i>	98 (2,5)	53 (8,5)	98 (2,5)	100 (0,0)	1181 (399)	42 (11)
<i>Silene noctiflora</i>	100 (0,0)	85 (4,2)	76 (7,5)	0	69 (19)	0

4 Diskussion

4.1 Grünland

Die vorliegenden Untersuchungen machen deutlich, dass die Wiederherstellung geeigneter Standortbedingungen noch keine erfolgreiche Wiederbesiedlung durch zuvor zurückgedrängte Arten garantiert. Zehn Jahre nach Umstellung auf eine extensive Bewirtschaftung sind viele charakteristische Arten noch nicht wieder eingewandert. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch Graham & Hutchings (1988), Bakker (1989), Berendse et al. (1992) und Kapfer (1994). In der erst- und in der letztgenannten Arbeit konnten viele Arten selbst dann nicht wieder Fuß fassen, wenn Diasporenquellen in unmittelbarer Nachbarschaft vorhanden waren.

Im Renaturierungsgrünland der Saaleaue war das Wiederauftreten charakteristischer Arten in erster Linie von der Distanz zu langjährig extensiv genutzten Flächen abhängig. Dieses Ergebnis legt bereits nahe, dass eine begrenzte Ausbreitungsfähigkeit für das Ausbleiben der Arten verantwortlich ist. Die geringen Ausbreitungsdistanzen von *Serratula tinctoria* und *Silvaum silaus* bestätigen die hohe Wahrscheinlichkeit einer Ausbreitungslimitierung.

Zwar wurden von verschiedenen Autoren im Grünland sehr effektive Ausbreitungsmechanismen festgestellt. So können große Mengen an Diasporen durch die Mahd verfrachtet werden (Strykstra et al. 1997). Das Weidevieh kann Samen endo- und epizoochor über weite Entfernungen transportieren (Fischer et al. 1996). Im Auengrünland tragen Überflutungen in erheblichem Maß zur Ausbreitung bei (Poschlod & Bonn 1998; Andersson et al. 2000). Und *Serratula tinctoria* Achänen weisen zudem einen Pappus auf, der eine Ausbreitung durch den Wind erleichtert. All diese Vektoren besitzen jedoch im hier vorgestellten Fallbeispiel nur eine geringe Wirksamkeit. Die Mahd erfolgt in deutlichem Zeitabstand vor Beginn der Samenreife der meisten charakteristischen Arten, eine zoochore oder hydrochore Ausbreitung konnte zumindest für *S. tinctoria* und *S. silaus* nicht nachgewiesen werden.

Weiterhin besitzen diese Arten selbst in Grünlandbeständen, in denen sie häufig vertreten sind, nur eine geringe Etablierungsrate. Selbst wenn im vorliegenden Beispiel alle nach drei Jahren noch lebenden Keimlinge (ca. 30%, bei einer Auflauftrate von ca. 2%) zur Reproduktion gelangen würden, läge der Anteil von Diasporen, aus denen ein sich reproduzierendes Individuum

hervorgeht, nur bei etwa 0,6%. Das heißt, für ein Etablierungsereignis wären im Mittel etwa 170 Diasporen notwendig. Ähnlich niedrige Etablierungsraten stellten auch Bakker (1989) und van Groenendael et al. (1989) fest.

Wenn demnach die Etablierungsrate nach Wiederherstellung geeigneter Standortbedingungen als weitgehend konstante Kenngröße des Ökosystems vorausgesetzt wird, hängt die Wiederbesiedlung in erster Linie von Distanz und Individuenzahl der in der Umgebung vorhandenen Restpopulationen ab. Sie bestimmen die Wahrscheinlichkeit des Diasporeneintrages.

4.2 Acker

Auf Ackerflächen, die 25 Jahre intensiv genutzt wurden, die aber in einer Bewirtschaftungseinheit mit extensiv genutzten Bereichen lagen, erfolgt eine Wiederbesiedlung durch standorttypische Arten wesentlich rascher als im Grünland. Bereits im ersten Jahr nach der Umstellung waren *Descurainia sophia*, *Papaver rhoeas* und *Silene noctiflora* wieder relativ häufig vertreten. Liegen die umgestellten Flächen jedoch nicht in einer Bewirtschaftungseinheit mit Diasporenquellen, ist wie im Grünland auch nach mehreren Jahren extensiver Bewirtschaftung nur ein einzeltes Wiederauftreten zurückgedrängter Arten zu erwarten.

Auch für Ackerwildkrautarten gibt es Untersuchungen, die eine hohe Effizienz anthropogener Ausbreitungsvektoren belegen. Vor allem durch den Mähdrusch können vergleichsweise große Distanzen zurückgelegt werden. Die Angaben reichen hier von maximal 20 m (Howard et al. 1991) bzw. 53 m (Rew et al. 1996) bei *Bromus sterilis* bis 98 m bei *Datura ferox* (Ballaré et al. 1987). Auch die Bodenbearbeitung kann zu einer Ausbreitung um mehrere Meter führen (Rew & Cussans 1997; Mayer et al. 1998; Marshall & Brain 1999). Die Untersuchungen wurden allerdings vor allem an landwirtschaftlichen Problemunkräutern durchgeführt, die in der Regel ein überdurchschnittlich gutes Ausbreitungsvermögen besitzen dürften. Die hier vorgestellten Untersuchungen an *Silene noctiflora* sowie ältere eigene Untersuchungen an *Lithospermum arvense* und *Centaurea cyanus* belegen, dass andere Ackerwildkrautarten nur mit sehr geringer Wahrscheinlichkeit um mehr als 5 m pro Jahr ausgebreitet werden (Bischoff 1998, 1999). Das rasche Wiederauftreten von *Silene noctiflora* im umgestellten Bereich der Transekte ist eher auf den kontinuierlichen Eintrag von Diasporen aus dem langjährig extensiv genutzten Teil in der gesamten Phase der Intensivnutzung zurückzuführen. Im Gegensatz zu den untersuchten Grünlandarten besitzen viele Ackerwildkräuter eine relativ langlebige Diasporenbank (>5 Jahre, Thompson et al. 1997), so dass ein fortwährender Eintrag zu einer Akkumulierung führt. Entsprechend wurden die Diasporen von *Descurainia sophia*, *Papaver rhoeas* und *Silene noctiflora* bereits vor der Umstellung in der Diasporenbank nachgewiesen (Bischoff, im Druck).

Die Etablierungsraten der durchweg einjährigen Arten sind insgesamt wesentlich höher als im Grünland. Die Ausbreitungsversuche machen jedoch deutlich, dass nur ein geringer Teil der produzierten Diasporen in den folgenden drei Jahren so erfolgreich keimt, dass die Keimlinge auch die Erdoberfläche erreichen. Cousens & Moss (1990) konnten zeigen, dass ein Großteil der Diasporen bei wendender Bodenbearbeitung in große Bodentiefen verfrachtet wird, aus denen kein Auflaufen möglich ist. Erst nach weiterem Pflügen werden nach und nach wieder oberflächennahe Schichten erreicht. Durch die verlängerte Verweildauer im Boden steigt das Risiko von Verlusten durch Predation oder erfolglose Keimung.

4.3 Schlussfolgerungen für die Naturschutzpraxis

Die Ergebnisse machen deutlich, dass für eine Renaturierung von Auengrünland oder Ackerflächen die Distanz und Anzahl von Diasporenquellen einerseits und die Ausbreitungseigenschaften der Schlüsselarten andererseits berücksichtigt werden müssen. Diese Informationen sind zum Beispiel dann relevant, wenn die Erfolgsaussichten für eine Reetablierung prognostiziert werden sollen. Solche Prognosen sind eine wichtige Entscheidungshilfe bei der Auswahl geeigneter Flächen und können so die Effizienz von Fördermaßnahmen erhöhen. Allerdings sind noch zahlrei-

che offene Fragen zur Ausbreitung und Etablierung zu klären, um verlässliche Aussagen über Erfolgsaussichten machen zu können.

Es ist weiterhin möglich, anhand der Ergebnisse Strategien zur Beschleunigung von Wiederbesiedlungsprozessen zu entwickeln:

a) Aktive Wiederansiedlung: Manchester et al. (1998) beschreiben eine erfolgreiche Umwandlung von Äckern in Feuchtgrünland durch eine Neuansaat. Allerdings sind solche Wiederansiedlungen vergleichsweise teuer. Viele Arten sind im Handel nicht erhältlich und eine Bevorzugung lokaler Herkünfte würde die Kosten weiter erhöhen.

b) Förderung der Ausbreitung: Ausbreitungsprozesse können dadurch beschleunigt werden, dass geeignete Vektoren (Mahd) genau zur Zeit der Samenreife zum Einsatz kommen und dass artenreiche Bestände vor Renaturierungsflächen bearbeitet werden (Mahd, Mähdrusch).

c) Erhöhung der Etablierungsraten: Das vor allem in Grünlandbeständen relevante Problem kann durch die Schaffung von Lücken in der dichten Grasnarbe verringert werden. Dazu ist die Eignung von verschiedenen Verfahren der maschinellen Bearbeitung und Beweidung zu prüfen.

5 Literatur

- Andersson, E.C., Nilsson, C. & Johansson, M.E., 2000. Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. *Regulated Rivers: Research and Management* 16: 83-89
- Bakker, J.P., 1989. Nature management by grazing and cutting: on the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. Kluwer, Dordrecht: 400pp.
- Ballaré, C.L., Scopel, A.L., Ghersa, C.M. & Sanchez, R.A., 1987 The demography of *Datura ferox* (L.) in soybean crops. *Weed Research* 27: 91-102.
- Berendse, F. Oomes, M.J.M., Altena, H.J. & Elberse, W.Th., 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological Conservation* 62: 59-65.
- Bischoff, A., 1998. Welche Faktoren beeinflussen die Wiederbesiedlung verarmter Intensiv-Äcker durch ehemals typische Segetalarten bei Nutzungsextensivierung? Schriftenreihe der Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz Mainz (Tagungsband zur 7. Fachtagung des Arbeitskreises "Naturschutz in der Agrarlandschaft" in Bad Münster a. St.) 6: 171-185.
- Bischoff, A., 1999. Zeitliche und räumliche Dynamik segetaler Populationen von *Lithospermum arvense* L. und ihre Beeinflussung durch Bewirtschaftungsfaktoren. *Flora* 194: 127-136.
- Bischoff, A., im Druck. Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors of restoration. *Biological Conservation*.
- Bischoff, A., im Druck: Die Bedeutung der Ausbreitungsdynamik von Pflanzenarten für die Wiederbesiedlung von Agrarökosystemen bei Nutzungsextensivierung. - In MÜHLE, H. et al. (eds.): Einfluß der Landnutzung auf Landschaftshaushalt und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen. UFZ-Berichte.
- Bischoff, A. & Mahn, E.-G., 2000. The effects of nitrogen and diaspore availability on the regeneration of weed communities following extensification. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77: 237-246.
- Cousens, G.W. & Moss, S.R., 1990. A model of the effects of cultivation on the vertical distribution of weed seeds within the soil. *Weed Res.* 30: 61-70.
- Fischer, S., Poschold, P. & Beinlich, B., 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals by sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* 33: 1206-1222.
- Graham, D.J. & Hutchings, M.J., 1988. A field investigation of germination from the seed bank of a chalk grassland ley on former arable land. *Journal of Applied Ecology* 25: 253-263.
- van Groenendael, J.M., Bekker, R.M. & van Heijst, M., 1989. The accessibility of a former pasture for new species: implication for management. Brighton Crop Protection Conference - Weeds: 1075-1080.

- Howard, C.L., Mortimer, A.M., Gould, P., Putwain, P.D., Cousens, R. & Cussans, G.W., 1991. The dispersal of weeds: seed movement. Brighton Crop Protection Conference - Weeds: 821-828.
- Kapfer, A., 1994. Erfolgskontrolle bei Renaturierungsmaßnahmen im Feuchtgrünland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 40: 125-142.
- Körschens, M. & Mahn, E.-G., 1995. Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. B.G. Teubner, Stuttgart-Leipzig: 568pp.
- Manchester, S., Treweek, J., Mountford, O., Pywell, R. & Sparks, T., 1998. Residual effects of phosphorous fertilization on the restoration of floristic diversity to wet grassland. In: Joyce, C.B., Wade, P.M. (Eds.), European wet grasslands: biodiversity, management and restoration. John Wiley, Chichester. 277-294.
- Marshall, E.J.P. & Brain, P., 1999: The horizontal movement of seeds in arable soil by different soil cultivation methods. *Journal of Applied Ecology* 36. 443-454.
- Mayer, F., Albrecht, H. & Pfadenhauer, J., 1998: The transport of soil by soil-working implements. *Aspects of Applied Biology* 51. 83-89.
- Poschlod, P. & Bonn, S., 1998. Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta Botanica Neerlandica* 47: 27-44.
- Rew, L.J. & Cussans, G.W., 1997. Horizontal movement of seeds following tine and plough cultivation: implications for spatial dynamics of weed infestations. *Weed Research* 37: 247-256.
- Rew, L.J., Froud-Williams, R.J. & Boatman, N.D., 1996 Dispersal of *Bromus sterilis* and *Anthriscus sylvestris* seed within arable field margins. *Agric. Ecosyst. Environ.* 59: 107-114.
- Schubert, R., Hilbig, W. & Klotz, S., 1995. Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Fischer, Jena-Stuttgart: 403pp.
- Schumacher, W., 1980. Schutz und Erhaltung gefährdeter Ackerwildkräuter durch Integration von landwirtschaftlicher Nutzung und Naturschutz. *Natur und Landschaft* 55: 447-453.
- Strykstra, R.J., Verweij, G.L. & Bakker, J.P., 1997. Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. *Acta Botanica Neerlandica* 46: 387-401.
- Thompson, K., Bakker, J.P. & Bekker, R.M., 1997. The soil seed banks of North West Europe. University Press, Cambridge.

WIEDERHERSTELLUNG REGIONSTYPISCHER BIOTOPE IN EINER INTENSIV GENUTZTEN AGRARLANDSCHAFT NORDWEST- DEUTSCHLANDS - ERFOLGSKONTROLLE BEI EINER ÖKOTECHNISCH ORIENTIER- TEN LANDSCHAFTSREPARATUR -

R. von Lemm & R. Niedringhaus

Zusammenfassung: Ein ca. 8 km² großes Gebiet in Nordwestdeutschland war in den Jahren 1989 bis 2000 Gegenstand eines naturschutzorientierten Modellvorhabens, bei dem ein ehemals durch Feuchtgebiete charakterisierter, heute landwirtschaftlich intensiv genutzter Landschaftsraum durch ein gesamtökologisches Entwicklungskonzept aufgewertet wurde. Mittels einer Vielzahl ökotechnischer Maßnahmen und Nutzungsextensivierungen auf mosaikartig verteilten, aufgekauften Flächen wurde eine Annäherung an festgelegte landschaftsräumliche Zielvorstellungen angestrebt. Die Beurteilung der Maßnahmen im Hinblick auf ihre ökologische Wirksamkeit war Ziel eines mehrjährigen Begleitforschungsprogramms. Eine Einführung in das Untersuchungsgebiet, das Renaturierungskonzept und das Untersuchungsprogramm werden gegeben sowie die Untersuchungsergebnisse nach Ende der Maßnahmen zusammenfassend dargestellt.

Schlüsselwörter: Agrarlandschaft, Erfolgskontrolle, Nordwest-Deutschland, Ökotechnologie, Renaturierung.

1 Einleitung

Die entscheidende Voraussetzung für die Entwicklung umweltverträglicher und naturschutzorientierter Landnutzungsformen in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten sind integrative Maßnahmen und Konzepte, in denen sowohl landwirtschaftliche Interessen als auch die Belange von Naturschutz und Landschaftspflege Berücksichtigung finden. Diesen Ansatz verfolgte das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben "Wiederherstellung regionstypischer Biotope in der Agrarlandschaft", das als Modell-Vorhaben in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet in Nordwestdeutschland von 1989-2000 durchgeführt wurde. Ziel war die Renaturierung eines ca. 8 km² großen Planungsraumes anhand eines gesamtökologischen Entwicklungskonzeptes, um so die Lebensbedingungen für Flora und Fauna in diesem Landschaftsausschnitt nachhaltig und dauerhaft zu verbessern (vgl. ARSU & NWP 1989). Es wurde versucht, den ehemals durch Feuchtgebiete geprägten Charakter der Landschaft durch ein leitbildorientiertes Entwicklungskonzept zumindest gebietsweise "wiederherzustellen". Anhand gezielter Maßnahmenbündel sollten sowohl die ehemals für den Naturraum charakteristischen naturbetonten Landschaftselemente als auch kulturhistorische extensive Landnutzungsformen erhalten und gefördert werden. Ansatzpunkte für die Entwicklungsziele und Ausgangspunkte für die Maßnahmen bildeten v.a. die in Fragmenten erhalten gebliebenen naturnahen Biotope, die allerdings nur noch als kleinflächige Inseln eingestreut in der Landschaft zu finden waren. Durch verschiedene naturnahe Gewässerbaumaßnahmen sollte außerdem ein Beitrag zum Hochwasserschutz (Schaffung natürlicher Überflutungsflächen) geleistet sowie eine Verbesserung der Gewässergüte (optimierte natürliche Bedingungen für den Nährstoffabbau) erzielt werden (vgl. Schuller et al. 1996, 2000).

Um effektiven und erfolgreichen Naturschutz betreiben und die Notwendigkeit bestimmter Handlungen vor der Gesellschaft rechtfertigen zu können, ist es wichtig, Erfolge und Mißerfolge

von Naturschutzmaßnahmen zu dokumentieren und zu analysieren sowie Kosten und Nutzen gegeneinander abzuwägen (vgl. z.B. Plachter 1991, Blab & Völkl 1992, Hampicke 1994). Wirksame Effizienzkontrollen im Naturschutz sind insofern unbestritten notwendig und rücken seit einiger Zeit in den Blickpunkt der Naturschutzforschung (vgl. Blab et al. 1994). Unverzichtbarer Bestandteil sind detaillierte Bestandserfassungen v.a. der biotischen Schutzgüter. Erst die Kenntnis der aktuellen Artenbestände und ihres Ist-Zustandes rechtfertigt einen Handlungsbedarf sowie ggf. die Art und Weise der Maßnahmen. Eine Effizienzkontrolle im Zusammenhang mit Naturschutzmaßnahmen ist v.a. dann aussagekräftig, wenn auf Grundlage von spezifischen Zielvorstellungen bzw. Leitbildern und Vorher-Nachher-Zustandserhebungen ein "Ist-Soll-" und "Vorher-Nachher-Vergleich" durchgeführt wird (vgl. Niedringhaus 1999).

Im Folgenden sollen die Ergebnisse der vor Maßnahmenbeginn und nach Abschluss der Bauarbeiten durchgeführten Bestandserhebungen zusammenfassend dargestellt und diskutiert werden. Im Vordergrund steht dabei die Frage, inwieweit diese ökotechnisch orientierte Landschaftsreparatur erfolgreich verlaufen und evtl. auf andere Landschaftsteile übertragbar ist.

2 Das Untersuchungsgebiet und seine Umwandlung von einer Feuchtgebietslandschaft zu einem Agrarraum

Der für das Modellvorhaben ausgewählte Agrarraum befindet sich 5 km östlich der Stadt Lingen im Emsland (Abb. 1). Die Abgrenzung des 825 ha großen, schwach besiedelten Gebietes erfolgte einerseits nach pragmatischen bzw. planungsorientierten, andererseits nach naturräumlichen Gesichtspunkten.

Vor Beginn der Gestaltungsmaßnahmen waren fast 95 % des Gebietes Siedlungs- oder landwirtschaftliche Nutzfläche: Rund 60 % der Fläche (470 ha) wurden als Ackerland bewirtschaftet, zwei Drittel davon zum Maisanbau (Abb. 2). etwa ein Viertel der Fläche (ca. 180 ha) wurde als Grünland genutzt; der überwiegende Anteil war angesät und wurde intensiv gedüngt.

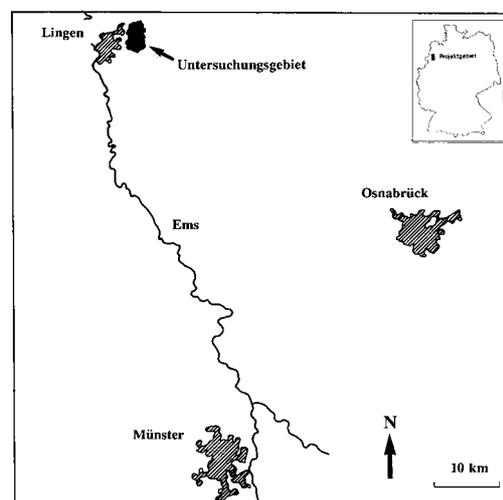


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes

Nur noch ein Flächenanteil von etwa 7% (ca. 55 ha) konnte als "im weitesten Sinne naturnah" angesehen werden, weniger als 1% befanden sich in einem weitgehend "natürlichen" Zustand. Als Inseln von wenigen Quadratmetern bis maximal 6 ha fanden sich die naturnahen Bereiche eingestreut in der Landschaft. Es handelte sich dabei um m.o.w. degenerierte Restflächen der ehemaligen Landschaftselemente Niedermoorwiese, feucht-nasser Erlen-Bruch-Wald und mäßig feuchter Eichen-Birken-Wald. Reste des ehemaligen Heckensystems, das in den letzten 50 Jahren um 60 % reduziert wurde, fanden sich v.a. im nördlichen Abschnitt des Planungsgebietes.

Neben den hydraulisch gestalteten Fließgewässern und Gräben existierten noch vereinzelte Kleingewässer, die z.T. als Fischteiche extensiv genutzt werden. Natürliche offene Wasserflächen wurden sämtlich in Grünland oder Acker umgewandelt.

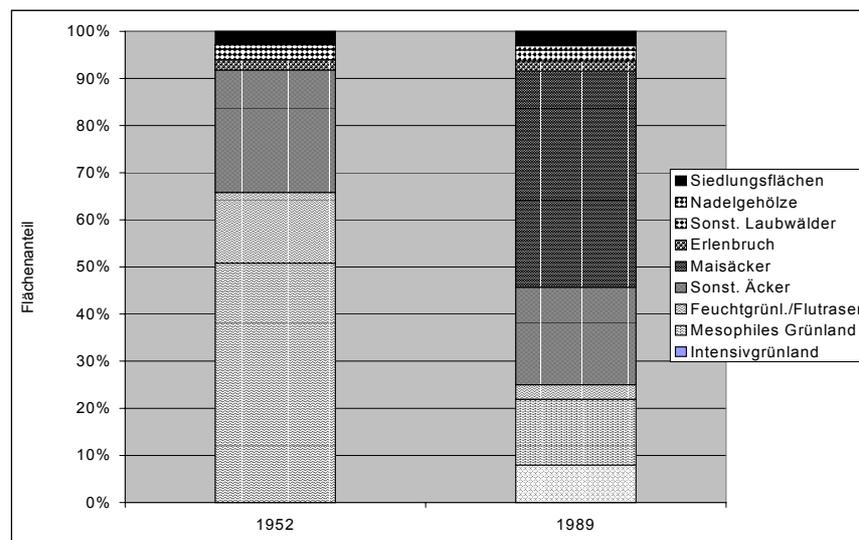


Abb. 2: Veränderung der Flächenanteile der Biotoptypen zwischen 1952 und 1989.

Bis zur ersten Hälfte dieses Jahrhunderts war das Landschaftsbild noch sehr abwechslungsreich (Abb. 2): Es herrschten ein Nebeneinander von Äckern und Grünlandbereichen verschiedener Feuchtigkeitsgrade sowie stellenweise ungenutzte bzw. nicht nutzbare Niedermoor- und Bruchwaldflächen vor; die landwirtschaftlichen Nutzflächen wurden durch ein umfassendes Hecken-system kleinräumig gekammert.

3 Das biotische Rest-Potential als Ausgangsbasis für ein zielorientiertes Renaturierungskonzept - Das Untersuchungsprogramm

Um die Planungen zu konkretisieren und den Erfolg der Umgestaltungsmaßnahmen bewerten zu können, ist zunächst die Erfassung und Analyse des Ausgangszustandes nötig. Vor Beginn der Gestaltungsmaßnahmen wurden detaillierte Daten zur aktuellen Nutzung, zur Vegetation, zum Samenpotential im Boden, zur Nährstoffsituation sowie zur Fauna erhoben und analysiert. Nach Beendigung der Maßnahmen wurde die Entwicklung des Gebietes dokumentiert und der Erfolg nach Ablauf von 6 Jahren "abschließend" bewertet, eine für Erfolgskontrollen sicherlich zu kurze Zeitspanne.

3.1 Erfassung von Flora und Vegetation

Auf der Grundlage einer flächendeckenden Erfassung der Nutzungsstruktur und Biotoptypen im Planungsgebiet wurden umfassende floristische und vegetationskundliche Bestandserhebungen durchgeführt (vgl. V. Lemm & Janiesch 1997a). Es sollte dokumentiert werden, welches floristische Artenpotential und welche Pflanzengemeinschaften in dieser intensiv genutzten Agrarlandschaft noch vorhanden sind und welche Entwicklungspotentiale damit für die umzugestaltenden Bereiche zur Verfügung standen.

Untersuchungsschwerpunkte bildeten die Restflächen der Niedermoor- und Feuchtwiesen sowie der Erlen-Bruchwälder, der Hecken und der Fließgewässer-Randstreifen. Die Auswahl der untersuchten Grünlandbereiche, die durch intensive Nutzung, Entwässerung und Neuansaat in ihrem Arteninventar stark verarmt sind, erfolgte in erster Linie unter dem Gesichtspunkt, ob zumindest noch stellenweise Tendenzen zu Feuchtgrünlandgesellschaften zu erkennen waren.

An bestimmten, als charakteristisch für die ehemals großflächig vorhandenen Niedermoor- und Feuchtwiesenbereiche geltenden Arten (z.B. *Dactylorhiza maculata*) wurde zusätzlich die Populationsentwicklung verfolgt.

3.2 Untersuchungen zum aktiven Samenpotential im Boden

Samenbanken im Boden resultieren aus der jährlichen Produktion von Diasporen, die nicht sofort keimen, sondern in den Boden eingewaschen werden oder durch Tiere in tiefere Bodenschichten gelangen können. Solche Diasporen können über Jahrzehnte keimfähig bleiben und unter günstigen Bedingungen keimen. Dabei können die Diasporen nicht allein aus der aktuellen Flora stammen, sondern überdauern, wenn die Pflanzen, von denen sie abstammen, längst abgestorben sind. Insbesondere organische Bodenhorizonte wie Niedermoorreste, die übersandet wurden oder durch Pflügen in tiefere Bodenschichten gelangen, enthalten auch unter Ackerflächen eine Vielzahl von Diasporen von Arten, die heute in der aktuellen Flora an dieser Stelle nicht mehr vertreten sind. Durch Nachweis von noch aktiven Samenbanken läßt sich zum einen die ehemalige Vegetation dieses Raumes rekonstruieren und zum anderen können diese Bodenschichten durch Freilegen oder Aufbringung auf Rohböden zur natürlichen Besiedlung mit Wildarten eingesetzt werden.

Im Untersuchungsgebiet wurden an zahlreichen Stellen Bodenproben gewonnen und hinsichtlich ihres Samenpotentials analysiert (vgl. V. Lemm & Janiesch 1997b). Es wurde v.a. nach Arten der Röhrichtgesellschaften, Kleinseggenrieder und Feuchtwiesen gesucht, die in der aktuellen Vegetation nicht mehr vorkommen. Die Ergebnisse der Samenbankanalysen fanden unmittelbar bei der Planung und Durchführung der ökotechnischen Baumaßnahmen Verwendung.

3.3 Untersuchungen zur Nährstoffsituation

Als wesentliche Ursache für den dramatischen Artenrückgang der letzten Jahrzehnte muß heute die zunehmende Eutrophierung der Landschaft - verbunden mit zum Teil extremer Entwässerung - angesehen werden. Daher sind nährstoffökologische Untersuchungen für die Benennung von Nährstoff-Zielgrößen und als Erfolgskontrolle für die Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen unabdingbar. Entscheidende Standortfaktoren sind die Stickstoff-Mineralisation sowie Ammonium- und Nitratgehalte, so daß die Stickstoffumsätze im Verlauf eines Jahres als Kennzahlen für Renaturierungsplanungen eingesetzt werden können.

Im Planungsgebiet wurde schwerpunktmäßig die Nährstoffsituation in den Böden der Erlbruch-Fragmente untersucht, um die Erfolgsaussichten für Wiedervernässungsmaßnahmen abschätzen zu können (vgl. Janiesch 1997). Ziel ist die Charakterisierung des ökologischen Zustandes der im Gebiet vorhandenen, in unterschiedlichen Degenerationsstadien befindlichen Waldgesellschaften anhand der Stickstoffumsätze. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf Nährstoffeinträge von angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen gelegt.

3.4 Bestandsdokumentation der terrestrischen und limnischen Fauna

Tiere als wesentliche biotische Komponenten des Naturhaushaltes sind bei Planungen im Naturschutz und in der Landschaftspflege generell zu berücksichtigen. Im Rahmen einer naturschutzfachlichen Effizienzkontrolle liefern sie als "Meßparameter" zu einigen wichtigen naturschutzrelevanten Parametern alleinige, bessere oder zusätzliche Informationen als z.B. die Flora oder Vegetation (vgl. Riecken 1992).

Um den Handlungsbedarf für gebietsbezogene Naturschutzmaßnahmen zu rechtfertigen, ist es notwendig, das gebietsimmanente biotische Potential möglichst detailliert zu dokumentieren und die jeweiligen Entwicklungstendenzen abzuschätzen. Dies gilt v.a. für die Fauna, da fast überall aufgrund der hohen Artenvielfalt ein sehr breites Spektrum mit z.T. hochgradig spezialisierten

Lebensformtypen existiert und ein grobes Abbild der Artengemeinschaften den Bedürfnissen vieler Arten nicht gerecht wird.

Im Rahmen des E+E-Vorhabens war ein wichtiges Qualitätsziel die Habitatverbesserung und Steigerung der Ressourcenpotentiale für gefährdete und charakteristische Tierartengemeinschaften einer nordwestdeutschen Feuchtgebietslandschaft. Durch die Maßnahmen sollte die dauerhafte Wiederansiedlung verschwundener, naturraumcharakteristischer Arten bzw. ein Populationsanstieg vorhandener, aber bereits stark zurückgedrängter Arten erreicht werden.

Aufgrund der großen Arten- und Lebensformvielfalt beim Schutzgut Fauna sind immer einzelne Indikatorgruppen auszuwählen, die "stellvertretend" für die Gesamtf fauna die Belange des Arten- und Biotopschutzes hinreichend erfüllen müssen (vgl. Reck 1990). Der finanzielle Rahmen ermöglichte für das Vorhaben die Berücksichtigung einer hohen Anzahl von Tiergruppen, so daß die Effizienzkontrolle anhand einer breiten "Meßpalette" durchgeführt werden konnte (Einzelheiten vgl. Niedringhaus 1997a). Es wurde dabei weitgehend den Empfehlungen des Bundesamtes für Naturschutz für faunistische Erfassungen bei Naturschutzgroßprojekten gefolgt (Finck et al. 1992): Neben 4 Wirbeltiergruppen wurden 5 limnische und 8 terrestrische Wirbellosegruppen bearbeitet (Tab. 1).

Zur Bestandsinventarisierung wurde ein Probenahmeschema entwickelt, das vor dem Hintergrund ggf. schwankender finanzieller und/oder personeller Rahmenbedingungen über einen längeren Zeitraum weitgehend konstant gehalten werden konnte (vgl. Niedringhaus 1997a). Es kamen die üblichen erprobten Erfassungsmethoden (vgl. Riecken 1992) zur Anwendung: flächendeckende Kartierung bei den Wirbeltieren, flächendeckender Sichtfang bei bestimmten Insektengruppen, punktuelle Erfassungen durch Streiffang und Bodenfallen, punktuelle Erfassungen in aquatischen und semiaquatischen Lebensräumen, Lichtfang (Tab. 1).

Tab.1: Die im Rahmen der faunistischen Effizienzkontrolle berücksichtigten Tiergruppen.

Ausgewählte Tiergruppe	Erfassungsmethode	Einzelheiten
Fische	Elektrofischung an 13 Probestrecken	Finch (1997)
Amphibien und Reptilien	Laichplatzkontrolle, potentielle Sommerhabitate	Niedringhaus (1997b)
Brutvögel	Siedlungsdichtekartierung	Plaisier (1997a)
Spinnen (Araneae)	Bodenfallen/Streiffang an 64 (vorher) bzw. 75 (nachher) repräsentativen Probestellen	Schultz (1997)
Laufkäfer (Carabidae)	Bodenfallen/Streiffang an 64 (vorher) bzw. 75 (nachher) repräsentativen Probestellen	Plaisier (1997b)
Phytophage Käfer (Elateridae, Cerambycidae, Curculionoidea, Chrysomelidae, Scarabaeidae z.T.)	Bodenfallen/Streiffang an 64 (vorher) bzw. 75 (nachher) repräsentativen Probestellen	Krummen (1997)
Tagschmetterlinge (Rhopalocera, Hesperidae)	flächendeckender Sicht- und Streiffang	Kleinekuhle (1997)
Pflanzenwespen (Hymenoptera: Symphyta)	flächendeckender Sicht- und Streiffang	Ritzau (1997)
Heuschrecken (Saltatoria)	Bodenfallen/Streiffang an 64 (vorher) bzw. 75 (nachher) repräsentativen Probestellen	Niedringhaus & Ritzau (1997)
Landwanzen (Heteroptera: Geocorisae)	Bodenfallen/Streiffang an 64 (vorher) bzw. 75 (nachher) repräsentativen Probestellen	Bröring & Niedringhaus (1997)
Zikaden (Auchenorrhyncha)	Bodenfallen/Streiffang an 64 (vorher) bzw. 75 (nachher) repräsentativen Probestellen	Niedringhaus (1997c)
Limnofauna (Mollusken, Libellen, Köcherfliegen, Wasserkäfer, Wasserwanzen)	Kescher-/Reusenfang, Zeitsammel-Methode, sowie Lichtfang an 34 (vorher) bzw. 54 (nachher) Gewässer-Probestellen	Niedringhaus (1997d)

4 Landschaftsreparatur durch ökotechnische Maßnahmen

Konkretes Ziel des Renaturierungsvorhabens war die punktuelle "Wiederherstellung" von ehemals für das Gebiet charakteristischen Landschaftselementen, d.h. die Schaffung bzw. Initiierung sowie Vernetzung naturbetonter Biotope und ihrer Sukzessionsstadien (Nieder Moore, nasse Er-

len-Bruch-Wälder, größere Stillgewässer, unverbaute Fließgewässer, umfangreiche Heckensysteme). Darüber hinaus sollten auch kulturhistorische extensive Landnutzungsformen erhalten bzw. gefördert werden.

Den Ausgangspunkt für die Planungsziele des hier geschilderten Projektes bildete die Annahme, dass durch die in den letzten Jahrzehnten erfolgten, z.T. gravierenden anthropogenen Maßnahmen der ehemalige, v.a. durch Feuchtgebiete geprägte Charakter des Gebietes zwar sehr stark verändert, aber nicht völlig umgewandelt wurde, so dass ein teilweiser "Rückbau" möglich sein müsste. Die Entwicklungsziele lehnten sich weitgehend an einen historischen Zustand an, wie er vor etwa 50 Jahren im betreffenden Gebiet vorzufinden war. Es waren realistische, den übergeordneten Naturschutzprämissen angepasste Ziele, die hinsichtlich der finanziellen und rechtlichen Rahmenbedingungen als akzeptable Kompromißlösung angesehen werden konnten.

Ansatzpunkte für die Entwicklungsziele und Ausgangspunkte für die Maßnahmen bildeten vor allem die in Fragmenten erhalten gebliebenen Reste naturnaher Landschaftselemente. Die Maßnahmen konzentrierten sich auf 7 "Gestaltungsräume" (Abb. 3) von insgesamt 110 ha Fläche, darunter 4 Flächenkomplexe (Feuchtgebiete) und 3 Vernetzungselemente (Bachauen und Wallhecken):

G1 - Feuchtgebiet Großer Brögberner Teich (27,2 ha): Schaffung bzw. Reaktivierung eines größeren Feuchtgebietes mit Wasserflächen, Verlandungs- und Sumpfbereichen sowie Feuchtwaldbereichen; Schaffung eines Zuleiters incl. Bachauenlandschaft. Maßnahmen: Abschieben des Oberbodens, z.T. Zwischenlagern von aktiven Niedermoor-Samenbankenschichten, Ausbaggern der Stillgewässerkomplexe, naturnahe Neuprofilierung des Zuleiters, Aufschütten des Aushubmaterials in Form eines Deiches, Auftragen der Samenbankenschichten an geeigneten Stellen; stellenweise Bepflanzung mit Erlen u. Weiden.

G2 - Feuchtgebiet Kleiner Brögberner Teich (11,8 ha): Schaffung bzw. Reaktivierung eines größeren Sumpfbereiches mit Wasserflächen, Verlandungs- und Sumpfbereichen sowie Feuchtgebüsch; Maßnahmen siehe G1.

G3 - Moorwiese bei Brockhausen (6,0 ha): Ausweitung von Niedermoorwiesen durch Vernässung und Extensivierung, Anlage von Kleingewässern. Maßnahmen: Wiedervernässung durch Abhängen der Entwässerungsgräben, Grabenaufweitungen und Ausbaggern neuer Stillgewässerkomplexe, Extensivnutzung der Grünländer.

G4 - Feuchtgebiet Baccumer Bruch (37,4 ha): Schaffung bzw. Reaktivierung eines größeren Feuchtgebietes mit Erlen-Bruch-Wald, Niedermoorwiesen, Wasserflächen mit Verlandungs- und Sumpfbereichen. Maßnahmen: Wiedervernässung durch Abhängen der Entwässerungsgräben, Freilegen von Bodenschichten mit aktiven Samenbanken, Grabenaufweitungen und Ausbaggern neuer Stillgewässerkomplexe, Aufschütten von Wällen und Bepflanzung mit Gehölzen, Extensivnutzung der Grünländer, gelenkte Sukzession in Richtung Erlen-Bruchwald.

G5 - Lingener Mühlenbach (4,7 ha): Rückbau in eine Bachauenlandschaft mit den verschiedensten Feuchtbiotopen von Stillgewässern bis Feuchtgebüsch. Maßnahmen: Aufweiten der Aue durch Abschieben des Oberbodens, z.T. Zwischenlagern der Ufervegetation, Verwallungen auf beiden Seiten, Breite der Aue mind. 30 m, teilweise Gras-Ansaat auf den Wällen bzw. Bepflanzung durch standortgerechte Gehölze.



Abb. 3: Die angekauften Gestaltungsflächen im Planungsgebiet (G1 = Feuchtgebiet Großer Brögberner Teich, G2 = Feuchtgebiet Kleiner Brögberner Teich, G3 = Moorwiese bei Brockhausen, G4 = Feuchtgebiet Baccumer Bruch, G5 = Lingener Mühlenbach, G6 = Schillingmanngraben, G7 = Heckensystem (nicht eingezeichnet).

G6 - Schillingmanngraben (7,2 ha): Rückbau in eine Bachauenlandschaft mit den verschiedensten Feuchtbiotopen von Stillgewässern bis Feuchtgebüsch; Maßnahmen siehe G5.

G7 - Heckensystem (Neuanlage von ca. 9 ha, d.h. ca. 9 km von ca. 10 m Breite): bereichsweise Schließung des bestehenden Heckensystems durch Pflanzungen mit standorttypischen Gehölzen. Maßnahmen: Aufschütten von Wällen mit Saumstreifen an beiden Seiten, Bepflanzung, Ansaat von standortgerechten Gräsern.

Die langfristige Umnutzung der Flächen wurde durch den Ankauf durch öffentliche Träger sichergestellt. Wesentliche Voraussetzung für den Erfolg solcher Naturschutzmaßnahmen ist die Akzeptanz durch die von den Veränderungen betroffenen Bevölkerung, in diesem Fall v.a. die ansässigen Landwirte. Soweit möglich, wurden seit Beginn des Projektes alle in Frage kommenden Interessengruppen und Verbände in die Planungen mit einbezogen.

5 Die Entwicklung nach den Maßnahmen

5.1 Vegetation und Nährstoffökologie

Feuchtwiesen

Der Flächenanteil der Grünlandbereiche im Untersuchungsgebiet ist durch die Intensivierung der Landwirtschaft von 1950 bis 1989 von 78 % auf 22 % zurückgegangen (siehe Abb. 2). Feuchtwiesen wie sie das Gebiet in allen Niedermoorbereichen geprägt hatten, waren bis auf wenige hundert Quadratmeter vollständig verschwunden. In diesem Bereich kamen auch seltene Arten wie das Gefleckte Knabenkraut (*Dactylorhiza maculata*) und der Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*) noch in größeren Populationen vor. Von diesen wenigen Restpotentialen aus wurde versucht, durch Nutzungsextensivierung und Wiedervernässung eine Rückentwicklung zu artenreichen Feuchtwiesen einzuleiten. Dazu wurde eine Pufferzone angelegt, die den Eintrag von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln von dem angrenzenden Acker verringern sollte. Angrenzende Flächen wurden angekauft und in eine extensive Nutzung einbezogen. Als Nutzungsformen wurden extensive Beweidung mit Mutterkuhhaltung, Schafbeweidung mit Moorschnucken und Mahd eingesetzt. Bereits nach wenigen Jahren zeigte sich, dass auf der Schafweide die Seggen und Binsen, aber auch Feuchtwiesengräser die Oberhand gewannen, während auf der Mähwiese der Anteil an Krautarten stetig zunahm (Abb. 4). Die Population des Gefleckten Knabenkrauts nahm innerhalb von 8 Jahren von 400 auf 4000 Exemplare zu.

Darüber hinaus wurde untersucht, ob sich - über die Jahre gesehen - die Menge des Aufwuchses und seine Mineralstoffgehalte geändert hatten. Dabei wurde deutlich, dass ein deutlicher Rückgang der Produktion nur in den Bereichen zu beobachten war, wo in der Pufferzone ehemalige Maisackerflächen in Grünland umgewandelt wurden (Abb. 5).

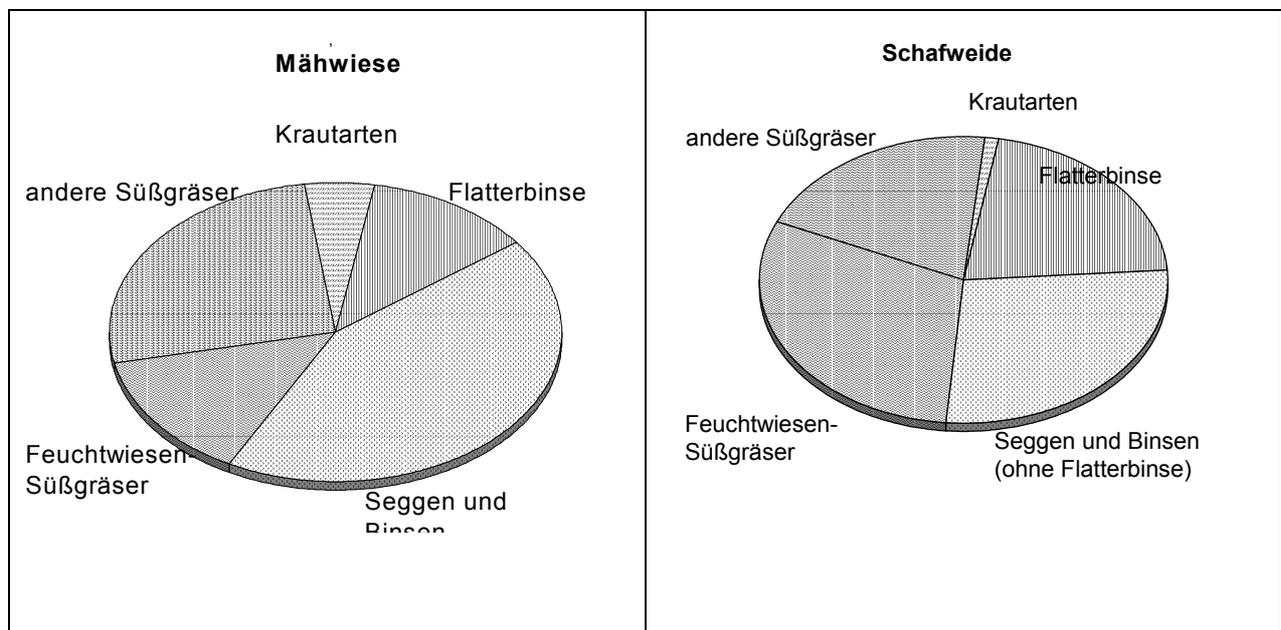


Abb. 4: Verteilung der Feuchtwiesenarten auf der Mähwiese und der Schafweide.

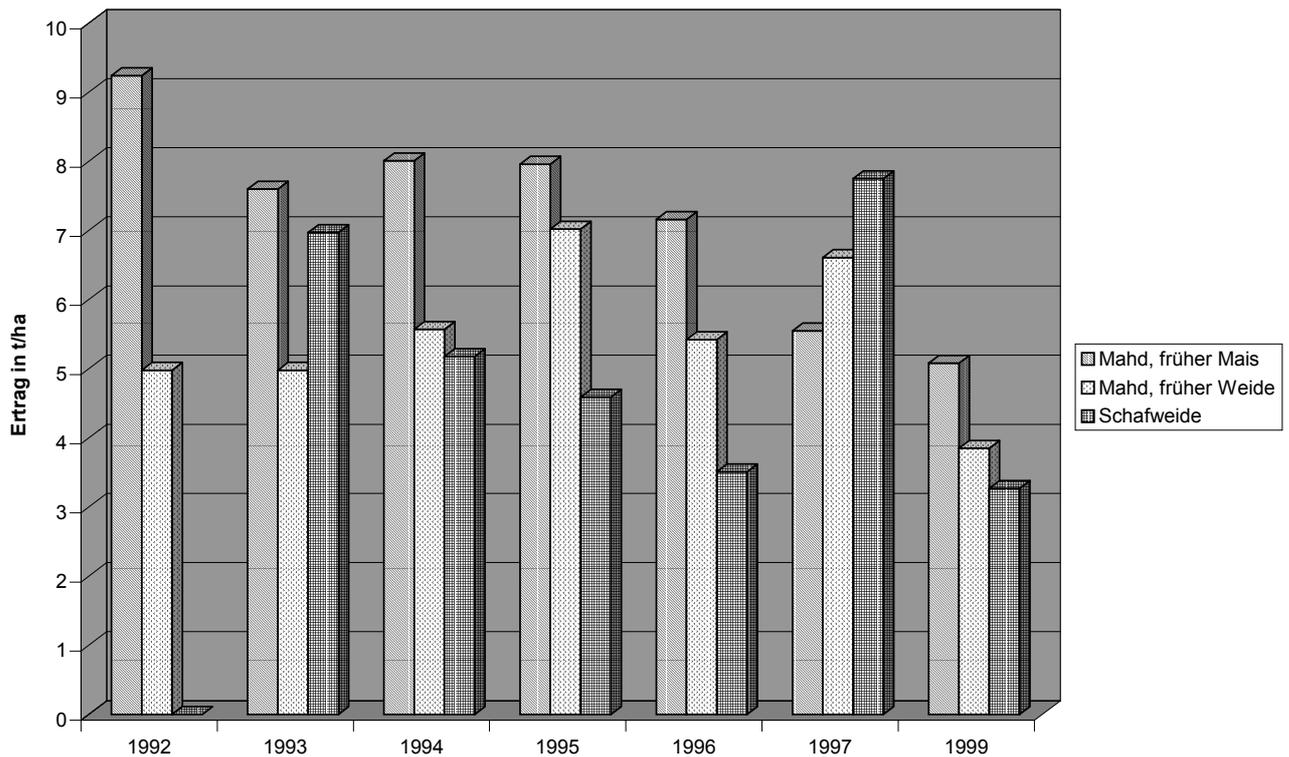


Abb. 5: Ertragsentwicklung auf extensiv genutzten Grünlandbereichen.

Erlenbruchbereiche

Die meisten Bruchwälder naturnaher Ausprägung sind in diesem Untersuchungsraum durch Entwässerung stark verändert worden. 1950 lagen in den Niedermoor- und Bruchwaldgebieten noch kleinräumig stark wechselnde Boden- und Feuchtigkeitsverhältnisse vor. Die eingeschränkten Nutzungsmöglichkeiten, die den historischen Kartenwerken zu entnehmen waren, zeigen dies deutlich. Der Wasserhaushalt der Brüche war den jahreszeitlich bedingten Witterungsverhältnissen angepasst.

Zu Beginn des E+E-Vorhabens waren große Teilbereiche des Baccumer Bruchs durch Entwässerung und zum Teil intensive landwirtschaftliche Nutzung stark überprägt: Grünlandbereiche mit intensiver oder extensiver Nutzung, Ackerflächen, mäßig trockene Waldbereiche und völlig zurückgebildete ehemalige Erlenbruchbereiche bestimmten das Bild. 1995 wurde als erste Renaturierungsmaßnahme der Hauptentwässerungsgraben des rund 37 Hektar großen Bruchs verlegt. So wurden weiterhin die landwirtschaftlichen Flächen außerhalb des Bruchs entwässert, das Grundwasser im Bruch jedoch höher aufgestaut. Die Gräben, die das Bruchgebiet durchzogen, wurden aufgeweitet und abgeflacht. Die Zu- und Ablaufbereiche der Vorfluter wurden zugeschüttet. Das gesamte Gebiet wurde mit einer Wallhecke umgrenzt.

Zwischen zwei isoliert liegenden Bruchwaldarealen im Nordosten und im Südwesten wurde als vernetzendes Element ein Verlandungsteich von etwa 1,5 Hektar Größe angelegt. Die Uferzonen wurden der natürlichen Sukzession überlassen. Heute beweiden Moorschnucken und Kühe die Niedermoorwiesen des Bruchs. Einige der Wiesen werden einmal im Jahr gemäht. In Folge der Wiedervernässung und durch extensive Nutzung der restlichen Grünflächen entstanden so verschiedene Entwicklungsstadien eines Erlenbruchs - von offenen Wasser- über Verlandungsflächen und Feuchtwiesen bis hin zu Erlenbruchwäldern.

Heute kann festgestellt werden, dass die Wiedervernässung dieses Erlenbruchs insgesamt erfolgreich verlaufen ist. Wenn auch durch den schnellen Wasseranstieg ältere Erlen absterben, hat mit

der Entwicklung von Schilf- und Seggenriedern bereits eine Sukzession eingesetzt, die durch Bildung von Verlandungszonen allmählich wieder zu einer Niedermoorentwicklung führen kann.

Fließgewässer
Für den ökologisch orientierten Ausbau standen am Lingener Mühlenbach beiderseits der alten Böschungsoberkante 20 m, am Schillingmanngraben 15 m zur Verfügung. Nur in Bereichen, wo Waldflächen, Wege oder private und nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen direkt an den Wasserlauf angrenzten, erfolgte kein Ausbau. Um die Entwässerungssituation für die angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen nicht zu verschlechtern, musste der Abflussquerschnitt gesichert bleiben. Diesem Sachzwang unterliegend fand der Ausbau ausschließlich oberhalb der Mittelwasserlinie statt. Die Sohle im Mittelwasserbereich wurde sowohl im Quer- als auch im Längsprofil nicht verändert. Einzig Sohlabstürze wurden durch Sohlgleiten ersetzt. Abschnittsweise wurden einseitig größere Ausbauflächen vorgesehen. Hier wurden Nebenarme und zeitweise überflutete Stillgewässer ("Altarme") angelegt.

Bermen, Sohlaufweitungen, flache Böschungen, Mäander mit Gleit- und Prallhängen, Nebenarme und Stillgewässerbereiche ermöglichten, dass sich eine regionstypische und standortgerechte Flora aus Röhrichten, Weiden- und Erlengebüschen aber auch Wasserpflanzen wieder eingestellt hat. Die Selbstreinigungskraft der Fließgewässer, vor allem abhängig von abwechslungsreichen Strukturen und häufig sich ändernden Fließgeschwindigkeiten, konnte verbessert werden. Breite Uferstreifen vermindern den direkten Nähr- und Schadstoffeintrag, eine wichtige Voraussetzung dafür, dass die Kapazitäten für die Selbstreinigung nicht von vornherein ausgeschöpft sind.



Abb. 6: Der Lingener Mühlenbach, vor der Renaturierung, kurz nach dem Ausbau und zwei Jahre nach den Maßnahmen.

Während der Voruntersuchungen war festgestellt worden, dass in den schmalen Böschungsbereichen des Lingener Mühlenbachs noch wertvolle Restflächen für Pflanzen und Tiere erhalten geblieben waren. Solche Bereiche wurden bei den Umbaumaßnahmen weitgehend geschont. Die angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen wurden durch etwa einen halben Meter hohe Erdwälle und durch Wallhecken abgegrenzt. Der Uferbereich wurde teilweise mit Erlen und Weiden bepflanzt, teilweise der Sukzession überlassen. So entstanden im Wechsel besonnte und beschattete Gewässerabschnitte.

Innerhalb des Rückbaubereiches können die Gewässer, unter der Voraussetzung eines gesicherten Abflusses, frei mäandrieren. Vorhandene Brücken und Durchlässe wurden nicht verändert. Insgesamt entstanden so bis zu 50 m breite Gewässerbänder mit naturnaher bzw. standortgerechter Vegetation, breiten Nass- und Feuchtzonen und Retentionsräumen.

Abbildung 7 zeigt die Veränderungen in den Artenzahlen vor und nach den Maßnahmen in den verschiedenen Gestaltungsbereichen. Es wird deutlich, dass vor allem die Anzahl der Feuchtgebietsarten in allen Bereichen deutlich zugenommen hat. Die Fließgewässer wiesen auch vor den Maßnahmen hinsichtlich der Artenzahlen hohe Potentiale auf, so dass hier die Steigerung nicht so groß ist wie in den ehemaligen Ackerflächen.

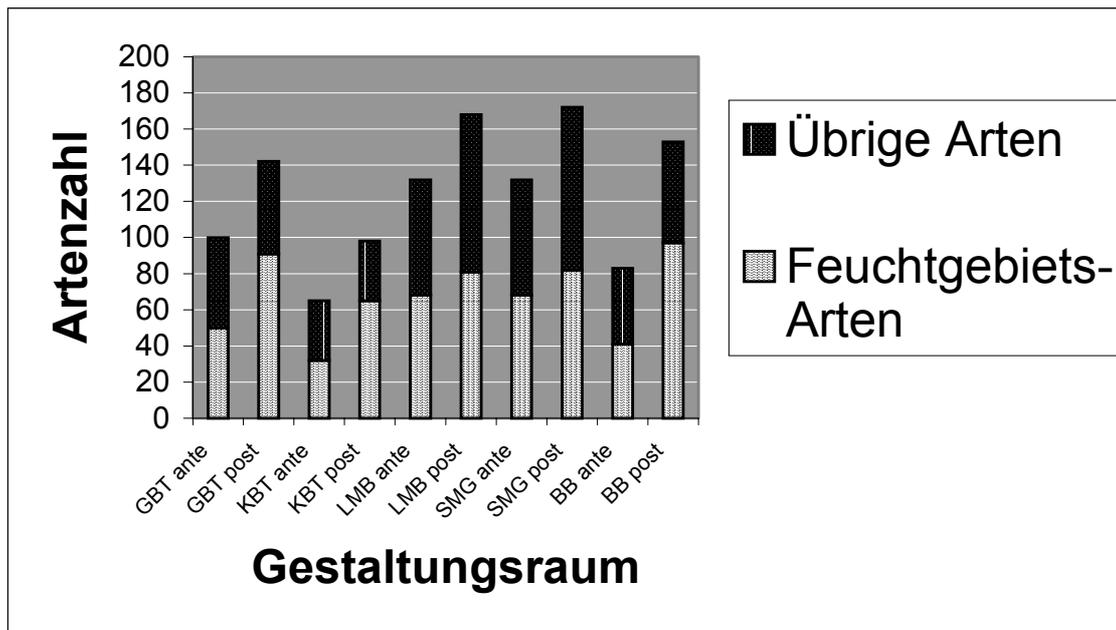


Abb. 7: Veränderungen in den Artenzahlen in den verschiedenen Gestaltungsbereichen vor und nach den Maßnahmen.

5.2 Wiederbesiedlung aus der Samenbank

Ziel der Samenbankuntersuchungen war es, herauszufinden, ob sich im Boden noch keimfähige Samen von Arten befanden, die in der aktuellen Flora gar nicht - oder nur noch selten - vorkamen. Dazu wurden im gesamten Gebiet mehr als 250 Bodenprofile aufgenommen. Bodenschichten mit solchen Samen sollten dann gezielt für die Renaturierung eingesetzt werden, um auf natürlichem Wege die neugeschaffenen Lebensräume mit standorttypischen Arten wiederzubesiedeln. Gleichzeitig erhielt man mittels dieser Untersuchungen Hinweise darauf, welche Pflanzen und Pflanzengesellschaften diese Landschaft früher einmal geprägt haben.

In allen Gestaltungsräumen, in denen eine umfangreiche Renaturierung geplant war, wurde intensiv nach verstecktem Samenpotential im Boden gesucht: am Großen Brögberner Teich, am Kleinen Brögberner Teich und im Baccumer Bruch. Dazu wurden Proben der bis zu einen Meter tief liegenden Niedermoorböden entnommen und im Gewächshaus in Saatschalen zum Keimen gebracht. Die aufwachsenden Keimlinge wurden bestimmt und gezählt und so die Arten- und Individuenzahlen der Samenbank an dieser Probestelle ausgewertet.

Die Verteilung des Samenpotentials variierte kleinräumig recht stark. Während sich auf weniger intensiv genutzten Flächen eine Vielzahl noch keimfähiger Samen fanden, war in den intensiv genutzten Bereichen der Samenvorrat im Boden stark verarmt und aufgebraucht, da mit jedem Pflügen Samen aus den tieferen Bodenschichten an die Oberfläche gelangen, keimen und dann beispielsweise durch Mähen oder Pflügen oder auch durch Pflanzenschutzmittel vernichtet werden.

Am Großen und am Kleinen Brögberner Teich wurde da, wo man auf ergiebige Samenbanken gestoßen war, der Boden gezielt ausgebaggert, zwischengelagert und nach der Fertigstellung der Randgräben und Stillgewässer auf deren Uferstreifen verbracht.

Am Kleinen Brögberner Teich fand man durch Zufall schon vor Beginn der Probenahmen Hinweise auf das Samenpotential in den tieferen Bodenschichten. Der größte Teil einer Grünlandfläche wurde im Jahre 1991 umgepflügt und in einen Maisacker umgewandelt. Im Frühjahr des

folgenden Jahres keimten in den Ackerfurchen Hunderte von Sumpfschwertlilien, die jedoch aufgrund der noch einige Jahre andauernden intensiven Nutzung keinen Bestand behielten. Trotzdem konnten aber einige seltene Arten in der Samenbank bis zum Rückbau der Fläche überdauern.

Die Entwicklung des Baccumer Bruchs ist insbesondere aus vegetationskundlicher Sicht hervorzuheben. In den im Zuge der Meliorationsmaßnahmen mit Sand überdeckten Niedermoorflächen, konnte sich über mehr als 40 Jahre relativ ungestört ein erhebliches Samenpotential an Feuchtgebietsarten erhalten. Im Baccumer Bruch wurden deshalb weiträumig die sandigen Deckschichten entfernt und die Niedermoorschichten freigebagert. Gleichzeitig wurde der Grundwasserstand durch Verschließen der Grabenabläufe erhöht, so dass vor allem für die Feuchtgebietsarten günstige Keimungs- und Wachstumsbedingungen vorlagen. Innerhalb weniger Monate wuchsen hier viele selten gewordene Arten in hohen Deckungsgraden auf, die optimal an ihren Standort angepasst sind und damit gute Chancen haben, sich dauerhaft zu etablieren.

Abb. 8 zeigt die Etablierung von Arten aus der Samenbank in den verschiedenen Gestaltungsbe-
reichen. Es wird deutlich, dass zumindest in der Primärbesiedlungsphase viele Arten nur aus der Samenbank wieder im Gebiet etabliert werden konnten.

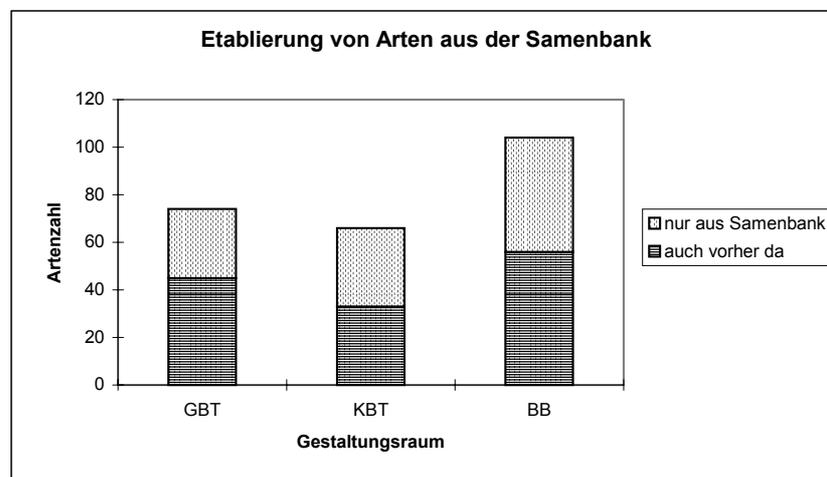


Abb. 8: Etablierung von Arten aus der Samenbank

5.3 Fauna

Die Bestandserhebungen vor Beginn der Gestaltungsmaßnahmen zeigten, daß trotz der weiträumig ausgeräumten Landschaft noch recht hohe Artenpotentiale im Gebiet vorhanden waren. Es konnten im Gesamtgebiet 80 Wirbeltierarten sowie 213 limnische und 995 terrestrische Wirbellose nachgewiesen werden. Die Tatsache, daß sowohl in den vorgesehenen Gestaltungsgebieten als auch im übrigen Gebiet naturnahe Restflächen erhalten geblieben waren, erklärt, daß beide Flächenkomplexe in etwa gleichhohe Artenpotentiale aufweisen (Abb. 9 a,b): die vorgesehenen Gestaltungsbereiche 61 Brutvogel- und 4 Amphibienarten sowie 824 terrestrische und 188 limnische Wirbellose, das übrige Gebiet 63 Brutvogel- und 3 Amphibienarten sowie 658 terrestrische und 160 limnische Wirbellose. 6 Jahre nach Abschluß der Gestaltungsmaßnahmen hatte sich das ursprünglich etwa gleichhohe Qualitätsniveau deutlich zugunsten der Gestaltungsbereiche verschoben: Den 60 Brutvogel-, 4 Amphibienarten sowie 1097 terrestrischen und 230 limnischen Wirbellosen stehen 68 Brutvogel-, 4 Amphibienarten sowie 700 terrestrische und 174 limnische Wirbellose gegenüber; das bedeutet ein mittlerer Anstieg der Artenzahlen in den Gestaltungsbereichen um 30 Prozentpunkte, während im übrigen Gebiet immerhin auch ein leichter Anstieg von 7% (evtl. auf Ausbreitungseffekte zurückzuführen) zu verzeichnen ist.

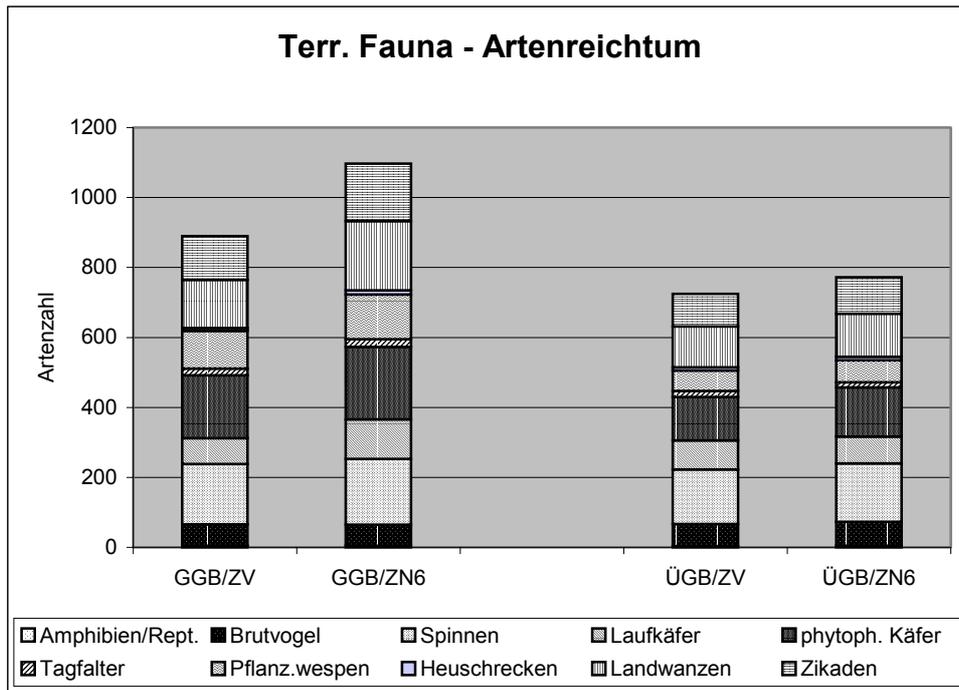


Abb. 9a: Vergleich des Vorher-Zustands (ZV) mit dem 6-Jahre-Nachher-Zustand (ZN6) im Hinblick auf den Artenreichtum der untersuchten terrestrischen Tiergruppen (GGB = Gestaltungsbereiche, ÜGB = übriges Gebiet).

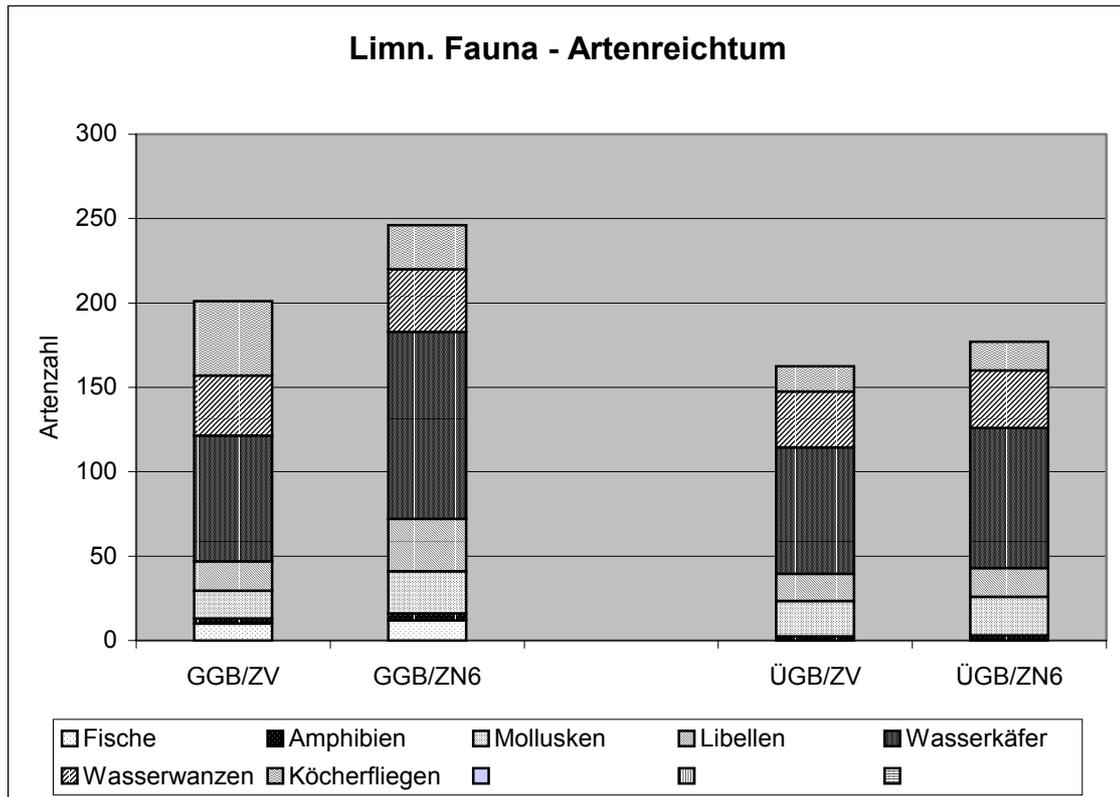


Abb. 9b: Vergleich des Vorher-Zustands (ZV) mit dem 6-Jahre-Nachher-Zustand (ZN6) im Hinblick auf den Artenreichtum der untersuchten limnischen Tiergruppen (GGB = Gestaltungsbereiche, ÜGB = übriges Gebiet).

Der Vorher-Nachher-Vergleich im Hinblick auf weitere Projekt-Ziele und allgemein wichtige faunistische Naturschutz-Parameter (Etablierung/Gefährdung/Repräsentanz, vgl. Niedringhaus et al. 1997) zeigt ebenfalls eine deutliche Qualitätssteigerung (Abb. 10).

In den Gestaltungsbereichen stieg die Zahl der "voll etablierten" Arten von 493 auf 716 (Anstieg um 45%), im übrigen Gebiet lediglich von 312 auf 352 (13%). Die Zahl der gefährdeten Arten erhöhte sich in den Gestaltungsgebieten von 231 auf 306 (32%), im übrigen Gebiet von 139 auf lediglich 158 (14%). Ein ähnliches Bild ergibt sich beim Vergleich der Naturraum-Repräsentanz: In den Gestaltungsgebieten erhöhte sich die Zahl der naturraum-charakteristischen Arten von 828 auf 1031 (25%), im übrigen Gebiet von 652 auf lediglich 705 (8%); bei gesonderter Betrachtung ausgewählter naturraum-spezifischer "Zielarten" fällt der Erfolg noch deutlicher aus: Den 55 "Vorher-Arten" in den Gestaltungsgebieten stehen 75 "Nachher-Arten" gegenüber (Anstieg um 36%), während im übrigen Gebiet das Verhältnis lediglich 31:33 Arten (6%) beträgt.

Für die Fauna wurde für diese Art der Effizienzkontrolle ein spezielles Bewertungsverfahren entwickelt, welches durch eine Kombination von Vorher-Nachher- und Ist-Soll-Vergleich quantifizierbare Einzelwert-Zuweisungen für verschiedene Flächen und/oder Maßnahmen liefert (Niedringhaus 1999). Es handelt sich dabei um Werte auf einer intervallskalierten Skala von 1,0 (sehr schlecht, Qualitätsziel nicht erfüllt) bis 7,0 (sehr gut, Qualitätsziel voll erfüllt), die insofern verrechenbar sind: Die für kleine Flächen bzw. Einzelmaßnahmen erzielten Einzelwert-Zuweisungen lassen sich nach dem Prinzip "Fläche x Wert" aggregieren, so daß synoptische Werte für einen Flächenverbund (z.B. Gestaltungskomplex) bzw. ein Maßnahmenbündel (z.B. Gewässerufergestaltung) errechnet werden können.

Fauna - Etablierung/Gefährdung/Repräsentanz

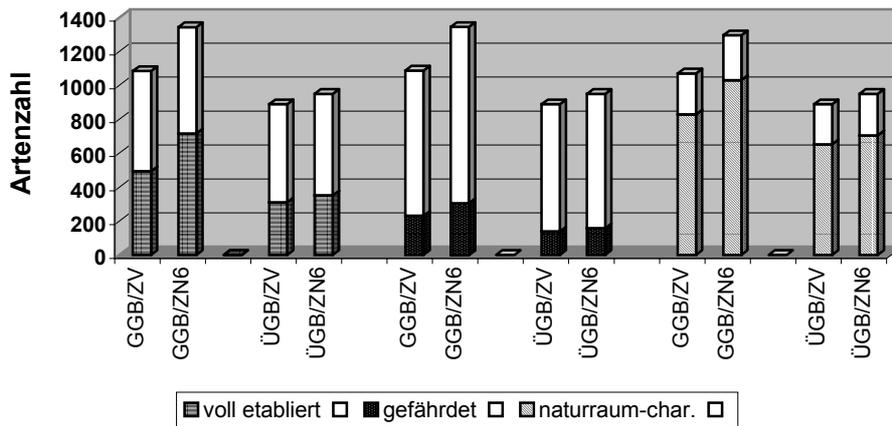


Abb. 10: Vorher-Nachher-Vergleich im Hinblick auf verschiedene faunistische Projektziel-Parameter (ZV = Vorher-Zustand, ZN6 = Zustand nach 6 Jahren, GGB = Gestaltungsbereiche, ÜGB = übriges Gebiet; Einzelheiten in Niedringhaus et al. 1997).

Die Vorher-Nachher-Vergleiche (Abb. 11) zeigen, daß eine Wertsteigerung bei dem Gesamtkomplex Gestaltungsraum von 1,9 auf 3,9 (Steigerung um 105%) erzielt wurde, beim übrigen Gebiet dagegen nur von 1,8 auf 1,9 (5%). Bei einzelnen Gestaltungsräumen wurden sogar Qualitätssteigerungen um bis zu 200% (G1) erreicht. Bei Betrachtung der Maßnahmenbündel zur Optimierung/Neuschaffung bestimmter Biotope zeigt sich, daß im Hinblick auf die faunistische Habitatqualität v.a. die Gewässer profitiert haben, was allerdings vor dem Hintergrund der allgemein rascheren Besiedlungsentwicklung bei limnischen Biotopen relativiert werden muß.

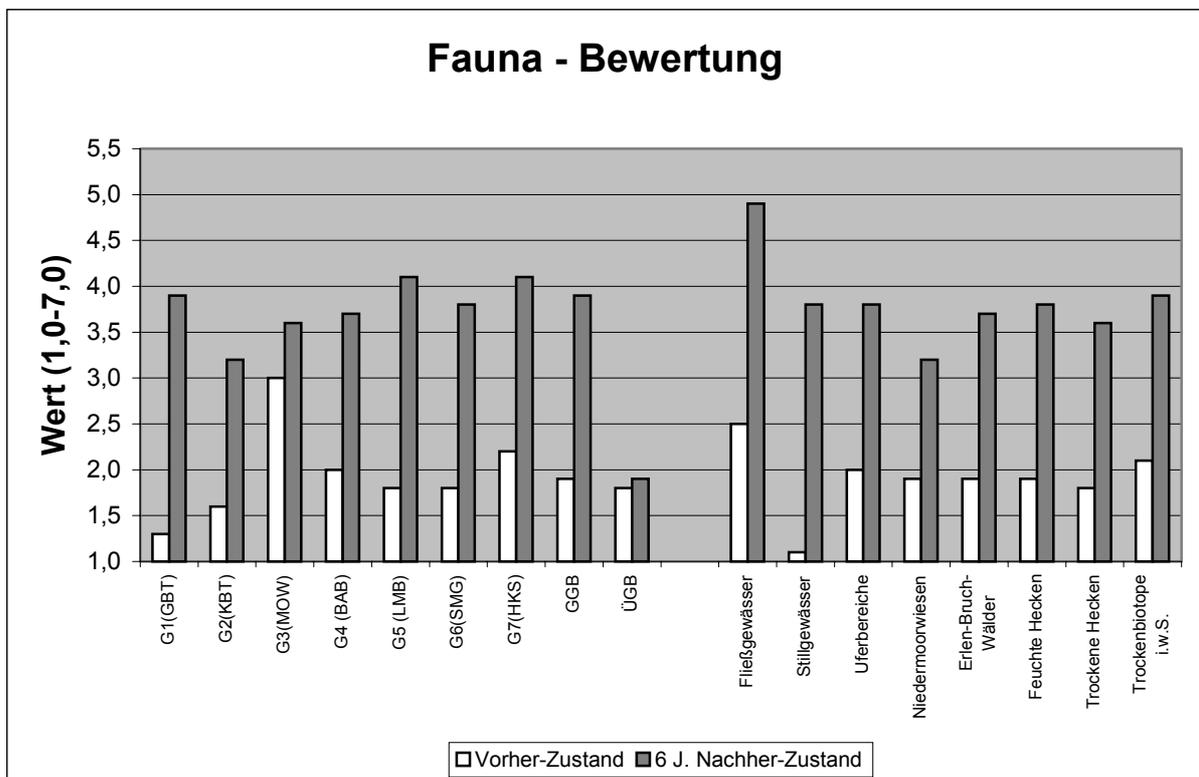


Abb. 11: Faunistische Bewertung im Rahmen der Effizienzkontrolle (G1-G7 = Gestaltungsflächen, vgl. Kap. 4; GGB = gesamter Gestaltungsbereich, ÜGB = übriges Gebiet).

6 Resümee und Ausblick

Östlich der Stadt Lingen im Emsland ist ein Naturschutzvorhaben umgesetzt worden, durch das gleichzeitig im Bereich Natur-, Umwelt- und Hochwasserschutz eine ökologische Aufwertung für den betroffenen Landschaftsraum erzielt werden sollte. Auf mehr als 100 Hektar sind naturnahe und ehemals standorttypische Biotope größtenteils mit Hilfe der Technik (wieder) erstanden und miteinander vernetzt worden. Außerhalb dieser renaturierten Bereiche ist allerdings weiterhin intensive landwirtschaftliche Nutzung vorhanden, die unter rein wirtschaftlichen Gesichtspunkten betrieben wird.

Bereits wenige Jahre nach Abschluss der Baumaßnahmen sind die Erfolge deutlich erkennbar (Abb. 12). Inmitten einer intensiv genutzten Agrarlandschaft haben sich artenreiche Lebensräume mit einer Vielzahl von Pflanzen- und Tierarten, die sich hier wieder neu angesiedelt haben, entwickelt. Die Qualität der Gewässer und der aus der Nutzung genommenen Böden hat sich deutlich gebessert. Wo noch vor den Rückbaumaßnahmen nur bruchstückhaft Feuchtwiesen- und Röhrichtgesellschaften zu finden waren, haben sich jetzt flächenhaft Teich-Sumpflandschaften etabliert. Ein Netz von Hecken und Wallhecken sowie naturnaher Ufersäume entlang der renaturierten Gewässer verbindet die verschiedenen Lebensräume wieder miteinander. Die Niedermoorböden beginnen wieder ihre natürliche Funktion als Wasserspeicher zu übernehmen. Durch eine angepasste und extensive Nutzung werden den Wiesen und Weiden langsam die überschüssigen Nährstoffe entzogen, so dass sich die Artenvielfalt nährstoffarmer Feuchtwiesen allmählich wieder einstellt. Dieser Prozess verläuft jedoch nur langsam aufgrund der hohen Gehalte an Stickstoff und Phosphat in den Böden. Im Bereich der Fauna hat sich die Artenzahl der besonders seltenen und typischen Wasserbewohner deutlich erhöht. Bei einigen Tiergruppen, wie den Libellen, Wasserkäfern oder Köcherfliegen, haben sich inzwischen rund Dreiviertel aller Arten dauerhaft angesiedelt, die aufgrund des Leitbildes erwartet worden waren. Durch die Anlage von bis zu 20 m breiten Ufersäumen an den Gewässern wird der Direkteintrag von Nähr- und Schadstoffen verringert.



Abb. 12: Der Große Brögberner Teich 1994 und 1999.

Ist es unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten sinnvoll, innerhalb eines Landschaftsausschnittes von rund 1.000 Hektar auf etwa 10 % der Fläche naturnahe Bereiche zu initiieren und extensiv zu nutzen, wenn gleichzeitig auf den angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen die

Intensivnutzung beibehalten wird? Und der damit verbundene technische Aufwand? 4 Millionen Mark sind für die Umbaumaßnahmen, rund 6 Millionen Mark für den Flächenankauf, etwa eine Million Mark für Planung, Pflege und Unterhaltung und 3,5 Millionen Mark für die wissenschaftliche Begleitforschung aufgewandt worden. Ein hoher finanzieller Aufwand, um einen Flächenanteil von etwa 10 bis 15 % aus der Nutzung zu nehmen und unter ökologischen Gesichtspunkten umzugestalten, wie es von Expertenseite zur Sicherung ökologischer Vorrangflächen und zur Vernetzung von Kerngebieten des Naturschutzes zu einem Biotopverbundsystem empfohlen wird (Sachverständigenrat Für Umweltfragen 2000).

Das hier vorgestellte Projekt ist insofern sicherlich als erfolgreich zu betrachten, als dass sich das naturraumtypische Artenpotential auf den relativ kleinen Flächen schnell und zumeist in hohen Populationsgrößen etablieren ließ. Ob sich dieser Zustand bis in 10 oder gar 30 Jahren halten läßt, oder ob das hohe Nährstoffniveau der Umgebung wieder zu einer Verarmung an Arten und Biotoptypen führt, wird eine spannende Frage für weitere Untersuchungen bleiben.

Die immensen Kosten, die die insgesamt als erfolgreich zu bewertende Wieder-Etablierung ausgedehnter Feuchtgebietsbiotope verursachen, machen deutlich, dass weiterhin der Schutz naturnaher Restflächen in der Landschaft unbedingt Vorrang haben muss vor aufwändiger Renaturierung. In Kombination mit anderen gesellschaftlich relevanten Zielen wie Hochwasserschutz, abiotischer Ressourcenschutz, Erholungsfunktion oder Poolflächen-Konzepten bei Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen können jedoch auch solche maßnahmenorientierten Großprojekte eine ökologisch sinnvolle und ökonomisch vertretbare nachhaltige Lösung darstellen.

7 Fördernachweis und Dank

Die Begleituntersuchungen zum Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben "Wiederherstellung regionstypischer Biotope in der Agrarlandschaft" wurden finanziert durch Mittel des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, verwaltet durch das Bundesamt für Naturschutz, Bonn. In diesem Zusammenhang danken wir besonders Frau Dr. C. Schell für die fachliche Betreuung.

8 Literatur

- ARSU, Arbeitsgruppe Für Regionale Struktur- Und Umweltforschung & NWP, Nordwestplan. 1989. Rahmenkonzept für das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben "Wiederherstellung regionstypischer Biotope in der Agrarlandschaft. Oldenburg.
- Blab, J. & Völkl, W. 1992. Effizienzkontrollen bei Maßnahmen des Naturschutzes: Wissenschaftliche Anforderungen und praxisorientierte Umsetzung. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 1: 161-163.
- Blab, J., E. Schröder & Völkl, W. (eds). 1994. Effizienzkontrollen im Naturschutz. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 40: 1-300.
- Bröring, U. & Niedringhaus, R. 1997. Die Wanzenfauna (Heteroptera: Geocorisae) einer intensiv genutzten Agrarlandschaft im Emsland. *Abh. Westf. Mus. Naturkunde* 5(4): 183-196.
- Finch, O.-D. 1997. Die Ichthyofauna der Fließgewässer einer intensiv genutzten Agrarlandschaft im Emsland. *Abh. Westf. Mus. Naturkunde* 59(4):89-97.
- Finck, P., D. Hammer, M. Klein, A. Kohl, U. Riecken, E. Schröder, A. Ssymank & Völkl, W. 1992. Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. *Natur u. Landschaft* 67: 329-340.
- Hampicke, U. 1994. Die Effizienz von Naturschutzmaßnahmen in ökonomischer Sicht. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 40: 269-290.

- Janiesch, P. 1997. Die nährstoffökologische Situation unterschiedlich stark entwässerter Erdenbrücker im Emsland. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4): 65-74.
- Janiesch, P., R. von Lemm & Niedringhaus, R. 1997. Das biotische Potential einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Nordwestdeutschland - Erfassung und Bewertung der Zustandssituation als Grundlage für ein zielorientiertes Renaturierungskonzept. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4): 5-16.
- Kleinekuhle, J. 1997. Die Großschmetterlingsfauna (Macrolepidoptera) einer intensiv genutzten Agrarlandschaft im Emsland. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4):147-164.
- Krummen, H. 1997. Die phytophage Käferfauna (Elaterida, Scarabaeidae, Cerambycidae, Chrysomelidae, Curculionidae) einer Agrarlandschaft im Emsland. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4): 133-145.
- Lemm, R. von & Janiesch, P. 1997a. Flora und Vegetation einer intensiv genutzten Agrarlandschaft im Emsland. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4):17-37.
- Lemm, R. von & Janiesch, P. 1997b. Das Diasporenpotential in Böden ehemaliger Feuchtbiotope im Emsland. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4):39-64.
- Niedringhaus, R. 1997a. Die Bestandssituation der Fauna einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Nordwestdeutschland. Konzept, Zielrichtung und Ablauf des Untersuchungsprogramms. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4): 75-88.
- Niedringhaus, R. 1997b. Zur Bestandssituation der Amphibien- und Reptilienfauna in einer durch Agrarnutzung stark gestörten Feuchtgebietslandschaft Nordwestdeutschlands. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4): 99-103.
- Niedringhaus, R. 1997c. Die Zikadenfauna (Auchenorrhyncha) einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Nordwestdeutschland. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4): 197-208.
- Niedringhaus, R. 1997d. Die Limnofauna (Süßwassermollusken, Libellen, Köcherfliegen, Wasserkäfer, Wasserwanzen) eines durch Ausbau und Agrarnutzung stark gestörten Gewässersystems in Nordwestdeutschland. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4): 209-236.
- Niedringhaus, R. 1999. Leitbildorientierte Bewertung anhand der Fauna im Rahmen einer Effizienzkontrolle für Renaturierungsvorhaben. - In: BRÖRING, U., SCHULZ, F. & G. WIEGLEB (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode. Heidelberg: 149-164.
- Niedringhaus, R. & Ritzau, C. 1997. Die Heuschreckenfauna (Saltatoria) einer intensiv genutzten Agrarlandschaft im Emsland. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59: 165-169.
- Niedringhaus, R., Lemm, R. von & Janiesch, P. 1997. Das biotische Potential einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Nordwestdeutschland - Leitbildorientierte Bewertung des Status quo anhand der Flora und Fauna. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4): 5-16.
- Plachter, H. 1991. Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege. Laufener Seminarbeiträge 7/91: 7-29.
- Plaisier, F. 1997a. Zur Struktur der Avifauna einer intensiv genutzten Agrarlandschaft im Emsland. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4): 105-112.
- Plaisier, F. 1997b. Zur Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) einer Agrarlandschaft im Emsland. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4): 125-131.
- Rat Von Sachverständigen Für Umweltfragen. 2000. Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart.
- Reck, H. 1990. Zur Auswahl von Tiergruppen als Biotdeskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 99-119.
- Riecken, U. 1992. Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen - Grundlagen und Anwendung. Schr.R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 36: 1-187.
- Ritzau, C. 1997. Die Pflanzenwespenfauna einer intensiv genutzten Agrarlandschaft im Emsland (Hymenoptera: Symphyta). Abh. Westf. Mus. Naturkunde 59(4):171-181.
- Schuller, D., H. Brunken-Winkler. & Busch, P. 1996. Begleitforschung Oberflächenwasser, geohydrologische Situation und bodenkundliche, bodenmikrobiologische Untersuchungen. -

Abschlußbericht zu den Voruntersuchungen des E+E-Vorhabens " Wiederherstellung regionstypischer Biotope in der Agrarlandschaft". Oldenburg.

Schuller, D., Brunken-Winkler, H., Busch, P., Förster, M., Janiesch, P., Lemm, R. von, Niedringhaus, R., & Strasser, H. 2000. Sustainable land use in an agriculturally misused landscape in northwest Germany through ecotechnical restoration by a "Patch-Network-Concept. *Ecological Engineering* 16: 99-117.

Schultz, W. 1997. Spinnen (Arachnida, Araneida) anthropogener und naturnaher Biotope einer Agrarlandschaft im Raum Lingen/Ems. *Abh. Westf. Mus. Naturkunde* 59(4): 113-124.

LANDWIRTSCHAFT UND RENATURIERUNGSÖKOLOGIE IM E+E-VORHABEN "OSTERFEINER MOOR": WIE MAN EINEN NEUEN ANFANG MACHT

H. Brux

Zusammenfassung: Viele Niedermoorgebiete sind durch zunehmend intensiviertere landwirtschaftlichen Nutzung bei gleichzeitiger Bedeutung für Wiesenvögel gekennzeichnet. Diese Konstellation beinhaltet diverse Konflikte: (1) Abiotische Rahmenbedingungen erschweren generell die Bewirtschaftung, (2) Der Strukturwandel in der Landwirtschaft begünstigt Nutzungsaufgaben, (3) Die Bestände der Wiesenvögel sind stark rückläufig, (4) Wiesenvögel sind auf eine Nutzung bzw. diese substituierende Pflege angewiesen, (5) Die Bodendegradation stellt generell eine langfristige Nutzung in Frage, (6) Naturschutz nur durch Verbote und Auflagen ist teuer und oft zu uneffektiv und begünstigt die grundsätzliche Konfrontation Landwirtschaft - Naturschutz. Im E+E-Vorhaben "Osterfeiner Moor" wird im Landkreis Vechta (Deutschland, Niedersachsen) 1996 - 2006 auf 180 ha versucht, hierfür modellhaft Lösungen zu entwickeln und erproben. Das Oberziel besteht darin, einen gangbaren Weg zwischen nachhaltiger landwirtschaftlicher Nutzung und für wichtig erachteten natürlichen Prozessen zu finden. Dabei war von Anfang an klar, dass ein neuer Anfang erforderlich ist. Der Informationsfluß muss zwischen allen Akteuren verlaufen, es darf nicht wieder zur "Arroganz der Wissenden" kommen. Ein Kern des Projektes ist der Versuch, durch partnerschaftliche Zusammenarbeit aller Akteure gemeinsame Ziele zu definieren und sinnvolle Maßnahmen zu erarbeiten. Die für das gewünschte eigenverantwortliche Handeln der Landwirte notwendigen Entscheidungsspielräume werden soweit möglich gewährt. Die Leitbilder und Naturschutzziele werden auch auf ihre Realisierbarkeit überprüft und weiter entwickelt. Die Problematik der versuchten gleichzeitigen Optimierung des Schutzes der Niedermoorböden, Wiesenvögel und Feuchtgrünlandvegetation wurde erkannt und hat zu einer Prioritätensetzung geführt. Zur Verbesserung des landwirtschaftlichen Ertrages werden spätnutzungsverträgliche Grassorten erprobt, das Ziel "Feuchtgrünlandvegetation" tritt in den Hintergrund. Integraler Bestandteil des Projektes ist die agrarökonomische Untersuchung der eingesetzten Verfahren und der Versuch ihrer Optimierung. Nur durch eine nachhaltige landwirtschaftliche Nutzung kann großflächig auf feuchten Grünlandstandorten der Wiesenvogelschutz auf längere Sicht gewährleistet werden.

Schlüsselwörter: Agrarökonomie, Feuchtgrünland, Leitbildentwicklung, Naturschutzökonomie, Niedermoor, Renaturierungsökologie, Wiesenvogelschutz, ,

1 Einleitung

Viele Niedermoorgebiete unterliegen seit langem einer zunehmend intensivierten landwirtschaftlichen Nutzung und sind trotzdem immer noch von großer Bedeutung für Wiesenvögel. Der Bestand dieser Tiergruppe ist jedoch zunehmend rückläufig, wobei speziell der geringe Bruterfolg bundesweit problematisch ist. Die bisherige Art der landwirtschaftlichen Nutzung hat darüber

hinaus eine zunehmende Bodendegradation zur Folge, die generell eine langfristige Nutzung in Frage stellt. Außerdem führen Nährstoffausträge zu steigenden Gewässerbelastungen.

Bisher erprobte Naturschutzstrategien versuchen, die landwirtschaftliche Nutzung als prägenden Faktor der Kulturlandschaft entweder durch Bewirtschaftungsauflagen stark einzuschränken oder durch reine Pflegemaßnahmen abzulösen. Diese Pflegemaßnahmen verursachen erhebliche Kosten und führen im Rahmen einer ökologischen Gesamtbetrachtung teilweise zu unbefriedigenden Ergebnissen. Dies gilt besonders, wenn eine Verwertung des Aufwuchses nicht mehr möglich ist (Masch 1994) oder die hohe Produktivität der Flächen eine pauschale Extensivierung für den Wiesenvogelschutz sinnlos macht.

Die großflächige Umsetzung von Naturschutzzielen bereitet unter diesen Bedingungen erhebliche Schwierigkeiten nicht nur finanzieller Art. Der Naturschutz in der Kulturlandschaft steckt in einem grundsätzlichen Dilemma, denn er bzw. die Akteure in Verwaltung und Verbänden haben sich Strukturen zum Ziel gesetzt, die in vergangenen Zeiten das unbeabsichtigte Beiprodukt ökonomischer Bedingungen, gesellschaftlicher Verhältnisse und technischer Möglichkeiten waren. Die mangelhafte Kenntnis dieser Zusammenhänge ist entscheidend beteiligt bei der Entstehung des Wunsches nach einer nostalgisch konservierten früheren Landschaft, die nett anzuschauen und bequem zu besuchen ist (Camlin 2001).

Ein klares Zurück zu möglichst natürlichen Bedingungen und Entwicklungen, eine Wiederherstellung von Naturlandschaften ist jedoch ebenso verwehrt wie die Wiederherstellung vergangener Bewirtschaftungssysteme. Als zentralen Hypothesen eines Naturschutzes unter diesen Bedingungen werden identifiziert:

- 1 Wechsel vom Beiprodukt zum Hauptprodukt
- 2 Abhängigkeit von ökonomischen und soziale Bedingungen
- 3 Irreversible Veränderungen abiotischer Gegebenheiten
- 4 Agrarpolitik auf nationaler und internationaler Ebene

Diese Probleme treten in Deutschland in all denen Landschaften auf, in denen aus Naturschutzsicht eine extensive Nutzung bzw. Pflege erforderlich ist (Bundesamt für Naturschutz 2001). Dies war ein wesentliches Argument für das bundesweite Interesse an einer Untersuchung, das das Bundesamt für Naturschutz mit diesem Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E-Vorhaben) dokumentiert. Vorhaben dieser Art sind praktisch orientierte Projekte des Bundes, in denen neue Methoden des Naturschutzes und Landschaftsmanagements großflächig erprobt und weiter entwickelt werden sollen. Das Oberziel des in dieser Arbeit als Beispiel vorgestellte E+E-Vorhaben "Osterfeiner Moor" (nachfolgend kurz "EEVOM" genannt) besteht darin, einen gangbaren Weg zwischen nachhaltiger landwirtschaftlicher Nutzung und für wichtig erachteten natürlichen Prozessen zu finden. Es soll Möglichkeiten einer Landnutzung aufzeigen, mit der definierte landwirtschaftliche und naturschutzfachliche Interessen weitestgehend in Einklang gebracht werden. Das Vorhabensgebiet dient dabei letztlich nur als Beispiel, an dem übertragbare und zur Nachanwendung geeignete Ergebnisse zu erarbeiten sind.

Die skizzierte anspruchsvolle Aufgabenstellung lässt sich nur interdisziplinär bearbeiten. Im vorliegenden Fall erfolgte die wissenschaftliche Begleitung durch Bodenkundler, Agrarwissenschaftler und Ökologen. Neben der Bearbeitung der fachspezifischen Aufgaben wurde und wird großen Wert auf die regelmäßig monatlich stattfindende Fachdiskussion gelegt. Hierbei wurden auch die Leitlinien und nachgeordneten Qualitätsziele kritisch überprüft und anhand der Zwischenergebnisse weiterentwickelt. Neben den fachspezifischen Untersuchungen bzw. der Frage, was für das Erreichen der Vorhabensziele zu tun ist, wurde immer wichtiger, wie die Maßnahmen umzusetzen sind und wie man dabei miteinander umgeht. Die nachfolgende Arbeit befasst sich vor allem mit den beiden letztgenannten Themenbereichen und diskutiert deren Bezug zur Renaturierungsökologie.

2 Die Situation im Vorhabensgebiet

Mit ca. 2000 Betrieben kommt der Landwirtschaft im Landkreis Vechta ein großer Stellenwert zu. Insbesondere die historisch gewachsene Veredelungswirtschaft (= intensive Tierproduktion) prägt die Strukturen und trägt erheblich zur Wertschöpfung bei. Diese Entwicklung hat zu erheblichen Umweltproblemen geführt, auf die hier nicht weiter eingegangen wird; hingewiesen sei hier nur auf die Stoffeinträge in Gewässer und die Belastung der Luft durch Stäube und Gerüche (Stukenborg 2001).

Der Landkreis Vechta verfügt über große für den Naturschutz wertvolle Bereiche. Diese sind oft alte Kulturlandschaften und in ihrem Naturschutzwert von einer nachhaltigen Bewirtschaftung abhängig. Ein Gebiet, in dem diese Probleme besonders drängend sind, ist das Osterfeiner Moor ca. 18 km südlich der Kreisstadt Vechta. Es unterliegt seit Jahrzehnten einer zunehmend intensivierte landwirtschaftlichen Nutzung. Trotzdem ist das Gebiet immer noch von großer Bedeutung für Wiesenvögel (Hölscher et al. 1959, Belting & Helbig 1985, Walter 2001). Der Bestand dieser Tiergruppe ist jedoch zunehmend rückläufig, wobei speziell der geringe Bruterfolg problematisch ist. Die bisherige Art der landwirtschaftlichen Nutzung hat darüber hinaus eine zunehmende Bodendegradation zur Folge, die generell eine langfristige Nutzung in Frage stellt. Außerdem führen Nährstoffausträge zu steigenden Gewässerbelastungen.

Das Vorhabensgebiet (Abb. 1) umfaßt ca. 180 ha und stellt einen Ausschnitt aus dem weitgehend von Niedermoorböden geprägten Bereich nördlich des Dümmers dar. Es wird im Osten von der Alten Hunte begrenzt, auf den anderen Seiten setzt sich das Niedermoorgrünland fort. Die Erschließung durch sog. Wälle (Wirtschaftswege in Dammlage) erfolgt vom Westen her von den höher gelegenen Mineralbodenbereichen aus. Die Wälle enden jeweils als Sackgasse vor dem Ostrand des Vorhabensgebietes. Für das Vorhaben bietet diese Situation den Vorteil, dass einerseits die Flächen unproblematisch erreicht werden können, andererseits keine Störungen durch Durchgangsverkehr bestehen.

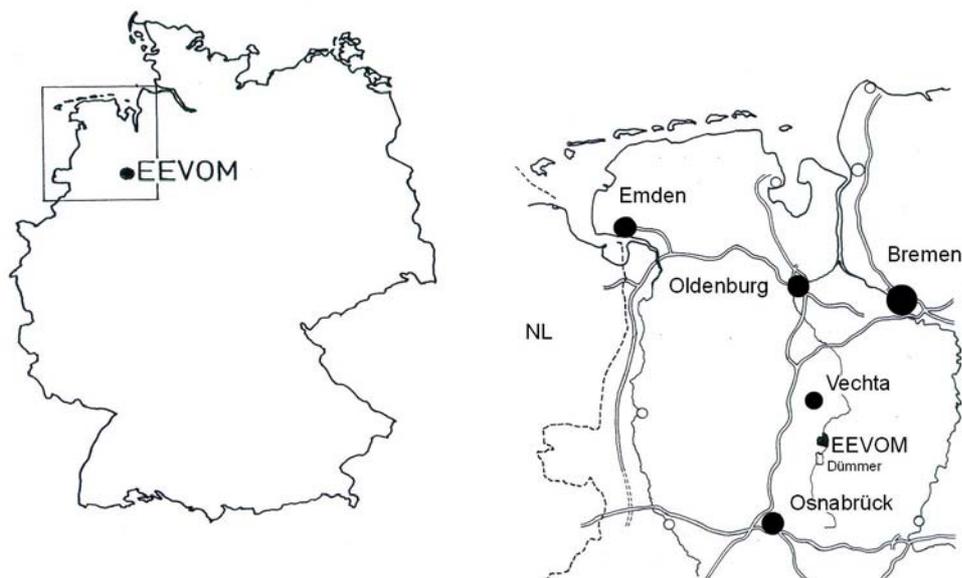


Abb. 1: Lage des Vorhabensgebietes EEVOM (ohne Maßstab).

Die grundlegende Struktur dieser Kulturlandschaft bestand schon vor über 200 Jahren und hat die Nutzungsgeschichte geprägt. Bis zum Abschluß der Eindeichung des Dümmers 1953 war jedoch die Entwässerung sehr schwierig und im Sommer von Unsicherheiten geprägt. Bereits

eine geringfügige Erhöhung der vom Oberlauf der Hunte stammenden Wassermengen führte zu langanhaltenden Überschwemmungen weiter Teile der Dümmerniederung. Die artenreiche Vegetation im Vorhabensgebiet wurde von Sumpfdotterblumenwiesen geprägt (Krause 1950). Dies änderte sich nach der Eindeichung des Dümmers 1953 und der mit der Neugestaltung der Entwässerung verbundenen Grundwasserabsenkung einschneidend. Die Vegetation verarmte schnell zu Weidelgras-Weißklee-Weiden mit oft hohem Störzeigeranteil und eingestreuten Knickfuchsschwanzrasen (Ganzert & Pfadenhauer 1988). Teilweise erfolgte Ackernutzung. Parallel veränderten sich die Moorböden deutlich bis hin zur heutigen problematischen Situation (Blankenburg et al. 2001a).

3 Ziele

Die Konzeption des EEVOM beruht auf der Verknüpfung des Naturschutzzieles "Wiesenvogelschutz" mit dem Instrument "ökologisch angepaßte Landwirtschaft". Sie entspricht damit einer grundlegenden Zielrichtung, die auch in vielen anderen Grünlandgebieten verfolgt wird (z.B. Arkenau & Strüßmann 2001, Poppen et al. 2001). Während für den Wiesenvogelschutz Instrumente wie Rote Listen und EU-Regelungen zumindest einen formalen Rahmen ergeben, ist unklar, wie "ökologisch angepaßte Landwirtschaft" zu definieren ist. Es geht sicher nicht darum, bestehende Konzepte lediglich ökologisch nachzubessern (Bauer 2001). Es wird auch zu diskutieren sein, wie sich dieser 1994 entwickelte Begriff (IBL 1994) zu der "Guten fachlichen Praxis" (Knickel et al. 2001) und den in der Einleitung skizzierten drei Problembereichen verhält.

Für das Vorhabensgebiet ist entscheidend, daß die Festlegung auf den Wiesenvogelschutz für den Dümmerraum seit über 20 Jahren durch naturschutzpolitische Entscheidungen fixiert ist und seitdem von den Naturschutzbehörden konsequent verfolgt wird. Es steht damit nicht mehr zur Diskussion, vielmehr ist es Aufgabe des EEVOM, angewandt auf die Erreichung dieses Zieles hinzuarbeiten. Die Aufgabenstellung ist somit eine methodische.

Die Naturschutzziele des Landes sind allerdings wesentlich weitgehender. Neben dem Hauptmotiv Wiesenvogelschutz rückte in den letzten Jahren der Bodenschutz in den Blickpunkt. Die bei ca. 0,5 cm pro Jahr liegende, durch Mineralisation und Schrumpfung des Niedermoorbodens bewirkte Sackung des Geländeniveaus (Blankenburg et al. 2001a) hätte in wenigen Jahrzehnten eine landwirtschaftliche Nutzung - gleich welcher Form - unmöglich gemacht. Dies bedeutet, daß die Interessen von Naturschützern und Landwirten im Osterfeiner Moor in Teilbereichen in dieselbe Richtung gehen sollten.

Dabei ist allen Akteuren bewußt, daß frühere unbeabsichtigte Nebenwirkungen der Bewirtschaftung jetzt ein wesentliches Ziel darstellen. Es geht jedoch nicht um Entlohnung von Landwirten für Pflegemaßnahmen, sondern immer noch um eine Bewirtschaftung. Die Flächennutzungen werden neben den abiotischen Rahmenbedingungen des Vorhabensgebietes als wichtige Grundlage der Lebensbedingungen für die erwünschten Lebensgemeinschaften angesehen. Daraus resultierte die übergreifende Leitlinie

"Wiesenvogelschutz durch ökologisch angepaßte Gebietsbewirtschaftung".

Ziel einer an ökonomischen Parametern orientierten Landwirtschaft ist - wie bei jeder marktwirtschaftlichen Unternehmung - die nachhaltige Maximierung der Erträge. Im Osterfeiner Moor bedeutet dies unter anderem die Inkaufnahme einer zunehmenden Bodendegradation und die Zunahme der gesellschaftlichen Kosten für die Umweltsicherung als Folge der Auswirkungen dieser Form von Landwirtschaft auf den Naturhaushalt. Diese Entwicklung ist daher im Interesse eines der Nachhaltigkeit verpflichteten Bodenschutzes unerwünscht und wäre im Vorhabensgebiet auch nicht auf Dauer realisierbar.

Ziel des Naturschutzes mit der speziellen Zielsetzung Wiesenvogelschutz ist die Maximierung von Bruterfolg und Siedlungsdichten und schließlich der Erhalt von stabilen Populationen. Bei Verfolgung dieses Zieles durch entsprechende Biotoppflege kommt es zu einer gleichzeitigen

Zunahme der Kosten für die Pflegemaßnahmen und für die Entsorgung der Biomasse, die in der Regel nicht in größeren Mengen verwertet werden kann. Diese Entwicklung beruht auf der - im Extremfall musealen - Simulation historischer Nutzungsformen und ist mit den Ansprüchen des nutzungsintegrierten Naturschutzes (Haber 1993, Pfadenhauer 1991, Sperber & van Acken 1993) nicht zu vereinbaren.

Die Handlungsspielräume zur Verfolgung der Ziele der konventionellen Landwirtschaft und des Naturschutzes (hier mit dem Oberziel Wiesenvogelschutz) decken sich um so weniger, je stärker die jeweiligen Maximalziele verfolgt werden. Wenn dagegen sowohl auf die kurzfristige mögliche Maximierung landwirtschaftlicher Erträge als auch auf kurzfristig möglichst hohe Bestandsstärken von Wiesenvogelpopulationen verzichtet wird, sollte sich eine Schnittmenge für langfristig tragfähige Handlungsweisen finden, die unter der Leitlinie "Wiesenvogelschutz durch ökologisch angepaßte Gebietsbewirtschaftung" die großflächige Realisierung von Naturschutzzielen durch Landwirtschaft erlaubt. Aufgabe von EEVOM ist es, diese Schnittmenge (Abb. 2) nachhaltig zu maximieren. Zu erproben sind übertragbare Handlungsweisen zur großflächigen Realisierung von Naturschutzzielen durch ökologisch angepaßte Gebietsbewirtschaftung.

Die wichtigsten Schritte in Richtung auf das zu erreichende Ziel werden als untergeordnete Leitlinien des Naturschutzes und der Gebietsbewirtschaftung formuliert, die bewußt gleichberechtigt nebeneinander stehen, da sie sich wechselseitig bedingen. Aus diesen werden die der Realisierung dieser Ziele dienenden Qualitätsziele (QZ) abgeleitet (Tab. 1).

4 Maßnahmen

Ausgehend von den skizzierten Zielen aus Sicht des Naturschutzes haben sich als grundsätzlich steuerbare Schlüsselgrößen zur Erreichung der Ziele dieses Vorhabens die Wasserwirtschaft und die Gebietsbewirtschaftung herausgestellt. Dass der gesamte Komplex der nationalen und europäischen Agrarpolitik eine ganz entscheidende Rolle spielt und vom EEVOM nicht beeinflusst werden kann, ist den Akteuren dabei bewusst.

Im Zentrum landwirtschaftlicher Denk- und Handlungsweisen steht eine nach Menge und Qualität gute Ernte. Dies wird - will man noch von einer Bewirtschaftung sprechen - auch unter den Bedingungen des Naturschutzes so bleiben (und hat im Ergebnis in vergangenen Zeiten die heute wieder erwünschten Verhältnisse hervorgebracht). Der Bewirtschafter hat aus heutiger Sicht neben diesen mehr grundsätzlichen Überlegungen noch den Anspruch auf Durchführung der Bewirtschaftung nach Methoden, die aus Sicht des Arbeitszeitbedarfes und der entstehenden Kosten günstig zu beurteilen sind (Mährlein, 1993). Nur die nachhaltige Sicherung des Einkommens kann dem landwirtschaftlichen Betrieb die zur Erfüllung von Auflagen und Ansprüchen des Naturschutzes erforderlichen Handlungsmöglichkeiten geben.

Als eine Konsequenz aus diesen Überlegungen ergibt sich, daß die Mutterkuhhaltung zunächst im Zentrum der Erprobung stehen wird, also die Aufzucht von Tieren und damit die Produktion von Fleisch. Zur Realisierung der Vorhabensziele wurde ein zielführendes Maßnahmenpaket (Tab. 2) entwickelt, das sich grob aufteilen lässt in die Herstellung der erforderlichen Rahmenbedingungen und die Durchführung der Bewirtschaftung bei paralleler Steuerung von Rahmenbedingungen.

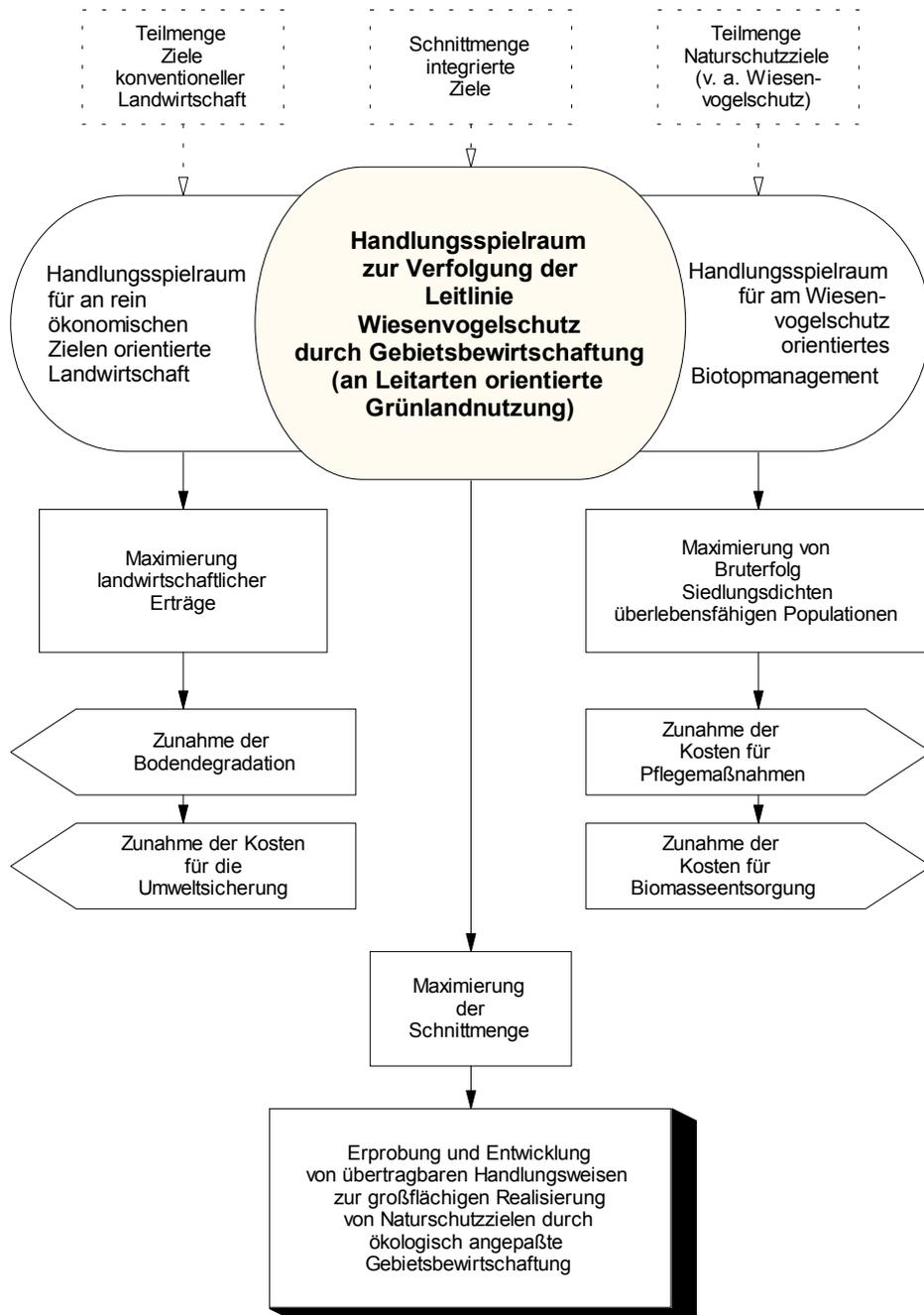


Abb. 2: Handlungsspielräume (nach IBL 1996, verändert)

Hervorzuheben ist, dass die Maßnahmen nicht feststehend, sondern Gegenstand der Erprobung und Entwicklung sind, die in enger Verzahnung mit der wissenschaftlichen Begleitung stehen. Die vielfach geforderte Inter- oder Transdisziplinarität im Naturschutz (z.B. Tress und Tress, 2001) ist hier nicht nur Ziel sondern ergibt sich schon aus der Zusammensetzung der Beteiligten am Vorhaben.

Tab. 1: Leitlinien und Qualitätsziele zu Vorhabensbeginn.

<p>Übergreifende Leitlinie: Wiesenvogelschutz durch ökologisch angepaßte Gebietsbewirtschaftung</p>	
<p>Die untergeordnete Leitlinie 1: Nachhaltige Sicherung der abiotischen Lebensgrundlagen im Vorhabensgebiet.</p>	<p>Untergeordnete Leitlinie 2: Großflächige Umsetzung eines an den Bedürfnissen des Naturschutzes orientierten Flächenmanagements durch ökologisch angepaßte Gebietsbewirtschaftung.</p>
<p>QZ 1: Ausreichende Wiedervernässung (dauerhaft stabiler Zustand, der die weitere Degradation der Böden stark abbremst oder sogar stoppt und die Ansiedlung von feuchteliebender Niedermoorvegetation ermöglicht, gleichzeitig Voraussetzung für die Reduktion des Nährstoffaustrages.</p> <p>QZ 2: Adäquater Nährstoffstatus (Zustand, in dem die mobilen und pflanzenverfügbaren Nährstoffe in einer solchen Menge vorliegen, daß sie der typischen Niedermoorvegetation, die empfindlich auf ein Überangebot von Nährstoffen reagiert, eine ausreichende Lebensgrundlage bieten, kein pflanzenverfügbaren Nährstoffüberschuß, der entweder das Wachstum unerwünschter Pflanzenarten begünstigt oder gar in die Oberflächengewässer ausgewaschen wird)</p> <p>Die nachhaltige Sicherung der Lebensgrundlagen einer Landschaft hat die Reduzierung der Stoffausträge zur Voraussetzung. Ohne eine solche Reduzierung bis hin zur völligen Unterbindung werden alle weiteren Maßnahmen langfristig ohne Erfolg bleiben. Die Reduzierung der Stoffausträge kann nur in einer Landschaft erfolgen, in der die Wasserkreisläufe (und damit wegen der Transportkapazität des Wassers auch die Nährstoffkreisläufe) möglichst kurzgeschlossen sind. Dies setzt eine flächendeckende Vernässung des Oberbodens zur Minimierung des Reaktionsraumes und eine möglichst geschlossene Vegetationsdecke voraus. Dabei ist anzustreben, daß gleichzeitig auch eine Aushagerung der Standorte stattfindet. Dies kann nur über Biomasseexport geschehen. Erst nach Verbesserung der abiotischen Lebensgrundlagen können die weitergehenden Einzelziele in Bezug auf die Lebensgemeinschaften (Flora und Fauna) dann mit Hilfe einer angepaßten landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (s.u.) erreicht werden.</p> <p>QZ 3: Herstellung und Erhalt einer artenreichen und standorttypischen Niedermoorvegetation.</p> <p>Die in Qualitätsziel 3 ursprünglich beabsichtigte Herstellung einer Niedermoorvegetation wurde als kurz- und mittelfristig unrealistisch verworfen. Diese ursprünglich aus der Sicht des Naturschutzes formulierte Zielvorstellung wird zwar nun aus der Sicht der Bewirtschafter formuliert, enthält aber indirekt ein Naturschutzziel, da der spätnutzungsverträgliche Aufwuchs erst dann geerntet wird, wenn es den Wiesenbrütern nicht mehr schadet.</p> <p>QZ 4: Herstellung und Erhalt langfristig überlebensfähiger Populationen der Wiesenbrüter einschließlich einer naturraum- und standortadäquaten Lebensgemeinschaft.</p> <p>Wie groß die langfristig überlebensfähigen Populationen bzw. Metapopulationen der einzelnen Arten im Osterfeiner Moor tatsächlich sein müssen, ist bisher nicht bekannt und auch nur im Zusammenhang mit dem gesamten Dümmerraum zu beantworten.</p>	<p>QZ 5: Integration von den ökologischen Anforderungen des Projektes gerecht werdenden, spezialisierten Betriebszweigen in landwirtschaftliche Betriebe.</p> <p>Die ökologisch angepaßte Gebietsbewirtschaftung soll weitgehend durch landwirtschaftliche Betriebe durchgeführt werden, in denen entsprechend spezialisierte Betriebszweige eingerichtet werden. Diese sollen jeweils eine größere Fläche bearbeiten.</p> <p>QZ 6: Regulierung der Bewirtschaftungsintensität über Steuerung der abiotischen Parameter statt nur durch Auflagen.</p> <p>Entsprechend der Intention des Vorhabens soll versucht werden, die der Steuerung zugänglichen abiotischen Parameter so zu gestalten, daß sich über verminderte Aufwuchsleistung und erschwerte Bewirtschaftungsbedingungen (Wiedervernässung) eine Nutzungsextensivierung automatisch ergibt. Dies bedeutet, daß ergänzende Auflagen wie die Untersagung von Pestizidanwendung, bestimmter Düngung oder Zufütterung vor allem die Aufgabe haben, das Unterlaufen der Standortbedingungen zu verhindern.</p> <p>Die bei reinen Biotoppflegemaßnahmen auftretenden Probleme durch anfallende, nicht verwertbare Biomasse müssen in einem integrierten Vorhaben aus ökonomischen und ökologischen Gründen vermieden werden.</p> <p>Neu daran ist, daß mit den grundsätzlich bekannten Methoden (Aushagern, Wiedervernässen, Unterlassung der Düngung etc.) die Intention verfolgt wird, daß die Nutzungsintensität mittelfristig über die stofflichen Gegebenheiten reguliert werden und die Zahl der Auflagen auf ein Minimum beschränkt bleiben soll. Soweit möglich soll die für jeden Landwirt unbefriedigende Situation vermieden werden, daß erntefähiger Aufwuchs nicht genutzt werden darf. Der Aufwuchs ist im optimalen Fall erst dann erntefähig, wenn dies auch mit den Naturschutzzielen vereinbar ist.</p> <p>QZ 7: Weitgehende landwirtschaftliche Verwertung der Biomasse (Vermeidung von "Biomüll").</p> <p>QZ 8: Sinnvolle Verwertung der Biomasse, die nicht im landwirtschaftlichen Kreislauf genutzt werden kann.</p> <p>Es ist davon auszugehen, daß vor allem bei ungünstiger Witterung Biomasse anfällt, die in den am Vorhaben beteiligten landwirtschaftlichen Betrieben nicht verwertet werden kann. Hier ist nach sinnvollen Alternativen zu suchen.</p>

Tab. 2: Übersicht Maßnahmen EEVOM.

Eigentumsrechtliche Maßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> • Erwerb aller Flächen im Vorhabensgebiet, gestützt durch ein Verfahren zur Flurneuordnung (Steinbrenner 2001)
Herstellung und Sicherung geeigneter abiotischer Bedingungen	<ul style="list-style-type: none"> • Einbau von regelbaren Stauwehren und einer randlichen Verwaltung, erforderlich zur möglichst eigenständigen Regelungen des Gebietswasserhaushaltes ohne Beeinträchtigung der Oberlieger für ein vorausschauendes Wassermanagement, • Aussetzung der Düngung bis zur Erreichung der angestrebten Nährstoffausstattung der Böden, danach gegebenenfalls gezielte Ergänzungsdüngungen (Müller 2001) • Umwandlung von Ackerflächen in Grünland
Investitionen	<ul style="list-style-type: none"> • Erwerb von speziellen Maschinen und Geräten zur effektiven Bewirtschaftung von Niedermoorgrünland (Nutzung zur Erprobung bzw. Optimierung von Bewirtschaftungsverfahren) • Bezuschussung der Anschaffung von Breitreifen • Entfernung der vorhandenen schadhafte Zäune und Bau neuer Zäune (stacheldrahtfreies System)
Bewirtschaftung	<ul style="list-style-type: none"> • Verpachtung der Vorhabensflächen an interessierte lokale landwirtschaftliche Betriebe, vertragliche Regelung der Bewirtschaftung bei gleichzeitiger Verpflichtung zur Mitarbeit am Vorhaben und seiner wissenschaftlichen Begleitung • Entwicklung geeigneter Betriebsstrukturen • Selbstorganisation des Maschineneinsatzes • Erprobung neuer Saatmischungen
Kommunikation	<ul style="list-style-type: none"> • Frühzeitige Vorstellung des Vorhabens in der Region, Vermittlung der Zielvorstellungen, Werbung der Teilnehmer • Regelmäßiger Informationsaustausch mit den Teilnehmern, • Regelmäßiger Informationsaustausch mit Naturschutzbehörden, Wissenschaftlern und Praktikern (Statusseminare, Workshops)
Gebietsbetreuung	<ul style="list-style-type: none"> • Koordination aller Maßnahmen und des Informationsaustausches • Schnittstelle zur wissenschaftlichen Begleitung • Ansprechfunktion für Landwirte und alle weiteren am Vorhaben Beteiligten

5 Weiterentwicklung der Ziele - Paradigmenwechsel

Aus den formulierten Zielvorstellungen wurden drei Hauptziele bzw. Erfolgskriterien abgeleitet (Abb. 3), denen wiederum einfache Erfolgskriterien zugeordnet wurden. Wie die Arbeit von Blankenburg et al. 2001b zeigt, sind für die Vermeidung weiteren Torfabbaus winterliche Überstauungen und sommerliche Grundwasserstände in der Nähe der Oberfläche erforderlich. Das für die Mahd erforderliche Befahren ist dagegen erst ab einem Grundwasserstand von ca. 0,5 m unter der Oberfläche möglich (Kraschinski et al. 2001). Für Wiesenvögel ist zur Brut- und Aufzuchtzeit zwar ein stochebfähiger Boden wichtig, zu hohe Wasserstände im Sommer und völlige Überstauung im Winter führt jedoch zur Beeinträchtigung der Nahrungsgrundlage. Ein optimaler Erfolg ist bei der Verfolgung dieser drei Hauptziele nicht gleichzeitig an einer Stelle zu erzielen (Abb. 4).

Die erste Konsequenz aus dieser Erkenntnis war, auf das in Tab. 1 näher beschriebene Qualitätsziel 3 (Niedermoorvegetation) zu verzichten und die damit verbundenen anderen Qualitätsziele anzupassen (Tab. 3). Ziel ist jetzt, eine nutzungswürdige Grünlandnarbe zu entwickeln, bei der die Qualität des erntbaren Aufwuchses eine Verwertung entsprechend der betrieblichen Nutzungsrichtung zulässt und der Ertrag die hierdurch entstehenden Kosten rechtfertigt (Müller 2001). Seit 1998 werden hierzu Ansaatmischungen mit Grassorten erprobt, deren Energiemaxi-

mum erst relativ spät aufläuft, so dass eine Mahd ab ca. 20. Juni auch aus landwirtschaftlicher Sicht sinnvoll ist. Der Erfolg dieses Ansatzes kann noch nicht beurteilt werden, auch bleibt zu untersuchen, wie sich die aus diesen Ansaaten resultierende Grünlandvegetation weiter entwickelt.

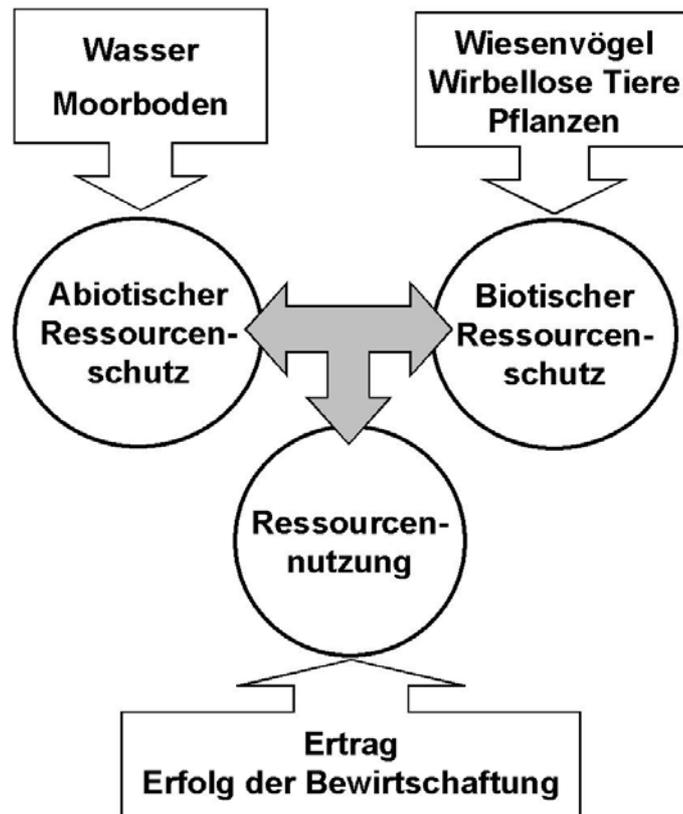


Abb. 3: Hauptziele und zugleich Erprobungsbereiche des EEVOM und die zugeordneten Erfolgskriterien (aus Brux 2001).

Neben diesem entscheidenden - und für derartige Projekte ungewöhnlichen - Paradigmenwechsel wurden die direkt mit der Bewirtschaftung verbundenen Qualitätsziele weiter ausdifferenziert. Im Frühsommer 2001 stellte sich heraus, dass die neugebaute Verwaltung, die im Winter die Vernässung erleichtern sollte, bis in den Juli hinein die Bewirtschaftung stark behinderte, da man sie nicht öffnen konnte, um die aus hohen Niederschlägen resultierenden Wassermassen in den Vorfluter zu leiten. Auf Vorschlag der Landwirte werden jetzt regelbare Überläufe eingebaut.

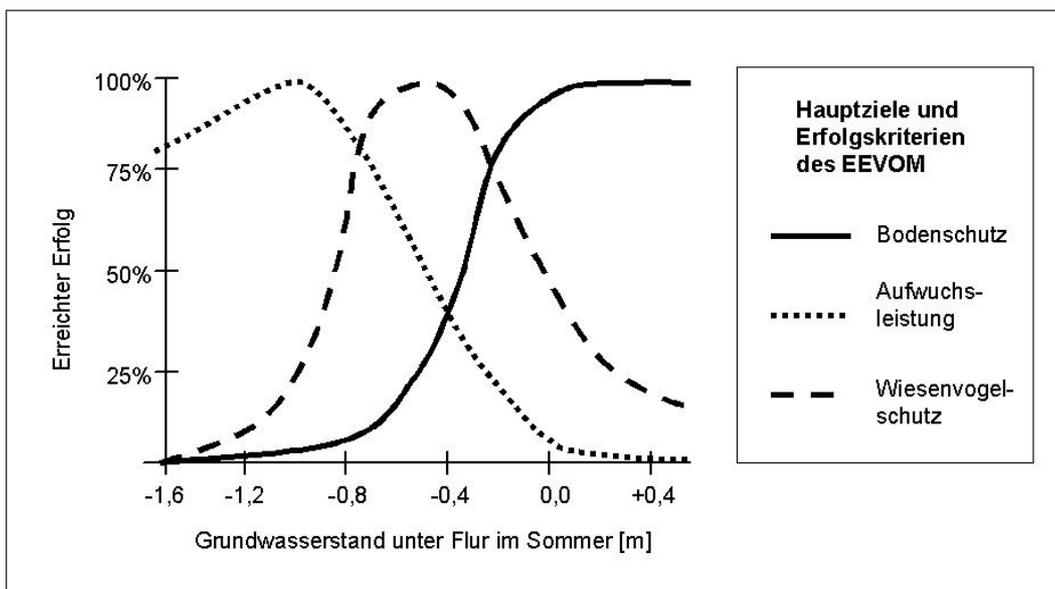


Abb 4: Auswirkung des sommerlichen Grundwasser-Standes auf die drei Hauptziele (aus Brux & Isselstein 2001)

Tab. 3: Weiterentwicklung der Vorhabensziele

Ziel	Ergebnis	Konsequenz
Übergreifende Leitlinie: Wiesenvogelschutz durch ökologisch angepasste Gebietsbewirtschaftung		
UL 1: Nachhaltige Sicherung abiotischer Lebensgrundlagen		
QZ 1: Ausreichende Wiedervernässung zur Bremsung Bodendegradation, Ansiedlung Niedermoorvegetation	Noch nicht zu beurteilen aber erfolgversprechend, Niedermoorvegetation nicht realisierbar (siehe QZ 3)	QZ 1 <u>neu</u> : Wiedervernässung orientiert an Bodenschutz
QZ 2: Für typische Niedermoorvegetation adäquater Nährstoffstatus	Nährstoffstatus noch nicht zu beurteilen, Niedermoorvegetation nicht realisierbar (siehe QZ 3)	QZ 2 <u>neu</u> : 2002 überprüfen anhand der Ergebnisse aus 2001
QZ 3: Herstellung und Erhalt einer artenreichen und standorttypischen Niedermoorvegetation	Nicht realisierbar, da für Bewirtschaftung problematisch und für Wiesenvögel nicht relevant, spätnutzungsverträgliche Ansaatgräser werden erprobt	QZ 3 <u>neu</u> : Herstellung und Erhalt einer spätnutzungsverträglichen, artenreichen Vegetation
QZ 4: Herstellung und Erhalt langfristig überlebensfähiger Populationen	Brutdichten hoch bis sehr hoch, Bruterfolg der Wiesenvögel noch viel zu gering	Ursachenermittlung, Predatorenproblematik bearbeiten, Erprobung unterschiedlicher Beweidungsdichten

Tab. 3: Fortsetzung		
UL 2: Großflächige Umsetzung eines an den Bedürfnissen des Naturschutzes orientierten Flächenmanagements durch ökologisch angepaßte Gebietsbewirtschaftung.		
QZ 5: Integration von den ökologischen Anforderungen des Projektes gerecht werdenden, spezialisierten Betriebszweigen in landwirtschaftliche Betriebe	Bei einem Betrieb gelungen, bei zwei weiteren erkennbar; auf die geplante Reduzierung der teilnehmenden Betriebe auf 3 – 5 wurde verzichtet	Stärkere Berücksichtigung der individuellen Betriebsstrukturen, Stärkung der Eigenverantwortung und Öffnung weiterer Freiräume
QZ 6: Regulierung der Bewirtschaftungsintensität über Steuerung der abiotischen Parameter statt nur durch Auflagen	Wiesenvogelschutzgerechter Mahdtermin ergibt sich aus Befahrbarkeit, Auflagen noch notwendig für Beweidungsdichte, Düngung, Pflanzenschutz etc.; nichtregelbare Verwallung problematisch	Erarbeitung eines Steuerungsmodells für den Gebietswasserhaushalt mit sukzessiver Optimierung der Vorhersagegenauigkeit (geplant 2002), Einbau regelbarer Abläufe in Verwallung
QZ 7: Weitgehende landwirtschaftliche Verwertung der Biomasse	Bisher erfüllt, mit zunehmender Aushagerung bzw. Vernässung der Flächen wahrscheinlich zunehmend schwierig, bis 2000 war es noch möglich, Heu extern zu verkaufen, nachlassende Qualität zwingt zur Verwertung im eigenen Betrieb	Beratung der Betriebe zur optimalen Verwendung der Aufwüchse, Rückgang der Wiesenutzung, verstärkte Beweidung (freie Entscheidung der Landwirte)
QZ 8: Sinnvolle Verwertung der Biomasse außerhalb des landwirtschaftlichen Kreislaufs	Die Notwendigkeit zu außerlandwirtschaftlicher Verwertung bestand erst in zwei Fällen (s.o.)	Umsetzbarkeit QZ 8 noch unklar
		QZ 9 <u>neu</u> : Entwicklung von Absatzfeldern

6 Das Miteinander

Naturschutz in der Kulturlandschaft hat von Anfang an daran gelitten, dass zu oft versucht wurde, nur mit Verordnungen und Verboten die Bewirtschaftung zu regeln. Für das "Betriebsklima" spielte dabei nicht nur eine Rolle, dass eine Verwaltung die Bewirtschaftung zu steuern versuchte und die Bewirtschafteter einer "Arroganz der Wissenden" (Luz und Weiland 2001) ausgesetzt waren. Gleichzeitig war von Bedeutung, dass immer wieder gegen landwirtschaftliche Regeln (Masch 1994) verstoßen wurde, wenn z.B. aufgrund zu geringer Besatzdichte der Aufwuchs nur zu geringem Teil gefressen wurde und die Flächen gleichzeitig für Wiesenvögel an Wert verloren. Bewirtschaftende Landwirte waren somit gezwungen, nicht nur auf Brutvögel Rücksicht zu nehmen, sondern auch fortgesetzt gegen ihr Selbstverständnis zu verstoßen. Schliesslich verkennt dieser Ansatz, dass entscheidende Motive und Zwänge für das Handeln der Landwirte aus der Agrarpolitik kommen (Camlin 2001).

Will man großflächig Grünlandflächen orientiert an den Zielen des Wiesenbrüterschutzes bewirtschaften, bleiben nur zwei grundverschiedene Ansätze. Der eine besteht in der Erbringung der "Dienstleistung Flächenpflege". Hierbei ist die Verwendung oder gar Entsorgung des Auf-

wuchses sekundär, die Arbeiten können durch Landwirte oder einen Garten- und Landschaftsbau-Betrieb bzw. Lohnunternehmer durchgeführt werden. Es ist klar, dass alle diese Dienstleistungen bezahlt werden müssen. Die Alternative besteht in der landwirtschaftliche Nutzung, die so geregelt ist, dass sich das Interesse der Bewirtschafter nicht allein auf die Höhe eventueller Zuschüsse konzentriert. Dies bedeutet, dass ein verwertbarer Aufwuchs erzielt werden muss.

Ein weiterer wichtiger Baustein besteht in der Förderung weitgehender Selbstverantwortung der Landwirte. Dies bedeutet neben der Notwendigkeit einer gewissen Entscheidungsfreiheit, dass Erfolge in der Bewirtschaftung möglich sein müssen. So ist im EEVOM z.B. freigestellt, ob geweidet, gemäht oder beides gemacht wird. Die Landwirte sind jedoch für die Flächenstruktur verantwortlich, diese müssen gepflegt und kurz in den Winter gehen. Diese Forderung entspricht gleichzeitig dem Selbstverständnis eines ordnungsgemäß arbeitenden Landwirtes und den Regeln der guten fachlichen Praxis (Knickel et al. 2001).

Gemessen am Konfliktpotential der Naturschutz- und Landwirtschaftsinteressen ist die allgemeine Diskussion der verschiedenen Akteure im EEVOM auffallend sachlich. Ein Projektteilnehmer hob in einem Projektgespräch hervor, daß für ihn entscheidend war, daß das EEVOM ergebnisoffen sei, er als Landwirt etwas entscheiden könne und eine längerfristige Perspektive erkennbar sei. Dies beschreibt einen ganz wesentlichen Punkt in der Vorgehensweise, die Form des Miteinanders. Den Landwirten wurde nicht ein fertiges Konzept nach dem Motto "Mach mit oder lass es" vorgesetzt, sondern sie wurden bei den ersten Gesprächen zu Projektbeginn über die Sachlage, die Naturschutzziele und die grundsätzlichen Überlegungen informiert und darauf aufbauend um Mithilfe und Vorschläge für die weitere Vorgehensweise gebeten. Entscheidend war auch, dass der Mitarbeiter des Amtes für Agrarstruktur Oldenburg, der vor Ort die Gespräche mit den Betroffenen (den Eigentümern und Bewirtschaftern und damit den potentiellen späteren Projektpartnern) beim Flächenerwerb führte, in der Sache klar und korrekt und gleichzeitig mit Verständnis für die Landwirte und Grundeigentümer in die oft nicht einfachen Gespräche ging (Steinbrenner 2001). Hier wurden erfolgreich die Grundlagen für eine vertrauensvolle Zusammenarbeit gelegt.

Von Vorteil war auch, von Anfang an auf lokale Betriebe zu setzen, denen die Flächen bekannt sind. Auf den Niedermoorböden ist eine detaillierte Ortskenntnis wichtig, um sich z.B. nicht in ehemaligen Torfstichen oder anderen nassen Stellen festzufahren - eine Erfahrung, die auch in anderen Feuchtgrünlandprojekten gemacht wurde (z.B. Poppen et al. 2001).

Allseits ist zu beobachten, dass die Bereitschaft, die Komplexität der Thematik und die Interessen anderer Gruppen zu verstehen, wächst. Dies wird dadurch erleichtert, dass es bereits seit Projektbeginn zu einer präziseren Benennung der jeweiligen Zielvorstellung gekommen ist und dass allgemein anerkannt wird, dass die Ziele und nicht die Mittel und Wege Priorität haben, sich also die Mittel den Zielen unterordnen müssen.

Das überzeugendste Beispiel für die Richtigkeit des eingeschlagenen Weges und die Hoffnung, die gesteckten Ziele auch realisieren zu können, geben Landwirte, die die Bedingungen aus ihrer Sicht so einschätzen, dass sie aus freien Stücken eine an die Bewirtschaftungsauflagen angepasste Produktionsrichtung ausdehnen und sogar bereit sind, in diese Umstellung erheblich zu investieren. Dies ist ein untrügliches Zeichen dafür, dass die Bewirtschafter eine Chance für die auch langfristige Integration von Naturschutz und Landwirtschaft sehen. Nur so wird es auch möglich sein, eine erfolgreiche Übertragung der Ergebnisse des Vorhabens auf andere Gebiete zu realisieren und damit einem wesentlichen Ziel von E+E-Vorhaben, der Nachanwendung, zu entsprechen.

7 Literatur

- Arkenau, T., Strüßmann, H. 2001. Gewässerrandstreifenprojekt Fischerhuder Wümmeniederung, Niedersachsen. *Natur und Landschaft* 76: 423-431.
- Bauer, S. 2001. Orientierungsrahmen für eine neue Agrarpolitik. *Garten + Landschaft* 111: 16-19.
- Belting; H., und A. Helbig, 1985: Die Bedeutung des Osterfeiner Moores am Dümmer für die Vogelwelt.- *Seevögel*, 6, 113-121.
- Blankenburg, J., H. H. Hennings u. A. Hohmann, 2001a. Die Böden im Projektgebiet "Osterfeiner Moor" - Bodenentwicklung und Bewirtschaftung.- *Landnutzung und Landentwicklung*, 42, XX-XX.
- Blankenburg, J., H.-H. Hennings und W. Schmidt 2001b. Bodenphysikalische Eigenschaften und deren Veränderungen durch Wiedervernässung. in: Kratz, R. u. J. Pfadenhauer (Hrsg.) (2001): *Ökosystemmanagement für Niedermoores - Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. - ca. 320 Seiten; Verlag Eugen Ulmer (im Druck).
- Brux, H., 2001: Das E+E-Vorhaben "Osterfeiner Moor": Vorhabensziele, Maßnahmen, Erprobungsthemen und zeitlicher Ablauf. *Landnutzung und Landentwicklung* 42: (im Druck).
- Brux, H. und J. Isselstein, 2001: Naturschutz und Grünlandwirtschaft am Dümmer - Stand und Perspektiven des Entwicklungs- und Erprobungsvorhabens "Osterfeiner Moor". *Landnutzung und Landentwicklung*, 42, (im Druck).
- Bundesamt für Naturschutz 2001. Ausgewählte Arbeitsschwerpunkte in den Jahren 2000 und 2001 des Bundesamtes für Naturschutz. *Natur und Landschaft* 76: 222-226.
- Camlin, R. 2001. Landwirtschaft und Landschaft in Grossbritannien. *Garten + Landschaft* 111: 28-29.
- Ganzert, C., Und J. Pfadenhauer, 1988: Die Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer.- *Naturschutz u. Landschaftspflege Niedersachsen*, 16, 64 S.
- Haber, W., 1993: Vom rechten und falschen Gebrauch der Ökologie.- *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 25, 187-190.
- Hölscher, R., Müller, G.B.K. und B. Petersen, 1959: Die Vogelwelt des Dümmer-Gebietes.- *Biologische Abhandlungen*, 18-21, 1-124.
- IBL Umweltplanung, 1994: E+E-Vorhaben "Osterfeiner Moor". Voruntersuchung (Abschlussbericht). 231 S. + Anhang und 7 Pläne.- Unveröff. Gutachten.
- IBL Umweltplanung, 1996: E+E-Vorhaben "Osterfeiner Moor". Voruntersuchung 2 (Abschlussbericht). 265 S. + Anhang und 5 Pläne.- Unveröff. Gutachten.
- Isselstein, J., M. Benke und C. Hermanspahn, 2001: Bewirtschaftung von Niedermoorgrünland unter Naturschutzaufgaben.- *Landnutzung und Landentwicklung*, 42.
- Kraschinski, S., A. Prochnow, R. Tölle und J. Zeitz, 2001: Zur Befahrbarkeit von Niedermoorgrünland.- *Landnutzung und Landentwicklung*, 42.
- Krause, W., 1950: Bericht über die Pflanzensoziologische Kartierung des Dümmergebietes für das Wasserwirtschaftsamt Hannover. 24 S. + Karte.
- Luz, F. und U. Weiland, 2001: Wessen Landschaft planen wir? Kommunikation in der Landschafts- und Umweltplanung.- *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 33, 69-76.
- Mährlein, A. 1993. Kalkulationsdaten für die Grünlandbewirtschaftung unter Naturschutzaufgaben. *KTBL Arbeitspapier* 179: 115pp.
- Masch, E., 1994: Feuchtgrünland-Bewirtschaftung und Wiesenbrüterschutz. Ein Beitrag aus Sicht landwirtschaftlicher Tierhaltung.- *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 26, 138-143.
- Müller, J., 2001: Konzept zum Nährstoffmanagement in geschützten Grünlandgebieten.- *Landnutzung und Landentwicklung*, 42.
- Pfadenhauer, J., 1991: Integrierter Naturschutz.- *Garten + Landschaft*, 2/91, 13-17.

- Poppen, T., H. Pegel, U. Mosig, E. Blömer 2001. Gewässerrandstreifenprojekt Flumm/Fehntjer Tief, Niedersachsen. *Natur und Landschaft* 76: 415-422.
- Sperber, H.H., und D. van Acken, 1993: Pflegenotstand im Naturschutz.- *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 25, 93-99.
- Steinbrenner, C., 2001. Bodenmanagement im Beschleunigten Zusammenlegungsverfahren.- *Landnutzung und Landentwicklung*, 42.
- Strodthoff, J., 2001: Beweggründe für die Grünlandbewirtschaftung in Naturschutzgebieten. *Landnutzung und Landentwicklung*, 42.
- Tress, B. und G. Tress, 2001: Begriff, Theorie und System der Landschaft.- *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 33, 52-58.
- Walter, G, 2001: Bestandsentwicklung und Bruterfolg ausgewählter Vogelarten im Osterfeiner Moorverfahren.- *Landnutzung und Landentwicklung*, 42.

RENATURIERUNG EINER DEPONIE DURCH SPONTANE UND GELENKTE SUKZESSION - ERGEBNISSE AUS 5 JAHREN DAUERBEOBACHTUNG

F. Rebele & C. Lehmann

Zusammenfassung: 1985-1990 wurde im Nordosten von Berlin am östlichen Rand der Malchower Aue auf einer Ackerfläche eine Erdstoff- und Bauschuttdeponie errichtet. 1994/1995 wurde die Deponie mit Bodenaushub einer nahegelegenen Baustelle abgedeckt und zum Bestandteil des NSG "Malchower Aue" erklärt. Der Deponiehügel sollte weitgehend einer spontanen Besiedlung und un gelenkten Sukzession überlassen werden. In Teilbereichen sollten lenkende Maßnahmen v.a. durch Mahd durchgeführt werden. Auf 2m x 2m großen Dauerbeobachtungsflächen wurden die spontane und die durch zweimal jährliche Mahd gelenkte Sukzession über einen Zeitraum von fünf Jahren nach der Aufschüttung beobachtet. Bei dem Decks substrat handelte es sich um einen schwach schluffigen, humus- und N-armen Sand mit einem pH-Wert von 8,1 - 8,2. Die Besiedlung des stickstoffarmen Sandbodens erfolgte sehr rasch durch Pflanzenarten aller Lebensformen (einjährige, monokarp perenne, polykarp perenne Arten), wobei Gehölze von Beginn der Sukzession an beteiligt waren. Nach fünf Jahren dominierte auf den ungemähten Flächen das hochwüchsige Landreitgras (*Calamagrostis epigejos*). Gehölze (v.a. *Salix x rubens*) erreichten nach fünf Jahren eine durchschnittliche Deckung von 22,5 %, wobei eine Strauchschicht (Höhe > 1,0 m) auf einzelnen Flächen bereits ab dem 2. Jahr ausgebildet war. Durch die zweimal jährlich (Anfang Juni und Ende August) durchgeführte Mahd konnten das Landreitgras und andere hochwüchsige Arten wie *Solidago canadensis* stark zurückgedrängt werden. Niedrigwüchsige ausdauernde Arten wie *Plantago lanceolata* und *Trifolium repens* wurden durch die Mahd begünstigt. Bei einigen Arten, z.B. *Trifolium repens* und *Medicago lupulina* traten starke klimabedingte Fluktuationen auf. Ab dem dritten Jahr zeigte sich eine signifikante Erhöhung des Artenreichtums auf den zweimal gemähten gegenüber den ungemähten Flächen (mehr offener Boden und dadurch Begünstigung von lichtbedürftigen Arten).

Schlüsselwörter: Artendichte, *Calamagrostis epigejos*, Gehölzsukzession, Mahd, spontane Besiedlung.

Nomenklatur: Wisskirchen & Haeupler (1998).

1 Einleitung

Die grundlegenden Prinzipien der Renaturierung sind die gleichen wie die der Sukzession (Bradshaw 1990). Deshalb können Fallstudien über die Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen sowohl Aufschluß über allgemeine Mechanismen und Prozesse von Sukzessionen als auch wertvolle Erkenntnisse für die Praxis der Renaturierung liefern.

In urban-industriellen Ökosystemen trifft man häufig auf Abgrabungen und Aufschüttungen, auf denen durch die initiiierende Störung spontane Sukzessionen in Gang gesetzt werden, die unter unseren Klimabedingungen in Mitteleuropa auf den meisten Substraten relativ rasch zu Vorwald- und Waldstadien führen (Kowarik & Langer 1994, Prach & Pyšek 1994, 2001, Rebele 1992, 1995, Rebele & Dettmar 1996). Dies bietet die Chance, auch in Städten in Zeiträumen von einigen Jahrzehnten naturnahe Wälder zu erhalten. Andererseits hat der Naturschutz häufig auch das Ziel, Flächen offen zu halten und zu verhindern, dass die Sukzession das Waldstadium er-

reicht, um Offenlandarten einen Lebensraum zu erhalten (Kowarik & Langer 1994, Rebele & Dettmar 1996).

Im Nordosten von Berlin bot sich die Möglichkeit, auf einer frisch geschütteten Erdstoff- und Bauschuttdeponie Dauerflächen für langfristige Sukzessionsstudien einzurichten. Die Ergebnisse der Dauerbeobachtung sollen zum einen Aufschluß über den konkreten Verlauf der spontanen und der durch Mahd gelenkten Sukzession auf dem Deponiehügel im NSG "Malchower Aue" geben, zum anderen aber auch allgemeine, wissenschaftlich gesicherte Erkenntnisse über Sukzessionsprozesse auf nährstoffarmen Sandböden im Berliner Raum liefern. Wir berichten hier über die Entwicklung der Vegetation in den ersten fünf Jahren auf Flächen mit spontaner Sukzession und Flächen mit zweimal jährlicher Mahd.

2 Das Untersuchungsgebiet

1985-1990 wurde am östlichen Rand der Malchower Aue auf einer ca. 6 ha großen Ackerfläche eine Erdstoff- und Bauschuttdeponie errichtet, die sogenannte "Mutterbodendeponie am Wartenberger Weg". 1994/1995 wurde die Deponie mit ca. 0,5 m humus- und stickstoffarmen Bodenaushub einer nahegelegenen Baustelle abgedeckt und zum Bestandteil des NSG "Malchower Aue" erklärt (Gesetz- und Verordnungsblatt für Berlin 1995). Der Deponiehügel sollte weitgehend einer spontanen Besiedlung und un gelenkten Sukzession überlassen werden. In Teilbereichen sollten lenkende Maßnahmen entsprechend eines Pflege- und Entwicklungsplanes für das NSG (Grabowski & Moeck 1998) durchgeführt werden.

Das Klima ist subozeanisch bis subkontinental mit einem mittleren jährlichen Niederschlag von 580 mm und einer mittleren Jahrestemperatur von 8,6 °C (Daten der Wetterstation Berlin-Buch, Veit et al. 1987). Verglichen mit dem langjährigen Mittel war im Untersuchungszeitraum von 1996-2000 das Jahr 1996 um 1 °C kühler, die anderen Jahre waren bis zu 1,7 °C wärmer. Die Niederschläge fluktuierten mit einem Maximum von 602 mm im Jahr 1998 und einem Minimum von 439 mm im Jahr 1999 (Daten der Wetterstation Berlin-Dahlem). Das Plateau des Deponiehügels liegt ca. 56 m über NN und trocknet im Sommer stärker aus als die etwa 6 m tiefer liegende angrenzende Aue.

3 Material und Methoden

3.1 Design der Dauerflächen und Vegetationsaufnahmen

Im April 1996 wurden auf dem nördlichen Plateau der Deponie 20 3m x 3m große Dauerquadrate auf einer Gesamtfläche von ca. 600 m² errichtet. Zwischen den Dauerquadraten befinden sich 2m breite Wege. Je 5 Dauerquadrate wurden zufällig ausgewählt für die folgenden Behandlungen: un gelenkte Sukzession (B-Flächen), zweimalige Mahd beginnend 1996 (M2-Flächen), Mahd alle fünf Jahre (M5-Flächen; erste Mahd im Spätsommer 2000). Fünf weitere Flächen sind für künftige Biomassebestimmungen vorgesehen. Das Mähgut der gemähten Flächen und der Wege wird nach der Mahd entfernt.

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten jeweils Ende Mai/Anfang Juni und Ende August eines jeden Jahres mit der Deckungsgrad-Skala von Pfadenhauer et al. (1986). Zusätzlich wurde die Gesamtdeckung jeder Schicht sowie die maximale Höhe der Gehölze (nach Arten getrennt) aufgenommen. Um Randeffekte gering zu halten wurden nur die inneren 2m x 2m der 9m² großen Dauerflächen aufgenommen.

Da bis zum Spätsommer 2000 die Flächen, die nur alle 5 Jahre gemäht werden, sich von den Flächen mit un gelenkter Sukzession in der Behandlung noch nicht unterschieden, wird für die

vorliegende Darstellung nur die Entwicklung von Flächen mit un gelenkter Sukzession mit der Entwicklung der zweimal jährlich gemähten Flächen verglichen.

3.2 Bodenanalysen

Zu Beginn der Sukzession wurden in den Flächen, in denen die Vegetationsentwicklung kontinuierlich beobachtet wird, Bodenproben in 5-10 cm Tiefe entnommen. Jede Bodenprobe bestand aus einer Mischprobe aus 10 Teilproben pro Dauerquadrat. Die Mischproben wurden luftgetrocknet und durch ein 2 mm Sieb gesiebt. Ein Teil der jeweiligen Proben wurde gemahlen. Alle Analysen erfolgten mit Doppelbestimmung.

Der Feinboden (humus- und carbonatfreies Material < 2mm) wurde einer Analyse der Korngrößenverteilung (Deutsche Norm 1973) unterzogen; die Bodenart des Feinbodens wurde nach Kretschmer (1996) bestimmt. Der pH-Wert wurde mit 0,01 M Calciumchloridlösung mit einer Glaselektrode (Deutsche Norm 1977) gemessen. Die Bestimmung der organischen C- und N-Gehalte der Bodenproben erfolgte mit einem Kohlenstoff-Wasserstoff-Stickstoff-Analysator CHN-932 der Firma LECO. Als Standard wurde Atropin (Atropinsulfat DAB krist. von MERCK) benutzt. Zur Extraktion der leicht austauschbaren (pflanzenverfügbaren) Nährstoffe Kalium (K), Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Phosphor (P) wurde die Laktatmethode nach Egner-Riehm angewandt (Schlichting et al. 1995). Die anschließende Bestimmung der K-, Ca- und Mg-Gehalte erfolgte am Flammen-Atomabsorptionsspektrometer (AAS Perkin Elmer 3100). P wurde kolorimetrisch als reduzierter Phosphat-Molybdat-Komplex (Phosphor-Blau-Methode nach Jackson) bestimmt.

3.3 Datenanalyse

Für alle beobachteten Arten wurden mittlere Deckungsprozente aus den Deckungsgraden in den einzelnen Aufnahmen berechnet. Des weiteren wurde der mittlere Deckungsgrad für die verschiedenen Lebensformen (Annuelle, monokarp Perenne, polykarp perenne Kräuter, polykarp perenne Gräser, Gehölze), die mittlere maximale Höhe der Gehölze und die mittlere Artendichte (Anzahl der Arten/ 4 m²) berechnet.

Die Daten wurden einer univariaten Varianzanalyse unterzogen, wobei das allgemeine lineare Modell für Messwiederholungen in SPSS 10 für Windows verwendet wurde mit der Zeit (fünf aufeinanderfolgende Jahre) als Innersubjektvariablen und den Faktoren Mahd und Jahreszeit als Zwischensubjektfaktoren. Die Jahreszeit wurde als Zwischensubjektfaktor betrachtet, da saisonale Änderungen von langfristigen Änderungen (von Jahr zu Jahr) unterschieden werden müssen. Insgesamt wurden folgende Parameter analysiert: Artendichte, Gesamtdeckung, Deckung der Arten mit > 10 % Deckung zu wenigstens einem Aufnahmezeitpunkt in einer Versuchsvariante, Gesamtdeckung und maximale Höhe der Gehölze.

Die Bodenparameter der hier berücksichtigten 10 Dauerflächen (5 ungemähte Flächen und 5 zweimal jährlich gemähte Flächen) wurden mit Hilfe eines t-Tests verglichen.

4 Ergebnisse

4.1 Boden

Es ergaben sich keine signifikanten Unterschiede der Bodenkennwerte beim Start der Sukzession zwischen den Behandlungen. Es werden deshalb hier nur die Spannen über alle 10 Dauerflächen angegeben (Tabelle 1). Bei der Bodenart des Feinbodens handelt es sich um einen schwach schluffigen Sand (Su2). Der Grobbodenanteil (> 2 mm) liegt zwischen 4,1 und 10,4 %, was im Vergleich mit anderen ruderalen Aufschüttungsböden im Berliner Raum eher niedrig ist. Die pH-

Werte liegen im Bereich von 8,1 - 8,2, die Bodenreaktion ist demnach mäßig alkalisch. Die organischen C- und N- Gehalte sind mit 0,45 - 0,72 % C und 0,009 - 0,021 % N gering und zeigen Eigenschaften eines Rohbodens an. Die verfügbaren P-Gehalte sind mit 38 - 69 ppm als mittel, die verfügbaren K- Gehalte mit 72 - 144 ppm als mittel bis hoch, die verfügbaren Mg-Gehalte (160 - 328 ppm) und Ca- Gehalte (0,79 - 1,32 %) als hoch einzustufen.

4.2 Artenzusammensetzung und Artendichte

Das aufgeschüttete Substrat wurde bereits im ersten Jahr der Sukzession von Arten aller Lebensformen besiedelt. Es handelt sich vor allem um Arten des Grünlandes frischer bis trockener Standorte sowie um Ruderalarten (Lehmann 2000). Gehölze waren von Beginn der Sukzession an beteiligt, vor allem Salix- und Populus- Arten. In Tabelle 2 sind alle Arten aufgelistet, die zu wenigstens einem Aufnahmezeitpunkt einen Deckungsgrad > 1 % aufwiesen. Dies sind nur 17 von 112 Arten (107 Gefäßpflanzen und 5 Moose), die im Verlauf der fünfjährigen Beobachtung notiert wurden.

Tab 1: Bodenkennwerte des Substrates bei Beginn der Sukzession (n = 10).

	Spanne
Grobboden (>2mm) %	4,1 - 10,4
Sand %	68,1 - 77,0
Schluff %	19,1 - 24,2
Ton %	4,0 - 9,0
pH (CaCl ₂)	8,1 - 8,2
C _{org} %	0,45 - 0,72
N _{org} %	0,009 - 0,021
Ca _{verfügbar} %	0,79 - 1,32
K _{verfügbar} ppm	72 - 144
Mg _{verfügbar} ppm	160 - 328
P _{verfügbar} ppm	38 - 69

Tab 2: Mittlere maximale Deckung im Verlauf der fünfjährigen Vegetationsentwicklung auf ungemähten und gemähten Flächen der Deponie. In der Tabelle wurden nur Arten berücksichtigt, die zu mindestens einem Aufnahmezeitpunkt > 1 % Deckung hatten. Angegeben ist jeweils das Jahr bzw. die Jahreszeit mit der höchsten Deckung. Fr = Frühling; So = Sommer.

	ungemäht		gemäht	
	Deckung %	Jahr/ Jahreszeit	Deckung %	Jahr/ Jahreszeit
<i>Artemisia vulgaris</i>	12,2	3 So	5,4	5 So
<i>Calamagrostis epigejos</i>	35,0	5 So	6,7	4 So
Ceratodon purpureus	22,9	5 So	18,9	5 So
<i>Coryza canadensis</i>	1,5	1 So	0,5	1 So
<i>Daucus carota</i>	0,8	4 So	5,2	3 So

<i>Medicago lupulina</i>	11,6	4 Fr	11,8	4 Fr
<i>Melilotus albus</i>	11,4	2 So	4,3	4 Fr
<i>Plantago lanceolata</i>	3,2	5 So	15,1	5 So
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	0,3	1 Fr	1,1	4 So
<i>Poa angustifolia</i>	1,8	5 Fr	3,5	5 Fr
<i>Populus x nigra</i>	11,3	5 So	0,4	5 So
<i>Salix x rubens</i>	10,1	5 So	4,1	2 So
<i>Solidago canadensis</i>	12,6	4 So	0,9	4 Fr

Fortsetzung Tab. 2

	ungemäht		gemäht	
	Deckung %	Jahr/ Jahreszeit	Deckung %	Jahr/ Jahreszeit
<i>Tanacetum vulgare</i>	0,6	5 So	1,8	4 So
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	2,8	4 So	6,7	4 So
Trifolium repens	6,7	2 Fr	22,6	4 Fr
<i>Vicia hirsuta</i>	0,8	4 Fr	1,1	5 Fr

Die Artendichte veränderte sich auf den ungemähten Flächen bisher kaum. Sie lag bei etwa 20 Arten/ 4 m² im August und 24 - 25 Arten/ 4 m² im Frühjahr (Abb. 1). Auf den gemähten Flächen gab es im Verlauf der fünf Jahre einen signifikanten Anstieg der Artendichte (Tab. 3). Im fünften Jahr der Sukzession betrug die mittlere Artendichte hier 30 Arten/ 4 m² im Frühjahr bzw. 27 im August (Abb. 1). Zwischen den Jahreszeiten gab es signifikante Unterschiede in der Artendichte (Tab. 3) mit höheren Artenzahlen im Frühjahr vom zweiten Jahr an (Abb. 1).

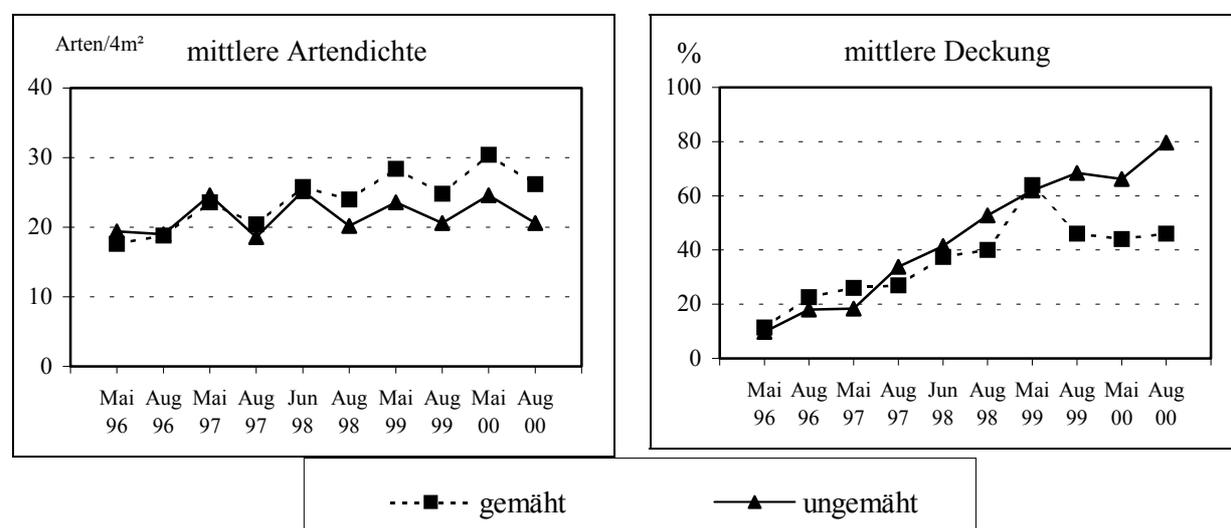


Abb 1: Mittlere Artendichte und mittlere Gesamtdeckung im Verlauf von fünf Jahren Vegetationsentwicklung bei un gelenkter Sukzession und zweimal jährlicher Mahd.

4.3 Die Gesamtdeckung

Die Gesamtdeckung nahm auf den ungemähten Flächen von etwa 10 % im ersten Jahr nach der Aufschüttung auf 80 % im fünften Jahr zu (Abb. 1). Auf den gemähten Flächen stieg der

Tab.3: P-Werte der Varianzanalyse (allgemeines lineares Modell mit Meßwiederholungen) mit dem Faktor Zeit* als Innersubjektvariablen (Pillai-Spur-Test) und den Zwischensubjektfaktoren Mahd und Jahreszeit. * Falls nicht anders angegeben wurden die fünf aufeinanderfolgenden Jahre von 1996-2000 analysiert. Signifikante P-Werte sind fettgedruckt.

Erhobene Parameter	Zeit	Innersubjekt-Variable			Zwischensubjektfaktoren		
		Zeit x Mahd	Zeit x Jahreszeit	Zeit x Mahd x Jahreszeit	Mahd	Jahreszeit	Mahd x Jahreszeit
Artendichte	0,001	0,123	0,294	0,577	0,060	0,021	0,568
Artendichte 1997-2000	0,055	0,122	0,798	0,411	0,015	0,005	0,586
Gesamtdeckung	0,000	0,009	0,062	0,087	0,054	0,214	0,195
Deckung <i>Calamagrostis epigejos</i>	0,002	0,008	0,346	0,851	0,001	0,181	0,313
Deckung <i>Solidago canadensis</i>	0,129	0,147	0,669	0,654	0,018	0,338	0,321
Deckung <i>Plantago lanceolata</i>	0,007	0,085	0,780	0,721	0,006	0,204	0,265
Deckung <i>Trifolium repens</i>	0,000	0,002	0,000	0,013	0,003	0,021	0,162
Deckung <i>Medicago lupulina</i>	0,000	0,241	0,001	0,927	0,159	0,013	0,877
Deckung <i>Melilotus albus</i>	0,062	0,466	0,374	0,872	0,074	0,360	0,187
Deckung <i>Artemisia vulgaris</i>	0,105	0,382	0,522	0,619	0,140	0,132	0,616
Deckung Gehölze	0,073	0,023	0,753	0,327	0,092	0,424	0,874
Deckung Gehölze 1997-2000	0,038	0,032	0,619	0,840	0,017	0,540	0,839
Maximale Höhe der Gehölze	0,006	0,013	0,593	0,866	0,001	0,439	0,483

mittlere Deckungsgrad bis zum Frühjahr des Jahres 1999 in ähnlicher Weise an, nahm dann aber wieder ab aufgrund des starken Rückgangs von *Trifolium repens*, das von der starken Sommertrockenheit des Jahres 1999 besonders betroffen wurde. Im August des fünften Jahres lag der mittlere Deckungsgrad auf den zweimal jährlich gemähten Flächen bei etwa 45 %.

4.4 Deckung dominanter krautiger Arten

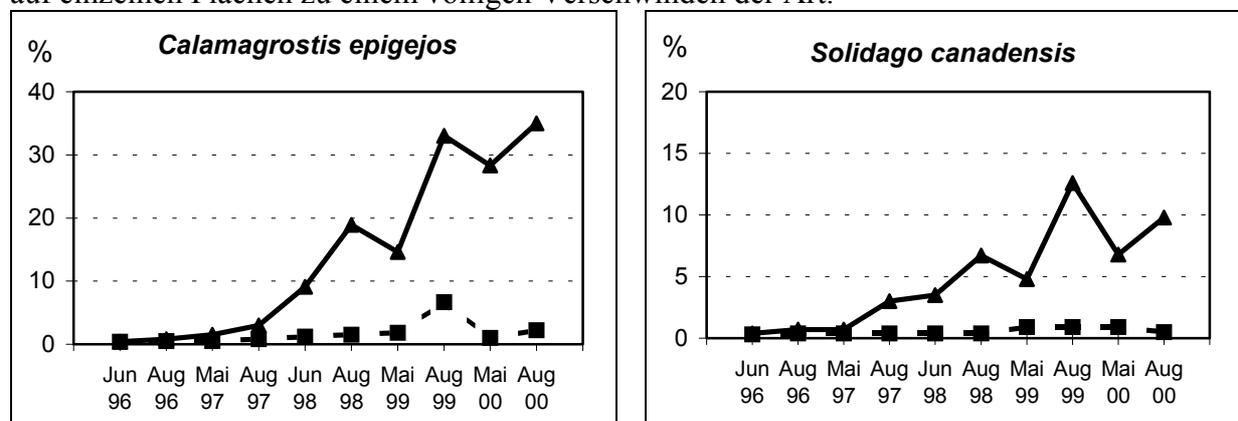
Insgesamt waren nur sieben krautige Arten mit einer Deckung > 10 % zu wenigstens einem Aufnahmezeitpunkt vertreten. Der Deckungsgrad von *Calamagrostis epigejos*, *Solidago canadensis*, *Plantago lanceolata*, *Trifolium repens* und *Medicago lupulina* änderte sich im Laufe der Zeit signifikant (Tab. 3). Ein Mahdeinfluss konnte bei *Calamagrostis epigejos*, *Solidago canadensis*, *Plantago lanceolata* und *Trifolium repens* nachgewiesen werden (Tab. 3). Bei *Medicago lupulina* und *Trifolium repens* war außerdem ein signifikanter Einfluss der Jahreszeit festzustellen (Tab. 3). Bei *Melilotus albus* und *Artemisia vulgaris* zeigten sich keine signifikanten Unterschiede, weder in der Zeit noch durch die Mahd (Tab. 3). Im folgenden werden die sieben dominanten krautigen Arten vorgestellt.

Calamagrostis epigejos

Calamagrostis epigejos, ein weitverbreitetes ausdauerndes hochwüchsiges Rhizomgras, das sich hauptsächlich vegetativ ausbreitet (Rebele & Lehmann 2001), ist auf allen Dauerflächen seit dem ersten Untersuchungsjahr (1996) vertreten. Das Landreitgras nahm vor allem seit dem dritten Jahr der Sukzession auf den ungemähten Flächen im Deckungsgrad stark zu und erreichte im August 2000 eine mittlere Deckung von 35 % (Abb. 2). Auf den gemähten Flächen blieb die Deckung hingegen niedrig und erreichte im August 2000 nur 2,2 %. Die maximalen mittleren Deckungsprozente lagen auf den gemähten Flächen bei 6,7 %, die trotz der großen Sommertrockenheit im August 1999 registriert wurden.

Solidago canadensis

Für die Kanadische Goldrute, eine ausdauernde hochwüchsige Rhizomstaude (Weber 2000), zeichnet sich ebenfalls ab, dass sie durch das Mähen in der Ausbreitung stark behindert wird (Abb. 2). Der mittlere Deckungsgrad blieb während der fünfjährigen Vegetationsentwicklung auf den zweimal jährlich gemähten Flächen immer unter 1 %, während er auf den ungemähten Flächen im vierten Jahr der Sukzession (August 1999) mit ca. 13 % Deckung ein bisheriges Maximum erreichte. Die Besiedlung durch *Solidago canadensis* erfolgte auf fast allen Flächen bereits im ersten Jahr der Sukzession. Während *Solidago* auf allen ungemähten Flächen noch vorhanden war, war sie auf den zweimal jährlich gemähten Flächen im fünften Jahr nur noch auf zwei von ursprünglich vier besiedelten Flächen vertreten, d.h. die Mahd führte auf einzelnen Flächen zu einem völligen Verschwinden der Art.



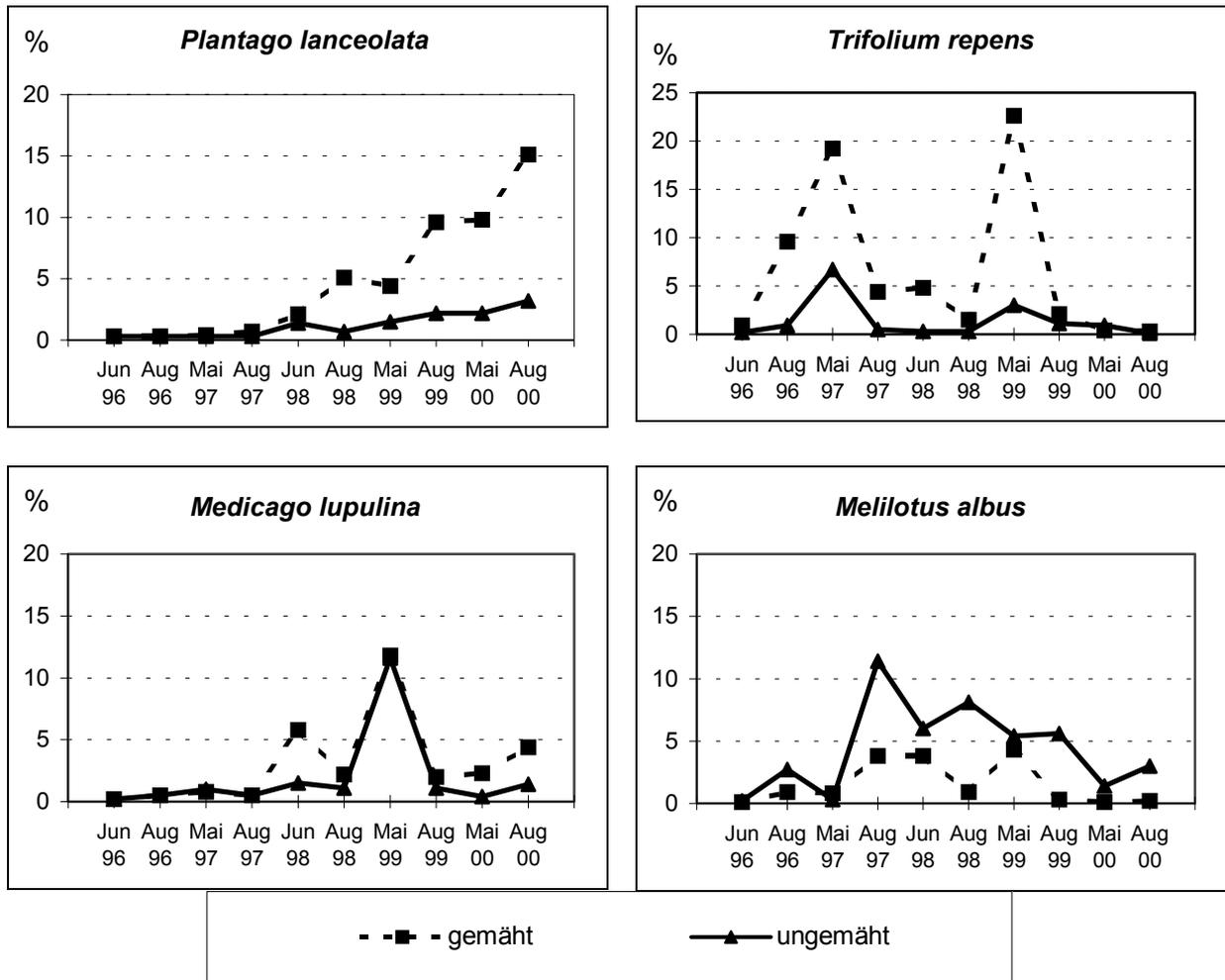


Abb. 2: Mittlere Deckung ausgewählter dominanter Arten im Verlauf von fünf Jahren Vegetationsentwicklung bei ungelenkter Sukzession und zweimal jährlicher Mahd.

Plantago lanceolata

Plantago lanceolata, eine ausdauernde Rosettenpflanze (Sagar & Harper 1964) zeigt auf den ungemähten Flächen nur einen geringen, aber relativ kontinuierlichen Anstieg des Deckungsgrades auf ca. 3 %. Auf den gemähten Flächen ist der mittlere Deckungsgrad hingegen auf 15 % bis zum August 2000 angestiegen (Abb. 2). Vom dritten Beobachtungsjahr an stieg der mittlere Deckungsgrad jeweils nach dem ersten Schnitt im Frühjahr zum August deutlich an, z.B. im fünften Jahr (2000) von 10 auf 15 %. Dies zeigt, dass der Spitzwegerich durch die Mahd stark gefördert wird. Im Gegensatz zum Weiß-Klee war der Spitzwegerich auch durch die starke Trockenheit des Vorjahres nicht beeinträchtigt.

Trifolium repens

Der Weiß-Klee, eine niedrigwüchsige ausdauernde ausläuferbildende Pflanze (Burdon 1983), kam auf den gemähten Flächen in einigen Jahren zur Dominanz. Er konnte sich auf der Deponie in solchen Jahren gut entwickeln, in denen ausreichend Feuchtigkeit zur Verfügung stand. So gab es auf den zweimal jährlich gemähten Flächen im Frühjahr 1997 und 1999 jeweils recht große Bestände (mittlere Deckung im Mai 1997 19,2 %, im Mai 1999 22,6 %), die dann während des Sommers zum größten Teil vertrockneten (Abb. 2). Im Jahr 2000 ging der mittlere Deckungsgrad trotz des nicht sehr trockenen Jahres 2000 weiter zurück (auf 0,3 % im August), obwohl ausreichend offene Stellen für eine Neubesiedlung zur Verfügung standen.

Auf den ungemähten Flächen ging der mittlere Deckungsgrad von *Trifolium repens* ebenfalls weiter zurück, wobei hier der Faktor der stärkeren Beschattung durch hochwüchsige krautige Arten und Gehölze eine Rolle spielt.

Medicago lupulina

Der Hopfenklee war auf den Dauerflächen der Deponie überwiegend annuell. Es handelte sich um die einzige annuelle Art, die im Verlauf der Sukzession einen mittleren Deckungsgrad über 5 % erreichte. Auffällig war die hohe Deckung im Mai 1999 und der starke Rückgang der Deckung bis zum August 1999 sowohl bei den ungemähten als auch den gemähten Flächen (Abb. 2), was vor allem auf die starke Trockenheit des Sommers 1999 zurückzuführen ist. Bei beiden Behandlungen gab es im Sommer 2000 wieder einen leichten Anstieg des mittleren Deckungsgrades. Insgesamt war bisher kein signifikanter Einfluss der Mahd auf die Entwicklung des Hopfenklees festzustellen (Tab. 3).

Melilotus albus

Melilotus albus, eine meist zweijährige monokarp perenne Art, erreichte auf den ungemähten Flächen die höchsten mittleren Deckungsprozente im Spätsommer des zweiten Jahres nach der Aufschüttung (ca. 12 %; Abb. 2). Danach ging die Deckung zurück auf ca. 3 % im August des fünften Jahres. Auf den gemähten Flächen lagen die maximalen Deckungsprozente bei 4 % (Mai 1999). Danach sank die Deckung auf nahe 0 % ab. Insgesamt ist der Verlauf des Deckungsgrads über die Jahre durch eine stärkere Fluktuation der Art auf einzelnen Flächen gekennzeichnet, weshalb die Unterschiede zwischen den Behandlungen nicht signifikant sind (Tab. 3). Auf den Verlauf der Sukzession in den ersten fünf Jahren bezogen, trat *Melilotus albus* vom zweiten bis zum vierten Jahr auf einzelnen Flächen als dominante Art mit einem mittleren Deckungsgrad von 37,5 % auf. Es gab jedoch auch Flächen, wo der Weiße Steinklee nur eine geringe Rolle spielte oder in mehreren Vegetationsperioden fehlte.

Artemisia vulgaris

Der Beifuß, eine ausdauernde ruderales Hochstaude, die in frühen Sukzessionsstadien auf nährstoffreichen Aufschüttungen dominant werden kann (Rebele 1992), spielt bisher auf dem Deponie eine weniger bedeutende Rolle. Die höchsten mittleren Deckungsprozente wurden mit 12,2 % im dritten Jahr auf den ungemähten Flächen im Sommer registriert (Tab. 2). Auf den gemähten Flächen trat die höchste Deckung im Sommer des fünften Jahres mit 5,4 % auf. Es zeigte sich weder ein signifikanter Einfluss der Zeit noch der Mahd (Tab. 3).

4.5 Gesamtdeckung der verschiedenen Lebensformen

Abb. 3 zeigt die mittleren Deckungsprozente der verschiedenen Lebensformen mit Ausnahme der Gehölze, die in 4.6 gesondert betrachtet werden. Die größten Unterschiede zwischen ungemähten und gemähten Flächen zeigen sich beim Anteil der ausdauernden Gräser. Während

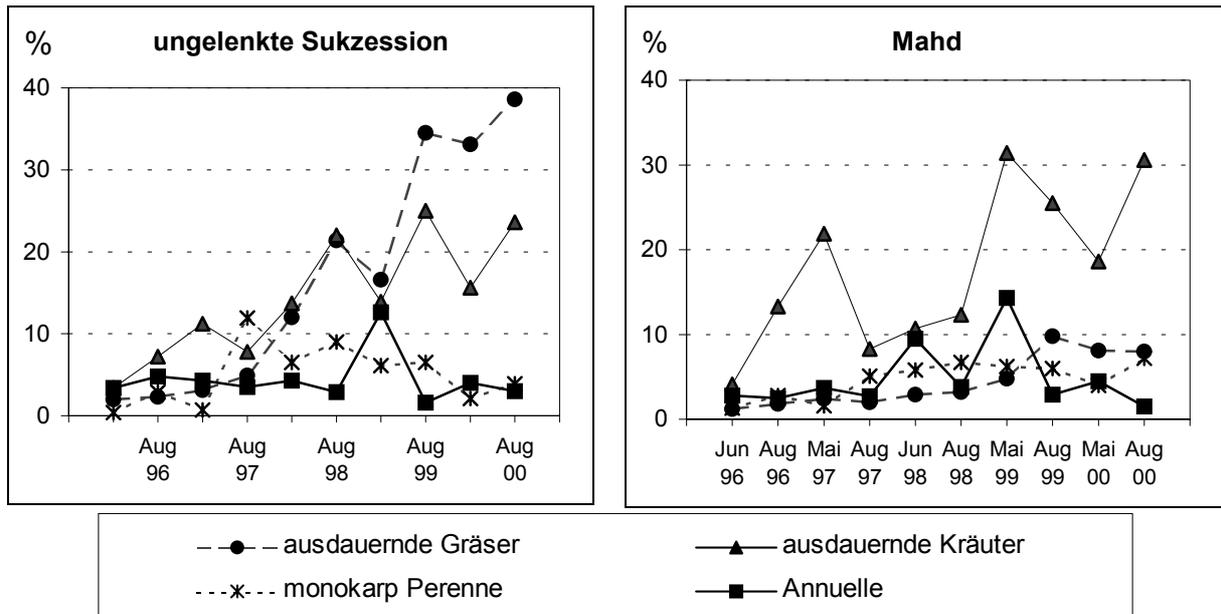


Abb. 3: Mittlerer Deckungsgrad der jeweiligen Lebensformen (ohne Gehölze) bei ungelenkter Sukzession und zweimal jährlicher Mahd.

auf den ungemähten Fläche ausdauernde Gräser im fünften Jahr nahezu 40 % Deckung erreichen (davon allein 35 % *Calamagrostis epigejos*, siehe oben), stieg der Deckungsgrad der ausdauernden Gräser auf den gemähten Flächen nur auf maximal 10 % an. Auf den gemähten Flächen waren ausdauernde Kräuter die vorherrschende Lebensform.

4.6 Gesamtdeckung und maximale Höhe der Gehölze

Die Gesamtdeckung der Gehölze nahm auf den ungemähten Flächen kontinuierlich zu und erreichte im Spätsommer des fünften Jahres bereits 22,5 % (Abb. 4). Auf den gemähten Flächen betrug die mittlere Deckung im August 2000 dagegen nur 2,8 %. Ab dem zweiten Jahr der Sukzession war auf einzelnen ungemähten Flächen bereits eine Strauchschicht (Höhe > 1 m) ausgebildet. Die mittlere maximale Höhe stieg von 0,28 m im August des ersten Jahres auf 1,93 m im August des fünften Jahres an. Die höchsten Einzel Exemplare waren bei *Salix x rubens* 3,27 m und bei *Populus x nigra* 2,60 m hoch.

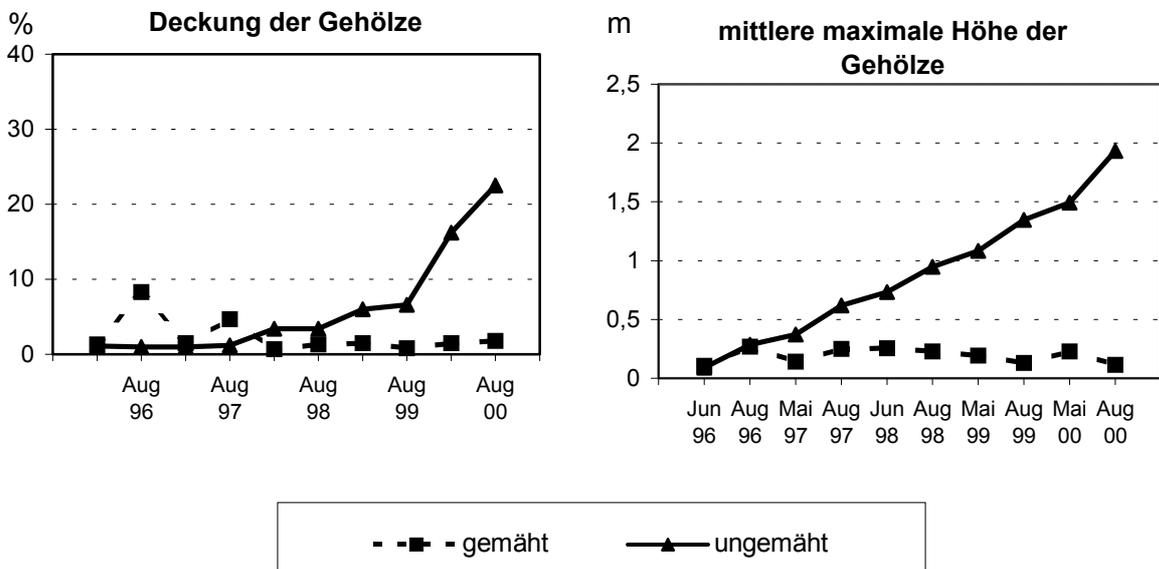


Abb. 4: Mittlere Gesamtdeckung und mittlere maximale Höhe der Gehölze im Verlauf von fünf Jahren Vegetationsentwicklung bei un gelenkter Sukzession und zweimal jährlicher Mahd.

5 Diskussion

5.1 Spontane Sukzession

Die meisten Arten, die im Verlauf der ersten fünf Jahre der Sukzession eine Rolle spielten, waren von Beginn an beteiligt. Da es sich bei dem aufgeschütteten Substrat um Unterboden tieferer Schichten handelt, gab es beim Start der Sukzession nur einen geringen Diasporenvorrat im Boden. Die Deponie mußte deshalb neu durch Arten aus der Umgebung besiedelt werden. Dabei spielten zunächst vor allem Arten eine Rolle, die durch den Wind ausgebreitet werden, z.B. Weiden und Pappeln, die in der nahegelegenen Aue zahlreich vertreten sind. Begünstigt wurde die Besiedlung der Dauerflächen auch durch in der Nähe der Dauerflächen auf der Deponie ausgebrachtes Mulchgut von Wiesen der Malchower Aue. Das Gesamtartenspektrum besteht vor allem aus Arten des Grünlandes frischer bis mäßig trockener Standorte, Arten der wärmeliebenden, mehrjährigen Ruderalfluren und Halbtrockenrasen sowie Arten ruderal beeinflusster Hochstaudengesellschaften. Zu Beginn der Besiedlung traten noch Arten des Feuchtgrünlandes, z.B. *Deschampsia cespitosa* häufiger auf, während in den späteren Jahren einige Arten der Sandtrockenrasen hinzukamen (Lehmann 2000).

Bis heute lassen sich noch keine klaren sequentiellen Sukzessionsstadien unterscheiden. Auf den ungemähten Flächen ist die Vegetationsentwicklung zum einen durch die Zunahme der Deckung von *Calamagrostis epigejos*, aber auch der Gehölze bestimmt. Mit zunehmendem Höhenwachstum der Gehölze und zunehmender Beschattung ist mit einem Rückgang des Landreitgrases zu rechnen, da *Calamagrostis epigejos* starke Beschattung nicht toleriert (Rebele & Lehmann 2001).

Vom Typ der Sukzession handelt es sich weder um eine reine Primärsukzession, noch um eine typische Sekundärsukzession, sondern um einen intermediären Typ, der charakteristisch ist für einen humusarmen Aufschüttungsboden mit einer geringen Diasporenbank (Rebele 1992). Nährstoff- und humusarme Rohböden mit fehlenden Diasporenbanken sind Kennzeichen für Primärsukzessionen. Allerdings sorgte die rasche Besiedlung durch zahlreiche Arten aus der näheren Umgebung für eine relativ geschlossene Vegetationsdecke innerhalb weniger Jahre (80 % Deckung im fünften Jahr nach der Aufschüttung). Die meisten Arten, die im Verlauf der Sukzession eine Rolle spielten, waren bereits von Beginn an beteiligt. Somit ist hier der "initial floristic composition" Typ der Vegetationsentwicklung (Egler 1954) vertreten.

Die rasche Ausbildung einer mehr oder weniger geschlossenen Vegetationsdecke ist nicht ungewöhnlich für Sukzessionen auf Aufschüttungen. In den von Prach & Pyšek (2001) analysierten Sukzessionen von 16 unterschiedlichen Standorten in Tschechien (Bergbauhalden, aufgelassene Sandgruben, städtische Ruderalflächen u.a.) wurde in der Mehrzahl der Fälle ebenfalls ein Deckungsgrad von 80 % und höher in den ersten fünf Jahren festgestellt. Aufschüttungen oder Abgrabungen von sehr nährstoffreichen Substraten weisen in der Regel bereits im ersten Jahr nach der Aufschüttung bzw. Abgrabung eine Gesamtdeckung von 100 % auf (Rebele 1992, 2001).

Bisher gibt es nur wenige Dauerbeobachtungen der spontanen Sukzession auf Erdstoffdeponien. Auf nährstoffreicheren Substraten können sequentielle Sukzessionen in den frühen Phasen der Vegetationsentwicklung beobachtet werden mit einer Abfolge in der Dominanz von

Annuellen, monokarp Perennen und polykarp Perennen. So beobachteten Müller & Rosenthal (1998) auf einer Deponie in Bremen, die mit einem nährstoffreichen, lehmigen Substrat abgedeckt war (Weidemann 1985), eine Sequenz der Dominanz von Annuellen im ersten Jahr, monokarp Perennen im zweiten Jahr und polykarp perennen krautigen Arten vom dritten bis zum fünfzehnten Jahr der Sukzession. Rebele (1992) fand ähnliche sequentielle Abfolgen in der Dominanz der Lebensformen während der frühen Sukzession auf einem nährstoff- und humusreichen Oberboden in Berlin.

Sukzessionen auf nährstoffreichen und nährstoffärmeren Substraten unterscheiden sich sehr in der Entwicklung der (-Diversität. Während die Artendichte auf nährstoffreichen Substraten aufgrund des Ausfalls der kurzlebigen Arten in den ersten Jahren nach dem Start stark abnimmt (Rebele 1992, 2001), bleibt die Artendichte auf nährstoff- (v.a. N-) armen sandigen Aufschüttungen über einen längeren Zeitraum konstant (im vorliegenden Beispiel 20 - 25 Arten/4m²).

Dies dürfte vor allem darauf zurückzuführen sein, dass eine Gesamtdeckung von 80 % immer noch genug Lücken für untergeordnete Arten bietet, um mit den dominanten Arten zu koexistieren. Auf den hier betrachteten 10 Versuchsflächen waren im Verlauf der fünf Jahre nur 10 Arten dominant (Arten mit einer Deckung > 10 %). Bei 112 Arten insgesamt sind dies weniger als 10 % des Artenbestandes. Die übrigen 90 % der Arten tragen jedoch wesentlich zum Artenreichtum bei. Grubb et al. (1982) und Grime (1987) wiesen bereits darauf hin, dass Eigenschaften der Lebensgemeinschaften wie Produktivität vor allem durch die dominanten Arten, der Artenreichtum jedoch vor allem durch die untergeordneten Arten bestimmt wird.

5.2 Gelenkte Sukzession durch Mahd

Zweimal jährliche Mahd hatte sowohl einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung als auch auf den Verlauf der Sukzession. Neben den Gehölzen wurden vor allem die hochwüchsigen Rhizomgräser und -stauden, v.a. *Calamagrostis epigejos* und *Solidago canadensis* von der Mahd behindert. Kurzwüchsige krautige Arten wie *Trifolium repens* und *Plantago lanceolata* wurden hingegen durch die Mahd gefördert. Cavers et al. (1980) berichten, dass *Plantago lanceolata* am besten auf Wiesen gedeiht, die zweimal jährlich gemäht werden, was hier ebenfalls bestätigt wird. *Plantago lanceolata* kann sehr tief wurzeln (bis 1 m und mehr, Sagar & Harper 1964) und deshalb Trockenperioden gut überstehen. Der Spitz-Wegerich kann sich außerdem sehr gut sowohl vegetativ als auch aus Samen regenerieren und gilt als eine der 12 weltweit erfolgreichsten kolonisierenden Arten (Grime et al. 1988). Bei anderen Arten, z.B. *Melilotus albus* und *Medicago lupulina* war ein Mahdeinfluss nicht statistisch nachweisbar (Tab. 3). Es zeigte sich allerdings eine Tendenz zu zeitweilig höheren Deckungsprozenten bei *Melilotus albus* auf ungemähten und bei *Medicago lupulina* auf gemähten Flächen.

Auf den gemähten Flächen war eine Zunahme des Artenreichtums etwa vom dritten Jahr an festzustellen, ein Effekt, der aus Sicht des Naturschutzes erwünscht ist. Die Hauptursache der höheren Artendichte dürfte vor allem in der geringeren Lichtkonkurrenz durch hochwüchsige Arten auf den gemähten Flächen liegen. Hinzu kommt, dass die gemähten Flächen nach anfangs ähnlicher Entwicklung des Deckungsgrades aufgrund des starken Rückgangs einer dominanten Art (*Trifolium repens*) inzwischen offener sind als die ungemähten Flächen.

5.3 Saisonale Änderungen und Fluktuation

Beim Studium der Vegetationsentwicklung muss man beachten, dass verschiedene Prozesse der Vegetationsdynamik gleichzeitig wirken und sich überlagern (Austin 1981). Neben gerichteten Änderungen der Artenzusammensetzung und der Vegetationsstruktur (Sukzessionen), spielten im Beobachtungszeitraum auch saisonale Änderungen und Fluktuation eine Rolle. Die signifikant höheren Artendichten im Frühjahr kamen dadurch zustande, dass einige

winterannuelle Arten wie z.B. *Arenaria serpyllifolia*, *Cerastium semidecandrum*, *Apera spicaventi* im Spätsommer ihren Lebenszyklus schon abgeschlossen hatten. Andere Arten wie *Trifolium repens* und *Medicago lupulina* zeigten signifikante Änderungen im Deckungsgrad mit höheren Deckungsprozenten im Frühjahr. Bei *Medicago lupulina* handelt es sich um einen typischen Lückenbesiedler, der in trockenen Habitaten vor allem winterannuell auftritt. Der Hopfenklee blüht und fruchtet von Mai bis August und bildet eine persistente Samenbank aus (Grime et al. 1988).

Trifolium repens zeigte auch eine deutliche klimabedingte Fluktuation des Deckungsgrades von Jahr zu Jahr aufgrund von starken Unterschieden v.a. im Niederschlag. So war nach trockenen Jahren (1997: 500 mm; 1999: 439 mm Niederschlag) ein starker Rückgang der Deckung, v.a. auch auf den gemähten Flächen festzustellen. In diesen Trockenjahren waren die saisonalen Unterschiede zwischen Frühjahr und Sommer noch verstärkt (Abb. 2). Der Weiß-Klee verträgt weder Trockenheit noch strengen Frost (Burdon 1983). Infolge der Trockenheit war auch die Blüte stark eingeschränkt und es wurden keine neuen Samen gebildet, aus denen eine Neubesiedlung offener Stellen hätte erfolgen können. Die vegetative Ausbreitung über Stolonen war ebenfalls sehr gering. Auffällig war ein Absterben größerer *Trifolium repens*-Flecken vom Zentrum her. Möglich ist, dass in feuchteren Jahren die Lücken wieder verstärkt durch den Weiß-Klee besiedelt werden.

5.4 Die Rolle der Gehölze

Sowohl in Primär- als auch in Sekundärsukzessionen auf gering bis mäßig nährstoffreichen Böden spielen Gehölze vom Start der Sukzession an eine Rolle (Bornkamm & Hennig 1982; Rebele 1992, 1996, Prach 1994, Prach & Pyšek 1994, 2001). Auf der untersuchten Deponie verlief die Besiedlung durch Gehölze sehr schnell. Bereits im fünften Jahr nach der Aufschüttung betrug die mittlere maximale Höhe der Gehölze fast 2 m bei einer mittleren Gesamtdeckung von über 20 %. In den nächsten fünf Jahren ist auf einzelnen Flächen mit Gehölzhöhen über 5 m zu rechnen, d.h. es wird bereits innerhalb des ersten Jahrzehnts der Sukzession eine Baumschicht ausgebildet.

Sandige Aufschüttungen werden in Mitteleuropa häufig von *Pinus sylvestris* und *Betula pendula* besiedelt (e.g. Prach & Pyšek 2001, eigene Beobachtungen). *Pinus sylvestris* ist auf der Deponie ebenfalls mit einigen Individuen vertreten. Die dominierenden Gehölzarten auf der Deponie sind jedoch Weiden- und Pappelarten, v.a. *Salix x rubens* und *Populus x nigra*. Es mag erstaunen, dass Weiden eine so große Rolle auf einem trockenen, nährstoffarmen Standort spielen. *Salix x rubens*, ein Hybrid zwischen *S. alba* und *S. fragilis* ist jedoch toleranter gegen Trockenheit als die Elternarten und wird deshalb auch zur Rekultivierung trockener, nährstoffarmer Standorte benutzt (Bayerischer Forstverein 1998). Die Etablierung der meisten Weidenindividuen erfolgte im ersten Jahr nach der Aufschüttung. Das Frühjahr 1996 war außergewöhnlich nass und bot ein günstiges Klima für die Keimung und Etablierung der Weiden. Einmal etabliert, zeigten sich die Weiden auch sehr tolerant gegen Beweidung durch Rehe. Auf den gemähten Flächen werden die Gehölze insgesamt durch die Mahd zurückgedrängt. Allerdings kann sich *Salix x rubens* nach der Mahd durch Neuaustrieb regenerieren und muß deshalb durch Mahd kurz gehalten werden, um die Dominanz der Gehölze zu verhindern.

6 Schlußfolgerungen

Die Notwendigkeit von Rekultivierungsmaßnahmen auf Deponien wird in der Regel damit begründet, dass natürliche Prozesse zu langsam ablaufen, um in akzeptablen Zeiträumen eine Vegetationsdecke zu etablieren und dass deshalb durch bodenverbessernde Maßnahmen (z.B.

durch Humusanreicherung und Düngung) sowie Anpflanzung und Ansaat der Natur "nachgeholfen" werden müsse. Sukzessionsstudien auf Dauerflächen zeigen jedoch, dass mit Ausnahme extrem toxischer Substrate (z.B. Rebele 1996) auf Deponien und anderen Aufschüttungen relativ rasch eine mehr oder weniger geschlossene Vegetationsdecke ausgebildet wird (Rebele 1992, Prach & Pyšek 2001, vorliegende Studie). Auch Gehölze etablieren sich häufig bereits zu Beginn der Sukzession und es können auf nährstoffarmen bis mäßig nährstoffreichen Substraten in Zeiträumen von weniger als 10 bis 20 Jahren gehölzdominierte Sukzessionsstadien (Vorwälder) entstehen.

Durch spontane Sukzession etablierte Vegetation erfüllt bestimmte Funktionen der Rekultivierung wie z.B. Erosionsschutz genauso gut, wenn nicht sogar besser als gepflanzte, da die sich entwickelnde Vegetation in jedem Falle standortgemäß ist und nicht mit den üblichen Ausfällen wie bei gepflanzter Vegetation zu rechnen ist. Aus landschaftsästhetischer Sicht ist eine Begrünung durch spontane Sukzession einer Aufforstung vorzuziehen, da spontan bewachsene Deponien einen höheren Natürlichkeitsgrad aufweisen.

Aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes ist ein allzu rasches Zuwachsen der Deponie gar nicht immer erwünscht, da seltene Offenlandarten, z.B. der Laufkäferfauna (Kielhorn 1999) dadurch ihr Habitat verlieren. Deshalb soll zumindest auf Teilbereichen der Deponie die Verbuschung und Waldentwicklung aufgehalten werden. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass bei zweimal jährlicher Mahd das ansonsten dominierende Landreitgras sowie die rasch aufkommenden Gehölze kontrolliert werden können und Vegetationstypen mit einer höheren (-Diversität durch die gelenkte Sukzession entstehen können. Durch ein Nebeneinander von Flächen mit ungelenkter und gelenkter Sukzession entwickelt sich insgesamt auch eine höhere Habitatvielfalt.

7 Danksagung

Wir danken dem Naturschutz- und Grünflächenamt des Bezirksamtes Hohenschönhausen von Berlin für die finanzielle Unterstützung der Dauerbeobachtung und der Naturschutzstation Malchow für die Mahd der Flächen.

8 Literatur

- Austin, M.P. 1981. Permanent plots: an interface for theory and practice. *Vegetatio* 46: 1-10.
- Bayerischer Forstverein (ed.) 1998. Sträucher in Wald und Flur. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Bornkamm, R. & Hennig, U. 1982. Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichen Böden. I. Zusammensetzung der Vegetation. *Flora* 172: 267-316.
- Bradshaw, A.D. 1990. Restoration: an acid test for ecology. In: Jordan III, W.R., Gilpin, M.E. & Aber, J.D. (eds.): *Restoration ecology - a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, Cambridge: 23-29.
- Burdon, J.J. 1983. Biological Flora of the British Isles. *Trifolium repens* L. *Journal of Ecology* 71: 307-330.
- Cavers, P.B., Bassett, I.J. & Crompton, C.W. 1980. The biology of Canadian weeds. 47. *Plantago lanceolata* L. *Canadian Journal of Plant Science* 60: 1269-1282.
- Deutsche Norm 1973. Bestimmung der Korngrößen. DIN 19683, Teil 2. Beuth-Verlag, Berlin.
- Deutsche Norm 1977. Bestimmung des pH-Wertes des Bodens und Ermittlung des Kalkbedarfs. DIN 19684, Teil 1. Beuth-Verlag, Berlin.

- Egler, F.E. 1954. Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412-417.
- Gesetz und Verordnungsblatt für Berlin 1995. Verordnung über das Naturschutzgebiet Malchower Aue im Bezirk Hohenschönhausen von Berlin vom 7. März 1995. 51. Jahrgang, Nr. 17, S. 229-230.
- Grabowski, C. & Moeck, M. 1998. Pflege- und Entwicklungsplan NSG Malchower Aue im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie.
- Grime, J.P. 1987. Dominant and subordinate components of plant communities: Implications for succession, stability and diversity. In: Gray, A.J., Crawley, M.J. & Edwards, P.J. (eds.): *Colonization, succession and stability*. Blackwell, Oxford: 413-428.
- Grime, J.P., Hodgson, J.G. & Hunt, R. 1988. *Comparative plant ecology*. Unwin Hyman, London.
- Grubb, P.J., Kelly, D. & Mitchley, J. 1982. The control of relative abundance in communities of herbaceous plants. In: Newman, E.I. (ed.): *The plant community as a working mechanism*. Blackwell, Oxford: 79-97.
- Kielhorn, K.-H. 1999. Faunistisch-ökologisches Gutachten zur Carabidenfauna ausgewählter Probestellen auf dem Gelände der ehemaligen Deponie am Wartenberger Weg (Teil des NSG "Malchower Aue"). Gutachten im Auftrag des Bezirksamts Hohenschönhausen von Berlin. 44 S.
- Kowarik, I. & Langer, A. 1994: Vegetation einer Berliner Eisenbahnfläche (Schöneberger Südgelände) im vierten Jahrzehnt der Sukzession. *Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg* 127: 5-43.
- Kretschmer, H. 1996. Böden als Naturkörper. 2.6.1.1 Körnung und Konsistenz. In: Blume, H.-P., Felex-Henningsen, P., Fischer, W. R., Frede, H.-G., Horn, R. & Stahr, K. (eds.): *Handbuch der Bodenkunde*. Ecomed, Landsberg/Lech, 2. Erg. Lfg 3/97: 1-22.
- Lehmann, C. 2000. Dokumentation der Vegetationsentwicklung im 5. Jahr der Sukzession auf Dauerversuchsflächen auf dem Westhügel der ehemaligen Mutterbodendeponie am Wartenberger Weg (Bestandteil des Naturschutzgebietes Malchower Aue). Gutachten im Auftrag des Bezirksamts Hohenschönhausen von Berlin. 47 S.
- Müller, J. & Rosenthal, G. 1998. Brachesukzessionen - Prozesse und Mechanismen. *Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, Beiheft 5*: 103-132.
- Pfadenhauer, J., Poschlod, P. & Buchwald, R. 1986. Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil I. Methodik zur Anlage und Aufnahme. *Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 10: 41-60.
- Prach, K. 1994. Succession of woody species in derelict sites in Central Europe. *Ecological Engineering* 3: 49-56.
- Prach, K. & Pyšek, P. 1994. Spontaneous establishment of woody plants in Central European derelict sites and their potential for reclamation. *Restoration Ecology* 2: 190-197.
- Prach, K. & Pyšek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Restoration Ecology* 17: 55-62.
- Rebele, F. 1992. Colonization and early succession on anthropogenic soils. *Journal of Vegetation Science* 3: 201-208.
- Rebele, F. 1995. Primäre Vegetationssukzessionen auf Abgrabungen und Aufschüttungen. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 27 (Festschrift Sukopp): 183-192.
- Rebele, F. 1996. Vegetationsentwicklung auf technogenen und natürlichen Substraten mit extremen Standorteigenschaften - Ergebnisse von Untersuchungen auf Dauerquadraten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 25 (Festschrift Bornkamm): 241-251.
- Rebele, F. 2001. Management impacts on vegetation dynamics of hyper-eutrophicated fields at Berlin, Germany. *Applied Vegetation Science* 4: 147-156.

- Rebele, F. & Dettmar, J. 1996. *Industriebrachen - Ökologie und Management*. Ulmer, Stuttgart.
- Rebele, F., Lehmann, C. 2001. Biological Flora of Central Europe: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. *Flora* 196: 325-344.
- Sagar, G.R. & Harper, J.L. 1964. Biological Flora of the British Isles. *Plantago major* L., *P. media* L. and *P. lanceolata* L. *Journal of Ecology* 52: 189-221.
- Schlichting, E., Blume, H.-P. & Stahr, K. 1995. *Bodenkundliches Praktikum*. 2nd edition. Blackwell, Berlin.
- Veit, U., Petzold, B. & Piehl, H.-D. 1987. Meteorologischer Dienst der Deutschen Demokratischen Republik. Klimadaten der Deutschen Demokratischen Republik. Reihe B. Bd. 14 "Klimatologische Normalwerte 1951/80". Hauptamt für Klimatologie, Potsdam.
- Weidemann, G. 1985. Rekultivierung als ökologisches Problem: 1. Konzept und Probeflächen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 13: 751-758.
- Weber, E. 2000. Biological Flora of Central Europe: *Solidago altissima* L. *Flora* 195: 123-134.
- Wisskirchen, R. & Haeupler, H. 1998. *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart.

NACHNUTZUNG DES EHEMALIGEN TRUPPENÜBUNGSPLATZES GLAU (BRANDENBURG) ALS WILDFREIGEHEGE

A. Prochnow

Zusammenfassung: Der ehemalige Truppenübungsplatz Glau (Brandenburg) umfasst großflächig naturschutzfachlich wertvolle Biotope des Offenlandes. Die Einrichtung eines Freigeheges mit wildlebenden, großen Pflanzenfressern folgt einem dynamischen Ansatz zur weitgehend ungesteuerten Offenhaltung. Auf einer Fläche von 164 ha bewegen sich gegenwärtig mindestens 130 Wildtiere der Arten Rothirsch, Damhirsch und Mufflon sowie mehrere Islandpferde. Begleitende wissenschaftliche Untersuchungen dienen der Erfassung der Auswirkungen der Wildtierbeweidung auf Vegetation und Fauna sowie der Ermittlung ökonomischer Kennzahlen.

Schlüsselwörter: Beweidung, große Pflanzenfresser, Naturschutz, Truppenübungsplätze, Wildtiere

1 Problemsituation

1.1 Naturschutz auf ehemaligen Truppenübungsplätzen

Truppenübungsplätze besitzen eine für den Naturschutz außerordentlich wichtige landschaftsökologische Substanz von hoher Qualität und Wertigkeit, da sie sich überwiegend durch Großflächigkeit, Nährstoffarmut, Biotopvielfalt und -qualität, Stadien unterschiedlich fortgeschrittener Sukzession in engem räumlichen Verbund und Abgeschlossenheit auszeichnen [17].

Der Flächenanteil der Truppenübungsplätze beträgt in den neuen Bundesländern 4,4 % und in den alten Bundesländern 1,6 % der Landesfläche. Am höchsten ist er in Brandenburg mit 6,3 % der Landesfläche. Allein hier werden etwa 82.000 ha als Übungsgelände aufgegeben, die für den Naturschutz relevante Gesamtfläche wird auf 30.000 ha geschätzt [3].

Da es in den dicht besiedelten und intensiv genutzten Landschaftsräumen Mitteleuropas immer schwieriger wird, großräumige Flächen dem Naturschutz zu widmen, zählen Erhalt bzw. Sicherung von Naturschutzbelangen auf bestehenden und ehemaligen Truppenübungsplätzen zu den aktuell wichtigsten Aufgaben des Naturschutzes [17]. Der Naturschutz verfolgt dabei zwei grundsätzlich verschiedene, auf der gleichen Fläche einander ausschließende Strategien. Zum einen wird eine Erhaltung der bestehenden Offenlandschaften durch gezielte menschliche Eingriffe angestrebt, zum anderen die freie Sukzession und vom Menschen weitgehend unbeeinflusste, natürliche Entwicklung.

Zu den naturschutzfachlich besonders wertvollen Offenbiotopen der Truppenübungsplätze gehören u.a. sonst bereits verlorengegangene Biotoptypen alter Kulturlandschaften wie offene Sandflächen, Trockenrasen, Zwergstrauchheiden, Ruderalfluren und Hutewälder. Entstanden durch ständige anthropogene Eingriffe unterliegen diese Biotope nach Einstellung des militärischen Übungsbetriebes einer raschen Veränderung und erfordern großflächig Maßnahmen zur Offenhaltung.

Das gegenwärtig hauptsächlich angewendete Verfahren ist die extensive Beweidung mit Schafen. In geringem Umfang werden die Verfahren Mähen und Räumen, Mulchen und Entbuschen praktiziert. Auf Heideflächen ist in größeren Intervallen ein Abplaggen erforderlich. Ein potenzielles Verfahren für das Offenlandmanagement stellt das kontrollierte Brennen dar. In Abhängigkeit vom Intervall der Durchführung, Standortbedingungen und Verfahrensgestaltung schwanken die Kosten der Arbeitserledigung in weiten Bereichen (Tab. 1).

Tab. 1: Verfahrenskosten des Offenlandmanagements auf Truppenübungsplätzen [20]

Verfahren	Verfahrenskosten [DM/ha]	Intervall [Jahre]	Verfahrenskosten [DM/ha u. Jahr]
Beweidung Schafe	344 ... 752	1 ... 3	115 ... 752
Schnitt Mähen und Räumen	358 ... 909	1 ... 3	119 ... 909
Mulchen	47 ... 340	1 ... 3	16 ... 340
Entbuschen	550 ... 20.000	3 ... 20	183 ... 1.000
Abplaggen	1.000 ... 10.000	20 ... 40	25 ... 500
kontrolliertes Brennen	50 ... 200	≥ 1	≤ 50 ... 200

Auf Truppenübungsplätzen stellt die Kampfmittelbelastung eine grundlegende Besonderheit des Offenlandmanagements dar. Es wird davon ausgegangen, dass 60 ... 70 % der militärischen Freiflächen belastet sind [16]. Während die Kampfmittelbelastung einerseits zum Naturschutz konkurrierende Nutzungen oftmals ausschließt, behindert sie andererseits gezielte Offenhaltungsmaßnahmen. Die Kosten für eine oberflächennahe Sondierung und Räumung der Kampfmittel betragen in der Regel 1,35 ... 2,40 DM/ha, können im Einzelfall jedoch niedriger oder deutlich höher liegen [20].

Besteht das naturschutzfachliche Ziel in der Erhaltung der offenen und halboffenen Landschaften ehemaliger Truppenübungsplätze, müssen dafür funktionell geeignete und ökonomisch günstige Verfahren ausgewählt werden. Zu den alternativen Konzepten für die Erhaltung und Entwicklung von Offenlandschaften gehört die großräumige extensive Beweidung mit Haus- oder Wildtieren [23].

1.2 Offenhaltung durch Beweidung mit Wildtieren

Die traditionelle Vegetationskunde geht davon aus, dass die Naturlandschaft Mitteleuropas fast flächendeckend von Wald bedeckt war [9]. In jüngeren Veröffentlichungen wird hingegen die These entwickelt, dass natürliche Störungen die großflächige Entwicklung geschlossener Waldlandschaften verhindern. Solche Störungen sind z.B. Brände, Überschwemmungen, Stürme, Insektenkatastrophen und die Wirkung wildlebender Herbivoren. Insbesondere die Rolle großer Pflanzenfresser als Landschaftsgestalter in Mitteleuropa wird gegenwärtig diskutiert [u.a. 2, 6, 10].

Empirische Untersuchungen zum natürlichen Wirkungsgefüge von Pflanzenfressern und Vegetation liegen für den mitteleuropäischen Raum bisher kaum vor. Dauerbeobachtungen aus dem Schweizerischen Nationalpark zeigen, dass unter dem Einfluss hoher Huftierdichten verschiedene waldfähige Flächen auch 50 ... 80 Jahre nach Aufgabe der Grünlandnutzung noch völlig baumfrei sind und ein Wald-Freiland-Zyklus besteht [15]. Gegenwärtig existieren nur

wenige Projekte mit wildlebenden großen Pflanzenfressern, die sich hinsichtlich ihrer Zielstellungen und Standortbedingungen stark unterscheiden (Tab. 2).

Tab. 2: Projekte mit wildlebenden großen Pflanzenfressern

Gebiet	Größe [ha]	Vegetation	große Pflanzenfresser	Hauptziel	Quelle
Oostvaardersplassen (Niederlande)	1.900 (Randzone)	Feucht- und Frischgrünland, Hochstauden- und Ruderalfluren (Randzone)	480 Heckrinder, 370 Koniks, 370 Rothirsche	Offenhaltung mit großen Pflanzenfressern	[14]
Damerower Werder (Mecklenburg)	280	bewaldet zu 94 % (v.a. Kiefer, Buche, Erle, Birke)	30 Wisente; in regional üblicher Dichte Rothirsch, Reh, Wildschwein	Wisentzucht	[25]
Luerwald (Nordrhein-Westfalen)	650	bewaldet zu 90 % (Eiche, Buche, Erle, Esche)	43 Rothirsche, 17 Damhirsche, 17 Mufflons, 220 Wildschweine	Naturerlebnis für Besucher	[13]
Reiherbachtal/Solling (Niedersachsen)	200	Wald-Offenland-Komplex (Buche, Eiche)	13 Heckrinder, 11 Exmoor-Ponies	Erhaltung und Entwicklung einer Hute-landschaft	[11]

1.3 Ausgangssituation auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Glau

Der ehemalige Truppenübungsplatz Glau befindet sich nordwestlich der Stadt Trebbin im Landkreis Teltow-Fläming, Land Brandenburg. Er umfasst eine Fläche von 382 ha.

Das Gebiet wurde bis in die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts land- und forstwirtschaftlich genutzt. In den 1930er Jahren erfolgte die Umwandlung in einen Truppenübungsplatz der Wehrmacht, der nach Kriegsende von der sowjetischen Armee genutzt und Anfang der 1960er Jahre erweitert wurde. Das Gelände diente einer Pioniereinheit als Ausbildungsplatz, auf dem überwiegend Schanzarbeiten, Brücken- und Sperrbau trainiert wurden und die Fahrausbildung für Rad- und Kettenfahrzeuge erfolgte. Auf einem begrenzten Sprengplatz wurde das Legen, Suchen, Verbringen und Sprengen von Panzerminen geübt. Ein Schießbetrieb fand kaum statt. Die Grünlandbereiche wurden unregelmäßig für die garnisonseigene Viehherde genutzt [7]. Die militärische Nutzung wurde nach dem Abzug der Truppen im Jahre 1992 eingestellt. Der ehemalige Truppenübungsplatz Glau ist seit März 1995 Naturschutzgebiet im Verfahren.

Bedingt durch den vormaligen militärischen Übungsbetrieb sowie die teilweise land- und forstwirtschaftliche Nutzung sind auf dem Übungsgelände verschiedene, aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes wertvolle Lebensräume des Offenlandes vorhanden. Soll die Offenlandschaft erhalten werden, ist es erforderlich, Einfluss auf die Flächenentwicklung zu nehmen und Maßnahmen zur Offenhaltung zu ergreifen. Der Truppenübungsplatz Glau spiegelt damit in typischer Weise die gegenwärtige Situation aufgegebener, naturschutzfachlich wertvoller Übungsgelände wider.

2 Ziele der Einrichtung des Wildfreigeheges

Der regional tätige Landschaftsförderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung entwickelte im Jahre 1996 ein Konzept zur Nachnutzung des ehemaligen Truppenübungsplatzes Glau als Wildfreigehege [8]. Dieses Konzept sieht den Besatz des Geländes mit wildlebenden, großen Pflanzenfressern und eine Erschließung für Besucher vor. Damit verfolgt der Förderverein mehrere Ziele:

- Naturschutzfachliches Ziel ist eine weitgehend ungesteuerte Erhaltung von Offenbiotopen. Dabei erfolgt kein statisches Konservieren des gegenwärtigen Zustandes, sondern auf wechselnden Teilflächen eine ungleichmäßige Rücknahme von Sukzessionsentwicklungen, die die aktuell vorhandenen Biotoptypen an immer neuen Standorten wieder entstehen lässt [8]. Dieser dynamische Ansatz entspricht eher der ehemaligen militärischen Nutzung als flächenscharfe Maßnahmen zur Offenhaltung. Als Ergebnis kann, ähnlich der heutigen Biotopverteilung, eine Kombination von relativ intensiv genutzten offenen Bereichen über verschiedene Sukzessionsstadien bis hin zu natürlichen Waldgesellschaften erwartet werden [12].
- Das betriebswirtschaftliche Ziel besteht langfristig im Erreichen einer Rentabilität durch die Kombination von Naturschutz und Erholungsnutzung. Weltweite Erfahrungen zeigen, dass Großtiere eine der Hauptattraktionen in vielen Schutzgebieten darstellen und erheblich zur touristischen und ökonomischen Bedeutung dieser Gebiete beitragen. Mit der behutsamen Erschließung des Geländes im Glauer Tal u.a. durch Anlage von Wanderwegen und Einrichtung von Beobachtungspunkten wird Besuchern ermöglicht, Wildtiere in weitgehend natürlicher Umgebung zu erleben. Die Eintrittsgelder sollen den laufenden Betrieb ohne staatliche Zuschüsse sichern.
- Im Rahmen der Regionalentwicklung soll das Wildfreigehege einen Beitrag zur touristischen Infrastruktur des Naturparks Nuthe-Nieplitz leisten.
- Ziele einer wissenschaftlichen Begleitung sind die Erfassung von Auswirkungen der Wildtierbeweidung auf Vegetation und Fauna, die Ermittlung ökonomischer Kennzahlen sowie die Erarbeitung von Grundlagen für ähnliche Projekte zur Sicherung wertvoller Offenlandstandorte.

3 Das Wildfreigehege Glauer Tal

3.1 Naturausstattung

Das Glauer Tal gehört zum Landschaftsraum der Mittelbrandenburgischen Platten und Niederungen [21]. Es erstreckt sich in annähernder Ost-West-Richtung zwischen den Ortschaften Löwendorf und Blankensee über eine Länge von etwa 5 km und eine mittlere Breite von 650 m. Das Glauer Tal bildet die direkte Verbindung zwischen der unteren Nieplitz-Niederung mit dem Blankensee und der weithin offenen Nuthe-Niederung bei Trebbin. Im Norden wird es vom Moränenzug der Glauer Berge begrenzt, der steil auf eine Höhe von 91 m ansteigt. Im Süden erfolgt ein allmählicher Anstieg zur Schönhagener Platte [4].

Das Wildfreigehege im Glauer Tal umfasst eine Fläche von 164 ha im Bereich des ehemaligen Truppenübungsplatzes Glau. Angrenzend an den Glauer Graben schließt das Gehege im nördlichen Teil Niederungsbereiche des Glauer Tals ein, in denen Niedermoorböden vorherrschen. Den überwiegenden Teil des Geheges nehmen nach Süden anschließende, höher gelegene Bereiche ein. Sie sind gegliedert durch den Spitzberg und die Grundberge, die eine Höhe von rd. 50 m erreichen. Den Untergrund in diesem Bereich bilden pleistozäne Sande. Als Bodentyp herrschen Podsole vor.

Im Ergebnis der vormaligen militärischen und partiellen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung ist ein breites Spektrum unterschiedlicher Biotoptypen vorhanden. In den höher gelegenen, trockeneren Bereichen nehmen die für Truppenübungsplätze typischen Silbergrasfluren und ruderalen Staudenfluren große Flächenanteile ein. Sie sind zehn Jahre nach Einstellung des militärischen Übungsbetriebes oft mit Solitär-bäumen und Gehölzgruppen durchsetzt. Lokal formieren sich vor allem Kiefern, mit zunehmender Nährstoff- und Wasserversorgung in geringerem Umfang auch Birken und Espen zu Vorwäldern. Deren Randbereiche säumen häufig dichte Besenginsterbestände. In Teilbereichen befinden sich Kiefernforsten, die vor der militärischen Nutzung des Geländes angelegt wurden. In den Niederungsbereichen herrscht feuchtes bis frisches Grünland vor. Es wird durch mehrere Gräben und temporäre Kleingewässer sowie einzelne Gehölze strukturiert. Den fließenden Übergang zum höher gelegenen Umfeld bilden Laubholzbereiche, denen oft kleine Erlenbrüche vorgelagert sind.

Kartierungsergebnisse zu einzelnen Artengruppen liegen für Blüten- und Farnpflanzen, Vögel, Tagfalter, Heuschrecken und Libellen vor (Tab. 3). Das reich strukturierte Gelände des ehemaligen Truppenübungsplatzes ist Lebensraum für viele Pflanzen- und Tierarten, darunter zahlreiche gefährdete Arten.

Tab. 3: Artenzahlen auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Glau [4]

Artengruppe	Artenzahl	
	gesamt	gefährdet
Blüten- und Farnpflanzen (Sommerkartierung 1995)	239	15
Brutvögel (1986 bis 1994)	86	23
Tagfalter	37	5
Heuschrecken	25	3
Libellen	18	1

Bei den Blüten- und Farnpflanzen ist wegen des späten Kartierungszeitpunktes davon auszugehen, dass die tatsächlich vorhandene Artenzahl über der ermittelten Anzahl liegt. Hinsichtlich der Avifauna ist das Gebiet des ehemaligen Truppenübungsplatzes Glau als sehr artenreich einzustufen. Zu den gefährdeten Arten gehören Offenlandarten wie Wiedehopf (*Upupa epops*), Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*), Brachpieper (*Anthus campestris*), Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*), Neuntöter (*Lanius collurio*) und Heidelerche (*Lullula arborum*). Auch bei Heuschrecken und Tagfaltern weist der ehemalige Truppenübungsplatz Glau einen großen Artenreichtum auf. Die Offenlandbereiche sind für gefährdete Tagfalterarten wie Wegerich-Schneckenfalter (*Melitaea cinxia*) und Kleines Ochsenauge (*Hyponphele lycan*) sowie gefährdete Heuschreckenarten wie Blauflügelige Sandschrecke (*Sphingonotus caeruleus*), Zweifarbige Beißschrecke (*Metrioptera bicolor*) und Langflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus discolor*) von Bedeutung.

Der Strukturreichtum des Gebietes in Verbindung mit dem Vorhandensein von Offenbiotopen ist somit Grundlage für den Artenreichtum und das Vorkommen zahlreicher spezialisierter und gefährdeter Arten auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Glau.

3.2 Wildbestand und -verhalten

Im April 1999 wurden nach Zäunung des Gehegebereiches 13 Rothirsche, 21 Damhirsche, 17 Mufflons und 6 Islandpferde eingesetzt (Tab. 4). Dabei handelte es sich um Gatterwild überwiegend im zweiten bzw. dritten Lebensjahr. Alle Tiere wurden vor dem Einsetzen in das Gehege einer Vorbehandlung gegen Parasiten unterzogen. Die Eingewöhnungsphase verlief ohne Zwischenfälle. Die drei Wildtierarten vermehrten sich in allen drei Jahren nach Gehegeeinrichtung. Die Obergrenze für den Wildbestand gemäß Gehegegenehmigung war im Jahr 2000 erreicht, so dass ab 2001 Tiere entnommen werden müssen. Neben den eingesetzten Wildtieren kommen im Gehegebereich mindestens drei Rehe vor. Regelmäßig wechseln Wildschweine in das Gehege ein und aus.

Tab. 4: Tierbestand im Wildfreigehege Glauer Tal

Tierart	Besatz April 1999	Bestand Juli 1999	Bestand Juli 2000 ¹⁾	Bestand Juli 2001 ¹⁾
Rothirsch (<i>Cervus elaphus</i>)				
männlich	3 (dreijährig)	7	28	≥ 38
weiblich	10 (zweijährig)	13		
Damhirsch (<i>Dama dama</i>)				
männlich	2 (vier-/fünfjährig)	8	43	≥ 46
weiblich	19 (zweijährig)	25		
Mufflon (<i>Ovis ammon musimon</i>)				
männlich	2 (dreijährig)	7	38	≥ 46
weiblich	15 (zweijährig)	21		
Islandpferd	6	6	3	3
gesamt	57	87	112	≥ 133

1) noch keine Differenzierung der Jungtiere der Jahre 2000/2001 nach Geschlechtern möglich

Die Tiere sind in einem guten Allgemeinzustand. Äußerlich erkennbare Verletzungen und Krankheiten sind mit wenigen Ausnahmen bisher nicht aufgetreten. Die tierärztlichen Kontrollen verliefen ohne Beanstandungen. Bei den Mufflons traten zwei Tierverluste auf. Ein Weibchen verendete bei der Geburt eines Lammes, ein ausgewachsenes Männchen brach sich vermutlich bei Rankkämpfen die Halswirbelsäule.

Das Gehege bietet dem vorhandenen Wildbestand ausreichend Nahrung, so dass eine Zufütterung nicht erforderlich ist. Dennoch erfolgt aus drei Gründen eine Zufütterung in geringem Umfang. Zum einen wird Beschwerden von Besuchern über eine vermeintlich mangelnde Versorgung der Wildtiere vorgebeugt, da sich die fachliche Unrichtigkeit solcher Behauptungen öffentlich kaum vermitteln lässt. Zum zweiten dient die Zufütterung der Verabreichung von Medikamenten, z.B. zur Prophylaxe gegen Parasitenbefall. Drittens gewöhnen sich die Wildtiere daran, auf ein bestimmtes Signal hin einen bestimmten Ort aufzusuchen. Bei Bedarf

können die Tiere dann aus einer Deckung heraus betäubt und behandelt werden. So war es bereits mehrfach erforderlich, Tiere von Kabeln oder Netzen zu befreien, die sie auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz immer wieder auffinden.

Das Tierverhalten ist artgemäß. Die Tiere bewegen sich frei im gesamten Gehege, nutzen die Einzelbereiche jedoch mit unterschiedlicher Intensität. Die unter Einbeziehung des natürlichen Reliefs angelegte Tränke dient in den Randbereichen gleichzeitig als Suhle für das Rotwild. Die Vorwälder bieten Sichtschutz und Schatten. In den ehemaligen Militärgebäuden finden die Mufflons Gelegenheit zum Schalenabrieb und die Pferde Schutz bei extremen Witterungsbedingungen. Sandbadeplätze für Pferde sind reichlich vorhanden. Das zwischenartliche Verhältnis der Tiere ist problemlos. Häufig werden die verschiedenen Tierarten gemeinsam äsend beobachtet.

Gegenüber dem Menschen zeigen die Tiere eine geringere Scheu als artgleiches Wild in freier Wildbahn. Die größte Fluchtdistanz haben mit mindestens 50 m die Mufflons und die Familienverbände des Rotwilds bewahrt, während das Damwild und die älteren Rothirsche manchmal eine Annäherung auf bis zu 20 m zulassen. Im Februar 2000 kam es bei einem Fütterungsversuch bisher einmalig zu einem Angriff eines der Wildtiere auf den Menschen. Ein Rothirsch verletzte dabei einen neunjährigen Jungen leicht, nachdem dieser ihm abseits der Wege gefolgt war. Seitdem wurde die bereits damals untersagte Fütterung der Tiere nachdrücklich unterbunden, so dass sich ein solcher Vorfall nicht wiederholt hat.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Bestandsentwicklung, Allgemeinzustand und Verhalten der Wildtiere weitgehend unproblematisch sind. Tägliche Kontrolle des Geheges und Beobachtung der Tiere bleiben jedoch unerlässlich.

3.3 Stand der Erschließung des Geheges für Besucher

Aufgrund genehmigungsbedingter Beschränkungen ist bisher nur ein Teil der geplanten Besucherinfrastruktur verwirklicht. Dazu gehören

- die Anlage eines Wanderweges einschließlich Kampfmittelsondierung und -beräumung, Ebnung und Markierung,
- die Einrichtung von Aussichtspunkten mit Hochsitzen oder Sitzbänken, wobei Tränke, Futterraufen und Salzlecken als Sammelpunkte für die Tiere dienen,
- Hinweistafeln und Informationsmaterial am Eingangsbereich,
- das Angebot von Führungen und Kremserfahrten sowie auf Anfrage die Durchführung spezieller Exkursionen und Veranstaltungen.

Die Gehegeordnung für Besucher besteht vor allem darin, die Wege nicht zu verlassen, die Tiere nicht zu füttern und Hunde an der Leine zu führen. Das Gehege ist tagsüber für Besucher frei zugänglich. An Wochenenden und Feiertagen ist der Eingangsbereich personell besetzt, um Eintrittsgelder zu erheben und auf die Einhaltung der Gehegeordnung zu achten. In der Woche wird mit einer Kasse des Vertrauens gearbeitet. Im Jahr 2000 betrug die Anzahl der Besucher etwa 4.000.

4 Wissenschaftliche Begleitung

4.1 Übersicht

Im Wildfreigehege Glauer Tal werden folgende wissenschaftliche Untersuchungen durchgeführt:

1. Vegetationskartierung innerhalb und außerhalb von vier Gattern seit 1999 sowie Gehölzschadenserhebung in neun Trakten seit 2000 durch den Landschafts-Förderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung,
2. Brutvogelkartierung im Offenlandbereich, Erfassung von Laufkäfern innerhalb und außerhalb von vier Gattern, qualitative Erfassung von Tagfaltern und Heuschrecken im Offenlandbereich sowie von Amphibien seit 1999 durch Büro Umland, Berkenbrück,
3. Vegetationskartierung, Erfassung von Laufkäfern und weiteren Käferfamilien, Spinnen, aculeaten Hymenopteren und Heuschrecken innerhalb und außerhalb von neun Gattern in drei Biotoptypen sowie ethologische Untersuchungen der Wildtiere seit 2001 durch die Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie.

Methodik und erste Ergebnisse der eigenen Untersuchungen (Pkt. 1) seien im folgenden vorgestellt.

4.2 Vegetation

Zur Erfassung der Vegetationsentwicklung wurden im März 1999 vor dem Einsetzen der Wildtiere zunächst vier Gatter in großflächig vertretenen Biotoptypen eingerichtet. Bei den Biotoptypen handelt es sich gemäß Brandenburger Kartierschlüssel [18] um eine silbergrasreiche Pionierflur, eine ruderale Staudenflur, eine reiche Feuchtwiese und einen Kiefernforst (Tab. 5). Innerhalb dieser Biotoptypen ist jeweils eine Fläche von 400 ... 1.600 m² umgattert. Innerhalb und außerhalb der Gatter befinden sich jeweils drei Dauerquadrate mit einer Größe von 25 m², auf denen Ende Juni Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet [5] erfolgen. Bei aufwachsenden Gehölzen werden Anzahl und Wuchshöhe ermittelt.

Innerhalb und außerhalb der Gatter werden Aufwuchsmassen der Bodenvegetation bestimmt (Abb. 1). Bis Ende Juni haben die Wildtiere 43 ... 77 % der aufgewachsenen Biomasse der Bodenvegetation aufgenommen.

4.3 Gehölzschadenserhebung

Die Erhebung von Gehölzschäden durch Verbiss, Schälen und Fegen erfolgt nach dem Traktverfahren [19, 22]. Im Jahr 2000 wurden neun Trakte mit unterschiedlichen Gehölzarten, -dichten und Sukzessionsstadien angelegt (Tab. 5). Im Rahmen der Sukzession auf armen und degradierten Standorten ehemaliger Truppenübungsplätze dominiert die Kiefer in verschiedenen Stadien wie geschlossene Verjüngung, Gruppenstadium und Solitärstadium [1]. Dementsprechend überwiegen für die Gehölzschadenserhebung im Wildfreigehege Glauer Tal Trakte mit Kiefern Sukzession.

Tab. 5: Gatter im Wildfreigehege Glauer Tal, eingerichtet im März 1999

Biotoptyp	Abmessungen	Hauptbestandsbildner	Artenzahl
-----------	-------------	----------------------	-----------

	der Gatter	(maximale Deckungen, nach [5]) (Nomenklatur nach [24])	(Gefäßpflanzen, 1999)	
			innerhalb	außerhalb
silbergras- reiche Pio- nierflur	20 x 20 m	Corynephorus canescens (3), Polytrichum piliferum (3), Helichrysum arenarium (3)	15	15
rudera- le Staudenflur	20 x 20 m	Tanacetum vulgare (4), Holcus lanatus (3), Brachytecium albicans (3), Calamagrostis epigeios (2)	36	38
reiche Feuchtwiese	30 x 30 m	Alopecurus pratensis (5), Glechoma hederacea (4), Poa pratensis (3), Phalaris arundinacea (3)	28	26
Kiefernforst	40 x 40 m	Pinus sylvestris (5), Avenella flexuosa (4), Pleurozium schreberi (5)	13	14

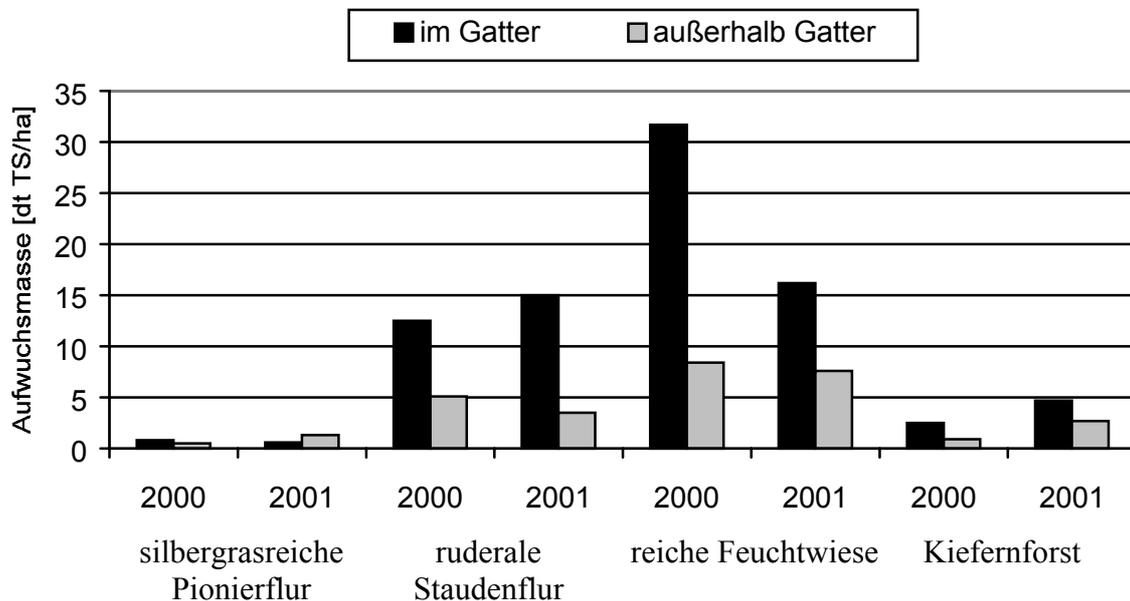


Abb. 1: Aufwuchsmassen innerhalb und außerhalb der Gatter im Wildfreigehege Glauer Tal

Die Trakte sind jeweils 2 m breit und 50 m lang. Bei der Kartierung der Gehölzschäden im Juli/August werden die Trakte abgeschritten und alle Gehölze getrennt nach Art und Höhenklasse auf einem Erfassungsbogen eingetragen. Bei den geschädigten Gehölzen werden anhand eines Boniturschlüssels Verbiss-, Schäl- und Fegegrad ermittelt (Tab. 6).

Tab. 6: Trakte für die Gehölzschadenserhebung im Wildfreigehege Glauer Tal.

Trakt Nr.	Biotoptyp	Hauptgehölzarten (Nomenklatur nach [24])	Anzahl Gehölze je 100 m ²
1	<u>Kiefernforst mit Naturverjüngung</u>	in der Verjüngung: <i>Quercus robur</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> , <i>Frangula alnus</i> , <i>Ulmus minor</i>	139
2	junger Vorwald in ehemaliger Feuchtwiese	<i>Salix caprea</i> , <i>Betula pendula</i>	81
3	junger Mischwald auf ehemaliger Ruderalflur	<i>Populus tremulus</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Padus serotina</i>	215
4	frühes Kiefern Sukzessionsstadium auf Silbergrasflur	<i>Pinus sylvestris</i>	18
5	<u>älterer Kiefernvorwald auf ehemaliger Ruderalflur</u>	<i>Pinus sylvestris</i>	41
6	fortgeschrittenes Kiefern Sukzessionsstadium auf ehemaliger Ruderalflur	<i>Pinus sylvestris</i>	67
7	fortgeschrittenes Kiefern Sukzessionsstadium auf ehemaligem Sandtrockenrasen	<i>Pinus sylvestris</i>	226
8	fortgeschrittenes Mischwald Sukzessionsstadium auf ehemaliger Ruderalflur	<i>Pinus sylvestris</i> , <i>Betula pendula</i>	22
9	fortgeschrittenes Mischwald Sukzessionsstadium auf ehemaliger Ruderalflur	<i>Betula pendula</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	75

Wegen der überragenden Bedeutung für die Sukzession im Wildfreigehege Glauer Tal seien die Ergebnisse der Gehölzschadenserhebung für die Kiefer dargestellt (Abb. 2). Im dritten Jahr der Wildtierbeweidung sind nur noch 20 % der Kiefern ungeschädigt. Dauerhaft wirksame Schäden durch Verbiss des Terminaltriebes, Fegen der Krone oder Ringschäle weisen 49 % der Kiefern auf. Dem Terminaltriebverbiss entwachsen sind 54 % der Kiefern, jedoch werden diese bevorzugt geschält. Inwieweit die starke Schädigung durch die Wildtiere eine weitere Verbuschung größerer Bereiche des Offenlandes aufhalten kann, bleibt in den kommenden Jahren zu untersuchen.

Tab. 7: Bonitur zur Gehölzschadenserhebung im Wildfreigehege Glauer Tal

Parameter	Bonitur
Höhenklasse	Gehölzhöhe [cm]
H1	< 31
H2	31 ... 60
H3	61 ... 100
H4	100 ... 150
H5	> 160
Verbissgrad	Anteil
V1	< 50 %
V2	≥ 50 % oder Terminaltrieb
Schälgrad	Stammumfang / Breite
S1	< 1/3 oder 5 ... 8 cm
S2	1/3 bis 2/3 oder 8 ... 12 cm
S3	> 2/3 oder 12 ... 15 cm
Fegegrad	abgebrochen
F1	nur Seitenäste
F2	auch Krone

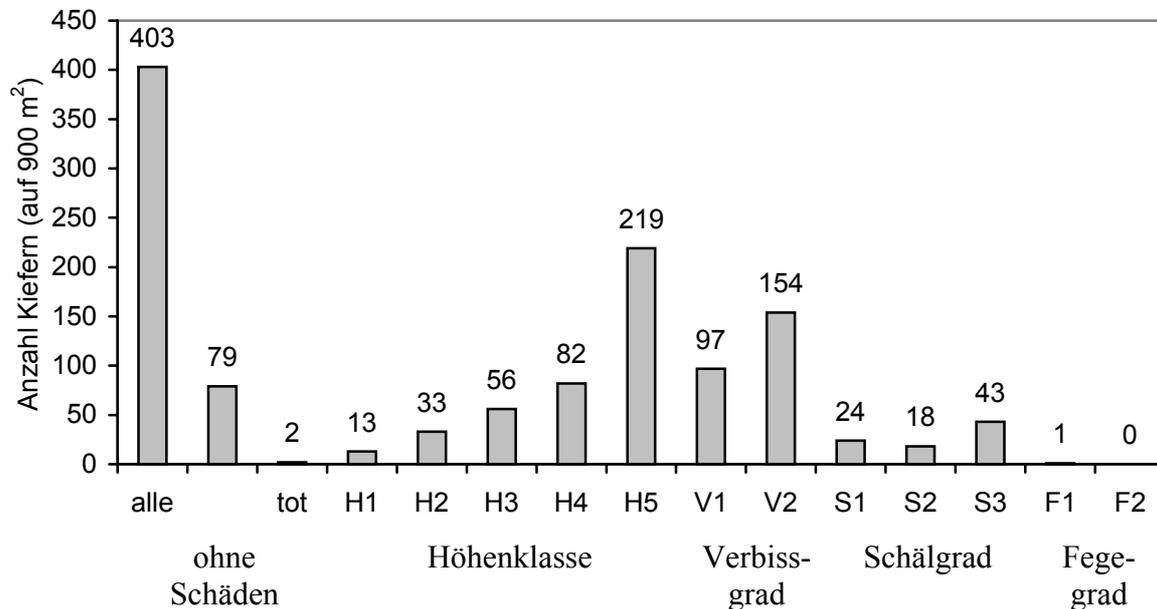


Abb. 2 Gehölzschadenserhebung 2001 für die Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*), zusammengefasst für alle Trakte

5 Ökonomische Aspekte

5.1 Investitionen

Für die Einrichtung eines Wildgeheges fallen Investitionen mindestens für die Gatterung und den Tierkauf an. Auf ehemaligen Truppenübungsplätzen sind darüber hinaus die partielle Kampfmittelberäumung, z.B. auf der Zauntrasse, und die Verkehrssicherungspflicht zu berücksichtigen. In Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Geländes wird die Anlage von Versorgungseinrichtungen für die Tiere wie Tränken oder Raufen notwendig. Je nach Gehegekonzept sind Investitionen für den Flächenerwerb und die Erschließung des Geländes für Besucher erforderlich. Für das Wildfreigehege Glauer Tal betragen die Investitionen bislang 4.390 DM/ha (Tab. 8).

Tab. 8: Investitionen für die Einrichtung des Wildfreigeheges Glauer Tal (164 ha)

Position	Kosten	
	gesamt [DM]	flächen- spezifisch [DM/ha]
Flächenerwerb	431.000	2.628
Zaunbau (Kampfmittelberäumung, Länge 5,5 km, Höhe 2,00 m)	136.000	829
Tierkauf (13 Rothirsche, 21 Damhirsche, 17 Mufflons)	68.000	415
Anlage einer Tränke (Kampfmittelberäumung, 100 m ² , Tauchpumpe, Solarpanel)	24.000	146
Verkehrssicherung	20.000	122
Anlage eines Wanderweges (Kampfmittelberäumung, Länge 4,5 km, Breite 5,00 m, Markierung)	16.000	98
sonstige (u.a. Transportanhänger, Eingangsbereich, Aussichtspunkte)	25.000	152
gesamt	720.000	4.390

Die Einrichtung des Geheges wurde zu 70 % vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Raumordnung des Landes Brandenburg gefördert und zu 30 % vom Projektträger Landschafts-Förderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung finanziert.

5.2 Kosten und Leistungen

Die Verfahrenskosten für die Wildtierbeweidung setzen sich zusammen aus Lohnkosten für das Gehegemanagement, veränderlichen Kosten für Tierarzt, Zufütterung und Verbrauchsmaterial sowie festen Kosten für Maschinen und Zaun (Tab. 9). Mit Verfahrenskosten von 205 DM/ha ermöglicht die Erhaltung von Offenbiotopen mit Wildtieren gegenüber der Haustierbeweidung eine deutliche Kostensenkung. Andererseits entstehen durch die Wildtierbeweidung selbst bisher keine Leistungen (Tab. 9). Nach Aufbau eines ausreichenden Wildbestandes ist künftig die Vermarktung von Tieren oder Wildbret möglich. Die Verfahrenskosten werden dennoch über den Verfahrensleistungen liegen.

Tab. 9: Kosten und Leistungen des Wildfreigeheges Glauer Tal (164 ha) im Jahr 2000

Position	Betrag	
	[DM/a]	[DM/ha]
Kosten		
Lohnkosten	36.600	223
Gehegemanagement	15.000	91
Besucherbetreuung	21.600	132
veränderliche Kosten	10.000	61
Tierarzt	3.000	18
Zufütterung	5.000	31
Verbrauchsmaterial	2.000	12
feste Kosten	9.140	68
Maschinen	3.000	18
Zaun	5.740	35
Eingangsbereich, Aussichtspunkte	2.400	15
Gemeinkosten	16.860	103
öffentliche Abgaben, Versicherungen	3.860	24
Verwaltung	10.000	61
Information, Öffentlichkeitsarbeit	3.000	18
Leistungen		
Besucher (Eintrittsgelder, Führungen, Kremserfahrten)	12.500	76
Spenden	1.500	9
Vertragsnaturschutz (Pflege von 20 ha Feuchtwiesen)	5.000	31
Verfahrenskosten der Wildtierbeweidung (ohne Besucherinfrastruktur/-betreuung und Gemeinkosten)	33.740	205
Verfahrensleistungen der Wildtierbeweidung (ohne Besucherbetrieb und Feuchtwiesenpflege)	0	0
Kosten gesamt	74.600	455
Leistungen gesamt	19.000	116

Zusätzlich zu den Verfahrenskosten fallen unabhängig vom Besucherbetrieb Gemeinkosten in Höhe von 103 DM/ha an. Die Wildtierbeweidung ist damit im Vergleich zu anderen Offenhaltungsverfahren eine kostenmindernde, aber keine kostendeckende Variante.

Da für den weiteren Betrieb des Wildfreigeheges keine Fördermittel zur Verfügung stehen, muss der Projektträger jedoch für einen dauerhaft gesicherten Bestand des Geheges die Rentabilität erreichen. Bei der Wildtierbeweidung selbst bestehen nur sehr begrenzte Möglichkeiten zur Senkung von Verfahrens- und Gemeinkosten sowie zur Erhöhung der Verfahrensleistungen. Um weitere Leistungen zu erzielen, bietet sich vor allem die Erschließung des Geheges für Besucher an. Wenn ausreichende Besucherzahlen realisiert werden können, liegen die dafür anfallenden zusätzlichen Kosten unter den zusätzlichen Leistungen. Im Wildfreigehege Glauer Tal ist dieses Ziel noch nicht erreicht.

6 Ausblick

Für die zukünftige Entwicklung des Wildfreigeheges Glauer Tal bestehen zwei Hauptaufgaben:

Zum einen ist das naturschutzfachlich begründete Gehege- und Wildtiermanagement ständig zu überprüfen und an aktuelle Entwicklungen anzupassen. Grundlage dafür sind die begleitenden wissenschaftlichen Untersuchungen zu den Auswirkungen der Wildtierbeweidung auf Vegetation und Fauna. Managementmaßnahmen sind der Aufbau einer geeigneten Arten-, Geschlechts- und Altersstruktur der Tiere sowie optional Zufütterung, vorübergehende oder dauerhafte Auskopplung von Teilbereichen und ergänzende mechanische Pflegemaßnahmen. Zum zweiten muss die Rentabilität des Gehegebetriebs erreicht werden. Eine adäquate Besucherinfrastruktur und eine professionelle Vermarktung sind aufzubauen, damit die Wildtierbeweidung so in Verbindung mit einer Erholungsnutzung eine kostendeckende Variante für das Offenlandmanagement darstellen kann.

7 Literatur

- [1] Bergmann, J.-H. 1996. Sukzessionen auf ehemaligen militärisch genutzten Liegenschaften und der Versuch ihrer Einbindung in die forstliche Bewirtschaftung. in: Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, Bd. 30, H. 2: 79 – 82.
- [2] Beutler, A. 1996. Die Großtierfauna Europas und ihr Einfluss auf Vegetation und Landschaft. in: Natur- und Kulturlandschaft, H. 1: 51 – 106.
- [3] Beutler, H. & Beutler, D. 1992. Natur und Naturschutz auf Truppenübungsplätzen Brandenburgs. in: Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 1 (1): 13 – 15.
- [4] Böhm, D. & Franz, T.H. 1995. Pflege- und Entwicklungsplan Naturschutzgebiet Glauer Tal. Luckenwalde, 49 S.
- [5] Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl., Springer Verlag, Wien, New York: 865 S.
- [6] Bunzel-Drüke, M. 1997. Großherbivore und Naturlandschaft. In: Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 54: 109 – 128.
- [7] Büttner, U. 1993. Gegenwärtiger Zustand des ehemaligen Truppenübungsplatzes Glau der Westgruppe der Streitkräfte (Kreis Luckenwalde, Land Brandenburg) und Vorschläge für Sanierung, Pflege und Entwicklung im Zusammenhang mit dem Naturschutzgroßprojekt Nuthe-Nieplitz-Niederung. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Abteilung Forstwirtschaft.
- [8] Decruppe, K. 1996. Nutzungskonzept für den ehemaligen Truppenübungsplatz Glau. Stücken: 10 S. (unveröff.).
- [9] Ellenberg, H. 1986. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 4. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 989 S.
- [10] Geiser, R. 1992. Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. in: Laufener Seminarbeiträge, H. 2: 22 – 34.
- [11] Gerken, B. 2001. Hutelandschaftspflege und Artenschutz mit großen Weidetieren im Naturpark Solling-Vogler. Universität Paderborn, Abt. Höxter, Lehrgebiet Tierökologie, <http://www.hx.uni-paderborn.de/fb7/fachgebiete7/hute/index.html>.
- [12] Hartong, H. & Schmid, C. 1998. Konzeption zu einem Monitoring im Bereich des geplanten Wildgeheges im Glauer Tal. Berkenbrück: 8 S. (unveröff.).
- [13] Kämpfer-Lauenstein, A., Lederer, W. & Brandt, M. 1999. Große Pflanzenfresser im Luerwald. In: Gerken, B. & Görner, M. (Hrsg.): Europäische Landschaftsentwicklung

- mit großen Weidetieren - Geschichte, Modelle und Perspektiven. Natur- und Kulturlandschaft, H. 3, Höxter/Jena: 318 – 321.
- [14] Krüger, U. 1999. Das niederländische Beispiel: Die Oostvaardersplassen - ein Vogelschutzgebiet mit Großherbivoren als Landschaftsgestaltern. in: Natur und Landschaft, Bd. 74, H. 10: 428 – 435.
- [15] Krüsi, B.O., Schütz, O. & Grümiger, H. 1995. Huftiere, Vegetationsdynamik und botanische Vielfalt im Schweizer Nationalpark. in: Cratschla 3/2: 14 – 25.
- [16] Miethke, A., Eschner, D., Riesbeck, F. & Sauerbrey, R. 1999. Munitions- und Bodenbelastungen auf ehemals militärisch genutzten Liegenschaften im Land Brandenburg und deren Auswirkungen auf die zivile Nachnutzung. in: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 1999, Bd. 91, H. 3: 1293 – 1296.
- [17] N.N. 1993. Truppenübungsplätze und Naturschutz. in: Truppenübungsplätze und Naturschutz. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landschaftspflege, H. 62: 5 – 12.
- [18] N.N. 1995. Biotopkartierung Brandenburg - Kartierungsanleitung. 2. Auflage, Hrsg. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam, 128 S.
- [19] Prien, S. 1997. Wildschäden im Wald: Ökologische Grundlagen und integrierte Schutzmaßnahmen. 1. Aufl., Parey, Berlin.
- [20] Prochnow, A. & Schlauderer, R. 2001. Teil Ökonomie im ersten Zwischenbericht zum Verbundprojekt "Offenlandmanagement auf Truppenübungsplätzen im pleistozänen Flachland Nordostdeutschlands: Naturschutzfachliche Grundlagen und Umsetzung": 74 - 107 (unveröff.).
- [21] Scholz, E. 1962. Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Potsdam; Pädagogisches Bezirkskabinett; Eigenverlag: 93 S.
- [22] Rapke, S. 2000. Methode zum Ermitteln des Einflusses von Schalenwild auf die Vegetation im Wildgehege Glauer Tal. Konzeption im Auftrag des Landschaftsfördervereins Nuthe-Nieplitz-Niederung: 39 S. (unveröff.).
- [23] Riecken, U., Finck, P., Klein, M. & Schröder, E. 1998. Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von Offenlandbiotopen. Natur und Landschaft, Bd. 73, H. 6: 261 – 270.
- [24] Rothmaler, W. 1994. Exkursionsflora von Deutschland. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart.
- [25] Zentner, F. 1999. Das Wisentreservat Damerower Werder (Mecklenburg). In: Gerken, B. & Görner, M. (Hrsg.): Europäische Landschaftsentwicklung mit großen Weidetieren - Geschichte, Modelle und Perspektiven. Natur- und Kulturlandschaft, H. 3, Höxter/Jena: 208 – 209.

OFFENLANDFORSCHUNG AUF TRUPPENÜBUNGSPLÄTZEN IN BRANDENBURG

I. Brunk, U. Karlowski & G. Wiegleb

Zusammenfassung: Brandenburg ist das am meisten mit militärischen Hinterlassenschaften behaftete deutsche Bundesland. Viele der ehemaligen Truppenübungsplätze zeichnen sich durch eine besonders große Fläche aus. Während die herausragende naturschutzfachliche Bedeutung dieser Flächen von vielen Autoren ausdrücklich betont wird, klaffen hinsichtlich der weiteren Nutzung die Zielvorstellungen selbst unter Naturschützern weit auseinander. Im Spannungsfeld zwischen dynamischen Konzepten wie dem Prozessschutz und eher statischen Ansätzen wie der traditionellen Pflege von Landschaften steht die Frage nach den Kosten und dem Nutzen des "Tuns" oder "Unterlassens". Durch die Verschneidung naturschutzfachlicher, ökonomischer und soziologischer Ansätze soll eine Entscheidungsfindung erleichtert werden. In diesem Beitrag werden die Forschungsansätze des OFFENLAND-Projektes sowie erste Ergebnisse der vegetationskundlichen und faunistischen Erfassungen auf den ehemaligen Truppenübungsplätzen Lieberoser Heide und Bad Liebenwerda (Prösa) vorgestellt. Die Ergebnisse, die sich nach den ersten Untersuchungen abzeichnen, sind bereits geeignet die Bedeutung ehemaliger Truppenübungsplätze für den biotischen Ressourcenschutz in Brandenburg zu unterstreichen.

Schlüsselwörter: Truppenübungsplätze, Konversion, Naturschutz, Pflegemaßnahmen, freie Sukzession

1 Einleitung

Die Offenlandschaften der Truppenübungsplätze bieten die Möglichkeit, großräumige, unzerschnittene und nährstoffarme Lebensräume für selten gewordene Tiere und Pflanzen mit speziellen Habitatansprüchen zu sichern, zu gestalten und nachhaltig zu entwickeln (DRL 1992, 1993, Beutler 1992, 1993, 2000, Unselt 1994, Meckelmann 1997). Die große Bedeutung von Offenlandbiotopen für den Natur- und Landschaftsschutz ist unbestritten. Bei Fortgang des derzeit ablaufenden Agrarstrukturwandels sind große Verschiebungen zu Ungunsten des Offenlandes absehbar (Riecken et al. 1998), verbunden mit den entsprechenden Verlusten an Lebensräumen und Biozönosen. Noch drastischer stellt sich die Frage des Offenhaltens auf ehemals militärisch genutzten Flächen, da sie wegen ihrer Größe, Belastung und oft geringwertigen Böden nicht ohne weiteres in die traditionelle Kulturlandschaft integriert werden können. Truppenübungsplätze bieten ein außerordentlich vielfältiges Mosaik an Lebensräumen, verursacht durch ein Nebeneinander von Nichtnutzung einerseits und einer bis zur völligen Zerstörung des Oberbodens reichenden Intensivnutzung andererseits. Diese Neuartigkeit bzw. Andersartigkeit führt zu einer Vielzahl von Problemen, die zum Einen auf einer wissenschaftlich-technischen Ebene liegen: Wie gehe ich mit Standortmosaik um, wenn ich sie erhalten will? Dazu kommt eine sozioökonomische Dimension, die die Frage aufwirft: Welche Nutzen und Kosten kann ich den gewählten Managementmaßnahmen zuordnen?

Ziel des Forschungsverbundes OFFENLAND ist es, wissenschaftliche Grundlagen für den Schutz von Offenflächen auf ehemaligen Truppenübungsplätzen bereitzustellen. Gleichzeitig soll damit die Möglichkeit der Einrichtung eines großräumigen Biotopverbundes für Offen-

land geprüft werden (Karlowski et al. 2001). Hierzu werden im Forschungsverbund OFFENLAND Untersuchungen durchgeführt. Dieser Verbund besteht aus den folgenden Institutionen: Brandenburgische Technische Universität Cottbus (Prof. Dr. Gerhard Wiegleb), Universität Potsdam (Prof. Dr. Dieter Wallschläger), Albrecht-Ludwigs-Universität Freiburg (Prof. Dr. Werner Konold), Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz (Prof. Dr. Willi Xylander) und dem Institut für Agrartechnik Bornim e.V. (Dr. Ralf Schlauderer).

2 Konversion militärischer Übungsplätze in Deutschland und ihre Bedeutung für den Naturschutz

2.1 Dimensionen militärischer Übungsplätze in der BRD

Vor der Wiedervereinigung Deutschlands waren in der damaligen Bundesrepublik etwa 4.060 Quadratkilometer (1,6 Prozent der Fläche) und in der DDR circa 5.170 Quadratkilometer (4,4 Prozent der Fläche) unter militärischer Nutzung (Strunz 1994). Die größte Fläche nahmen 85 große Truppenübungsplätze (TÜPs) ein (Strunz 1994).

Die Situation stellte sich in beiden deutschen Staaten vor 1990 wie folgt dar (vgl. Tab.1):

Tab. 1: Anzahl und Flächengröße militärischer Übungsflächen in Deutschland vor 1990. Angaben nach DRL 1993 und Strunz 1994

	Flächengröße der Übungsplätze (DRL 1993)	Zahl der TÜPs (Strunz 1994)
NVA (Streitkräfte der DDR)	200.000 ha	31
Sowjetarmee	250.000 ha	34
Bundeswehr	253.000 ha	13
Nato-Alliierte	153.000 ha	7
Summe	856.000 ha	85

Die Umwandlung militärischer Flächen in eine zivile Nutzung findet schwerpunktmäßig in den neuen Bundesländern statt: hier sind etwa 204.000 ha Übungsplatzfläche für eine Konversion vorgesehen (DRL 1993). Das am meisten mit militärischen Hinterlassenschaften behaftete deutsche Bundesland ist Brandenburg (Gumbert 2001). Der Bund überließ am 1. Juli 1994 dem Land Brandenburg 93.000 ha der etwa 120.000 ha WGT-Flächen (Beutler 2000). Eigens für die Verwaltung, Entwicklung und Verwertung der hier ehemals vom russischen Militär genutzten Liegenschaften wurde im gleichen Jahr die Brandenburgische Boden GmbH gegründet (Brandenburgische Boden GmbH 2001). Die Flächen, die von der NVA und anderen militärischen Organen (Grenztruppen etc.) genutzt wurden, werden durch den Bund (Bundesvermögensämter, Treuhand Liegenschaftsgesellschaft) verwertet und verwaltet.

Ein nicht unerheblicher Teil der Konversionsflächen ist Offenland, worunter in diesem Beitrag waldfreie Flächen (sehr lichte Wälder auf nährstoffarmen Böden eingeschlossen), die keiner intensiven Nutzung (wie z.B. Grünland) unterliegen, verstanden werden. In dieser Definition tritt die Produktionsfunktion hinter die Wohlfahrtsfunktion zurück. Außer auf Truppenübungsplätzen finden sich solche Flächen großräumig nur noch in der Bergbaufolgelandschaft und in linearer Ausprägung entlang von Energietrassen.

2.2 Flächen für den Naturschutz

Die Flächenbilanz für die unter Naturschutz fallenden Gebiete der Bundesrepublik Deutschland ist nach wie vor weit vom naturschutzpolitischen Ziel entfernt, einen Anteil von mindestens 15 % Vorrangflächen für den Naturschutz zu sichern. Die Gesamtfläche der 6.202 NSGs in Deutschland beträgt 824.161 ha und entspricht damit einem Anteil von 2,3 % an der Landesfläche. Darüber hinaus sind zwei Drittel aller Naturschutzgebiete kleiner als 50 ha, lediglich 12% umfassen eine Fläche von mindestens 200 ha. Immerhin 118 Gebiete besitzen eine Fläche von über 1000 ha. In keinem Bundesland wird das genannte Ziel der 15% Vorrangflächen für den Naturschutz auch nur annähernd erreicht (Bundesamt für Naturschutz 1999).

Besonders in Brandenburg liegen ehemalige Truppenübungsplätze, die sich durch eine besonders große Fläche auszeichnen (darunter Lieberoser Heide, Döberitzer Heide und Jüterbog-West). Neben eindeutig belasteten Teilen in Zonen intensiver militärischer Nutzung existieren auf weiten Bereichen naturschutzfachlich wertvolle Flächen, besonders dort, wo eine extensive militärische Nutzung erfolgte. Vorrangige Ziele zur Nutzung der Flächen sind z.B. in Brandenburg als "eine zentrale landespolitische Gestaltungsaufgabe" im WGT-Gesetz zusammen gefasst. Dort ist festgelegt, dass "die Liegenschaften ... entsprechend den Grundsätzen und Zielen der Raumordnung und Landesplanung, unter anderem zur Erhaltung siedlungsfreier Räume und Naturschutzflächen, (und) zur Verbesserung der Agrarstruktur und des ländlichen Raumes sowie zur Entwicklung der Forstwirtschaft" dienen sollen. Somit stellt die Einrichtung großräumiger Vorrangflächen für den Naturschutz einen Schwerpunkt für laufende Konversionsprojekte dar. Einige Teilflächen der genannten ehemaligen Truppenübungsplätze sind heute bereits in Großschutzgebiete integriert.

Die Bedeutung ehemaliger Truppenübungsplätze als Flächen für den Arten- und Biotopschutz wurde bereits in einer Vielzahl von Arbeiten dargelegt (zusammenfassend u.a. in Borchert et al. 1984, DRL 1992, 1993, Beutler 1992, 1993, Lütkepohl 1993, Pries & Bukowsky 1993, Unselt 1994, Rohner 1995, Möller & Fiddicke 1996, Wallschläger 1997). Folgende Hauptgründe lassen sich nennen:

- **Großflächigkeit und Störungsarmut:** Es handelt sich um großflächige, unzerschnittene Räume mit geringen Störeinflüssen, wie sie in Mitteleuropa andernorts nicht mehr zu finden sind. Dort treten noch Tierarten mit großem Raumanspruch (z.B. Birkhuhn) und hoher Störungsempfindlichkeit (z. B. Seeadler) auf.
- **Geringe Nutzungsintensität:** Ein Großteil der Truppenübungsplätze entstand auf ertragschwachen Standorten, die andernorts erfolgte Intensivierung der Landwirtschaft und Nährstoffanreicherung erfolgte hier nicht.
- **Anhaltende Dynamik:** Die spezifischen Effekte militärischer Nutzung (Entwaldung, periodische Flächenbrände, mechanische Bodenverwundung) ließen nährstoffarme Zwergstrauchheiden und Magerrasen entstehen: 40.000 ha Sandheiden allein durch militärische Nutzung (DRL 1993).
- **Breites Lebensraumspektrum:** TÜPs weisen mit Lebensräumen extrem trockener und feuchter Standorte eine große Biotopvielfalt auf. Für viele Tierarten ist das Nebeneinander von Stadien unterschiedlich fortgeschrittener Sukzession und der enge Verbund unterschiedlicher Teil-Lebensräume von essentieller Bedeutung. Nach Bauerschmidt (1997) besitzen "ehemalige Truppenübungsplätze in Ihrer Gesamtheit die höchste Biotop- und Artenschutzpotenz in Mitteleuropa".

- **Günstige Verteilung:** TÜPs sind gleichmäßiger über Deutschland und seine biogeografischen Regionen verteilt, als es für die großen Naturschutzgebiete Deutschlands zutrifft (DRL 1993).

Durch die teilweise oder gänzliche Einbindung von Truppenübungsplätzen in bestehende Schutzgebietskonzepte bzw. ihrer Neuausweisung könnte die Bilanz der Naturschutzvorrangflächen insgesamt deutlich verbessert werden.

2.3 Neue Ziele im Naturschutz

Der Wunsch des Naturschutzes nach Erhalt von naturnahen und extensiv genutzten Offenflächen ist Ausdruck eines Wertewandels in der Natur- und Umweltschutzdiskussion. Der Umsetzung stehen einige gesellschaftliche Probleme und Widrigkeiten entgegen (vgl. auch Riecken et al. 1998). Hierin drückt sich die Ungleichzeitigkeit gesellschaftlicher Prozesse, insbesondere der Entwicklung von Umweltbewußtsein aus. Einstellungen, die schon vor der neolithischen Revolution entstanden sind (Wertschätzung von Jagd und Fischerei), mischen sich im öffentlichen Diskurs mit agrarischen, agro-industriellen und postmodernen Denkweisen (vgl. Calouri et al. 1999). Folgende Problemfelder sind anzusprechen:

1. **Restriktionen auf der Mikroebene.** Zu überwindende Restriktionen liegen in den instabilen Besitzverhältnissen und Landnutzungen bestimmter Bereiche, in den Wertpräferenzen und Alltagsgewohnheiten der Anlieger sowie in den sozialen Beziehungen zwischen den Akteuren. Politische Schwerpunktsetzungen wie Subventionen können Entscheidungen von Landnutzern kurzfristig grundlegend ändern, Besitzerwechsel oder Generationenfolge tun ein übriges. Auch ein Besitz in der öffentlichen Hand verbessert diese Situation nicht grundlegend (wegen Vermarktungsinteressen, vielfältigen oder unklaren Zuständigkeiten usw.).
2. **Restriktionen auf der Makroebene.** Auf der Makroebene stehen dem Offenlandschutz weitere Hindernisse entgegen. Diese manifestieren sich zum einen im öffentlichen Umweltbewußtsein. "Bäume pflanzen" gilt bereits als Naturschutz. Aufforstungen werden immer noch stark subventioniert, wobei der spätere ökonomische Ertrag des Waldes (bzw. Nichtertrag) unberücksichtigt bleibt. Der Wald genießt eine hohe Wertschätzung, speziell nachdem er die "neuartigen Waldschäden" überstanden hat. Zum anderen sind auch Landnutzungsgesetze und sie flankierende Gesetze, Verordnungen und Planungsvorschriften nicht offenlandfreundlich. Aus dem Waldgesetz erwachsen bestimmte Nutzungspflichten. Diese sind ordnungsrechtlich, haftungsrechtlich und versicherungsrechtlich untersetzt (Waldbrand- und Kalamitätenbekämpfung).

3 Das Forschungsvorhaben OFFENLAND

3.1 Forschungslücken

Obwohl die praktische Landschaftspflege schon fast Lehrbuchreife erlangt hat (vgl. Jedicke et al. 1993), bestehen in Bezug auf TÜPs noch offenkundige Forschungslücken:

- Eine integrative Betrachtung ökosystemarer, planungstheoretischer, umsetzungspraktischer, soziokultureller und ökonomischer Aspekte der Erhaltung des Offenlandes fand bisher nicht statt, vor allem nicht bezogen auf ein breites Spektrum von Wirkungen auf Arten, Lebensgemeinschaften und Biotopkomplexe verschiedener ökosystemarer Betrachtungsebenen, sowie auf einen großräumigen Verbund von Offenlandbiotoptypen.
- Die Nutzung hochauflösender Fernerkundungsdaten für die Erfassung und Bewertung von Umweltzuständen steht in Deutschland noch am Anfang, was insbesondere für naturnahe Landschaften gilt (Pilarski & Oppitz 1998, Backhaus 1997). Unter Berücksichtigung der Spezifik der räumlichen und spektralen Auflösung von Objekten an der Erdoberfläche (Marceau et al. 1994) ist eine Entwicklung reproduzierbarer Generalisierungsansätze für kleinräumige Geodaten anzustreben. In Großbritannien gibt es bereits eine eigene Zeitschrift ("Sanctuary"), die sich mit umweltorientierter Fernerkundung auf Truppenübungsplätzen beschäftigt (Ministry of Defense 1999).
- Eine Einbindung sozioökonomischer Aspekte über die rein kostenmäßige Begleitung hinaus, die eine Anbindung an die umweltökonomische Gesamtrechnung erlauben (Hoffmann-Kroll et al. 1997), fand für TÜPs nicht statt. Für die anders gelagerten Probleme der Agrarlandschaft bestehen seit längerem weitergehende Ansätze (z.B. Pfadenhauer et al. 1992, Mährlein 1993).
- Interdisziplinäre Forschungen zu Offenlandschaften, die die soziokulturelle Dimension bei der Realisierung von Schutzmaßnahmen einbeziehen, stehen bisher aus. Aspekte des sozialstrukturellen und alltagskulturellen Bedingungsgefüges für die Gestaltung von Kulturlandschaften werden ansatzweise im Rahmen der Umweltsoziologie bearbeitet (vgl. Brand 1997). Es wird darauf hingewiesen, dass die Durchsetzung von Landschaftsschutzmaßnahmen nicht direkt aus einem bestimmten Stand des Umweltbewußtseins ableitbar ist, sondern in die konkreten Alltagserfahrungen verschiedener sozialer Gruppen und Akteure eingebunden ist (vgl. BUNR 1996, Segert et al. 1999).
- Die naturschutzfachliche Untersuchung vieler dieser Truppenübungsplätze steht selbst zehn Jahre nach Beendigung der militärischen Nutzung noch am Anfang und ist über das Stadium einer Erstinventarisierung nur in seltenen Fällen hinaus. Entomofaunistische Langzeituntersuchungen auf Konversionsflächen (wie ehemaligen Truppenübungsplätzen) liegen nur in geringem Umfang vor und sind meist wenig detailliert. Die Erforschung der Folgen verschiedener Pflegemaßnahmen setzt eine grundlegende Verbesserung der Datensituation für die Sukzessionsforschung voraus, die später auch für Vorhersagezwecke genutzt werden kann. Aktuelle Rote Listen belegen die hohe Bedeutung großflächiger Of-

fenlandstandorte für den Insektenschutz, so finden sich in der bundensweit gefährdetsten Laufkäfergruppe die Arten der Trocken- und Halbtrockenrasen oder Heiden, gefolgt von Arten anderer Offenlandbiotope (Trautner et al. 1997). Ähnliches lässt sich in Brandenburg für die Großschmetterlinge (Gelbrecht et al. 2001), Heuschrecken (Klatt et al. 1999), Spinnen (Platen et al. 1999) und Wespen (Saure et al. 1998) sagen, bei denen ebenfalls viele gefährdete bis stark gefährdete Arten Spezialisten nährstoffarmen Offenlandes sind und sich in z. T. überdurchschnittlich großen Populationsdichten nur noch auf Truppenübungsplätzen und in der Bergbaufolgelandschaft finden.

3.2 Forschungsansatz von OFFENLAND

Im Rahmen von OFFENLAND werden sechs Truppenübungsplätze untersucht, von denen vier in Brandenburg (1 bis 4) und zwei in Sachsen (5 und 6) liegen:

- Ehemaliger TÜP Döberitzer Heide (WGT)
- Ehemaliger TÜP Glauer Berge (WGT)
- Ehemaliger TÜP Lieberoser Heide (WGT)
- Ehemaliger TÜP Bad Liebenwerda (kurz: Prösa, NVA)
- Aktiver TÜP Oberlausitz / Nochten (Bundeswehr)
- Ehemaliger TÜP bei Dauban (NVA).

Forschungsleitende Hypothese im Verbundvorhaben ist, dass durch die Kombination unterschiedlicher und räumlich verteilter Maßnahmen auf Truppenübungsplätzen sowohl die naturschutzfachliche Optimierung als auch eine Kostenbegrenzung erreicht wird, was zu einer dauerhaften Sicherung wertvoller Offenlandbereiche führt. Folgende Fragestellungen werden vorrangig bearbeitet:

- Welche Biotopausstattung ist vorhanden? Wie sind die Biotope in Bezug auf den Nährstoffstatus und weitere Bodenkennwerte gekennzeichnet? Welches Arteninventar enthalten die Gebiete? Wie ist der Ausgangszustand naturschutzfachlich zu bewerten? Welche Zielvorstellungen liegen dem Offenlandschutz vor Ort zugrunde? Sind diese angemessen und realistisch?
- Welchen Einfluss haben die eingesetzten Managementmaßnahmen auf Artenbestand und Zönosenstruktur, speziell in Bezug auf Artenzahl, Artenspektrum und Individuenanteile? Wie entwickeln sich die Populationen ausgewählter Leitarten? Wie ist die langfristige Stabilität der Populationen einzuschätzen?
- Welche räumliche Dynamik entwickeln die Biozönosen? Tritt Strukturbildung oder Homogenisierung auf? Ist die durch das Management initiierte Dynamik von der natürlichen Biotop- und Biozönosendynamik trennbar? Wie beeinflussen Raumnutzung und Dispersionsdynamik der Fauna den Erfolg der Managementmaßnahmen?
- Sind die Maßnahmen in Bezug auf das Ziel Offenhaltung erfolgreich? Wie sind die Maßnahmen vergleichend naturschutzfachlich zu bewerten? Welche planerischen Konsequenzen ergeben sich daraus für Schutzgebiets-, Landschafts- und überregionale Biotopverbundsystemplanung?
- Welche Kosten entstehen durch die durchgeführten Maßnahmen? Welche Kosten werden dadurch eingespart? Welche weiteren direkten wirtschaftlichen Kosten und Nutzen kön-

nen den Maßnahmen zugeordnet werden, z.B. für land- und forstwirtschaftliche Betriebe und für Landschaftspflegeverbände? Welche indirekten Effekte sind aus der regionalen Sicht zu berücksichtigen? Welche sozialen Faktoren sind zu beachten?

3.3 Management versus freie Sukzession - die untersuchten Strukturtypen und Managementverfahren am Beispiel der ehemaligen TÜP's Lieberoser Heide und Bad Liebenwerda (Prösa)

Die Beurteilung des Ist-Zustandes der beiden Untersuchungsgebiete Lieberoser Heide und Prösa beruht auf Daten, die in folgenden Strukturtypen (Tab. 2) fortlaufend erhoben werden: Zu den aufgrund der starken Munitionsbelastung größtenteils nur der freien Sukzession unterliegenden Flächen kommen als praktizierte Managementverfahren in beiden Untersuchungsgebieten die Kombination von Entkusseln und Beweidung mit Heidschnucken. Auf Prösa erfolgte zusätzlich eine einmalige Mahd im Jahr 1998 auf Teilflächen der Land-Reitgrasfluren. Außerdem existiert auf Prösa eine Brandfläche aus dem Jahr 2000, auf der die Regeneration nach Feuereinfluß in einem zwergstrauchreichen Vorwald und einer Land-Reitgrasflur untersucht wird. In einem Exclosure um eine Besenheidefläche im Nordbereich der Reicherskreuzer Heide wird freie Sukzession unter Ausschluß von Wildverbiß untersucht.

Tab. 2: Die im OFFENLAND-Projekt unterschiedenen Strukturtypen und ihre Definition

Strukturtyp	Definition
Offener Sand	Vegetationsbedeckung bis 5%
Sandmagerrasen	Vegetationsbedeckung 6 bis 100%, Silbergras dominiert
Land-Reitgrasfluren	Vegetationsbedeckung 6 bis 100%, Reitgras dominiert, Gehölze unter 20%
Zwergstrauchheide	Vegetationsbedeckung 6 bis 100%, Besenheide dominiert, Gehölze unter 20%
Vorwald	Gehölzanteil über 20%, Höhe der Gehölze liegt zwischen 1m und 5 m

Eine zusammenfassende Übersicht über die im OFFENLAND-Projekt untersuchten Vegetations- und Managementtypen für beide Untersuchungsgebiete gibt Tabelle 3.

Tab. 3: Übersicht der untersuchten Managementvarianten auf den Truppenübungsplätzen Lieberoser Heide und Prösa

	Freie Sukzession	Beweidung plus Entkusseln	Wildtier-ausschluß	Feuer
Offener Sand	X	X ¹	-	-
Sandmagerrasen	X	X ²	-	-
Land-Reitgrasfluren	X	X ³	-	X
Zwergstrauchheide	X	X ⁴	X	-
Vorwald	X	-	-	X

(1: Trittwirkung der Heidschnucken, ohne Fraßwirkung, ohne Entkusseln; 2: Tritt und extensive Fraßwirkung, ohne Entkusseln; 3: Fraß- und Trittwirkung, ohne Entkusseln; 4: Fraß- und Trittwirkung und Entkusseln)

Die Datenerfassung findet ausschließlich in den Teilbereichen der TÜPs statt, für die eine mittlere bis geringe Gefährdung durch Explosivstoffe angenommen wird ("blaue" und "gelbe" Zonen). Hier werden auf Dauerbeobachtungsflächen Daten zu epigäischen Arthropoden (Laufkäfer, Spinnen), bodenkundlichen Parametern und zur Vegetation gewonnen. Die Erfassung der Vegetationstypen findet mit Hilfe von Vegetationsaufnahmen nach Londo (1976) statt. Standardisierte Erfassungen finden darüber hinaus an folgenden Tiergruppen statt: Vögel, Heuschrecken und Stechimmen. Alle Dauerflächen werden über ein GPS eingemessen, mit Vermessungsmagneten unterirdisch markiert und ihre Lage wird skizziert. Mit Hilfe von Daten aus der Fernerkundung (Auswertung von Satellitenbildern und aus einer selektiven Befliegung) kann für ausgewählte Daten der terrestrischen Untersuchungen eine Extrapolation auf weitere Flächen getestet werden (Karlowski et al. 2001).

4 Erste Ergebnisse

4.1 Der ehemalige TÜP Lieberoser Heide

Die Gesamtfläche des ehemaligen TÜPs Lieberose Heide beträgt ca. 27.000 ha. Im Naturraum des Ostbrandenburgischen Heide- und Seengebietes gelegen, gehört der größte Teil der naturräumlichen Haupteinheit Lieberoser Heide- und Schlaubegebiet an. Im Bereich des ehemaligen TÜPs liegen drei FFH-Gebiete: "Reicherskreuzer Heide und Schwansee" (3081 ha), "Lieberoser Endmoräne und Staakower Läuche" (8266 ha) sowie "Pinnower Läuche und Tauersehe Eichen" (1590 ha).

Die Offensandfläche "Wüste" (siehe Abb. 1) östlich der Bundesstraße 168 hat eine Flächengröße von ca. 550 ha. Die Vegetationsbedeckung liegt im Jahre 2001 etwa bei 2 % - und entsteht durch einen noch spärlichen Bewuchs mit Silbergras (*Corynephorus canescens*), Frühlings-Spark (*Spergula morisonii*) und dem Glashaartragenden Bürstenmoos (*Polytrichum piliferum*). Selten treten weitere Arten wie Natternkopf (*Echium vulgare*), Sand-Segge (*Carex arenaria*) und Sand-Wegerich (*Psyllium arenarium*) auf. Die extrem intensive militärische Nutzung als Panzerübungsgelände, die zur Zerstörung von Vegetation und Oberboden und zur Verdichtung des Bodens geführt hat, wurde 1992 eingestellt. Seither findet keinerlei geregelte Nutzung statt, Fahrzeugspuren deuten auf eine gelegentliche Befahrung mit Geländefahrzeugen hin. In hohen Populationsdichten finden sich hier räuberische Insektenarten der offenen Sandböden und Binnendünen wie der Laufkäfer *Harpalus flavescens*, der Dünensandlaufkäfer (*Cicindela hybrida*) oder der Sandohrwurm (*Labidura riparia*). Bis mindestens 1995 verhinderte vor allem die windbedingte Sandbewegung eine Wiederbesiedlung mit höheren Pflanzen. Vom Sommer 2000 bis zum Sommer 2001 hat sich die Vegetationsbedeckung schlagartig von etwa 1% auf ca. 2% verdoppelt und die zuvor beobachtete Neubildung von Dünen findet so gut wie nicht mehr statt.

Die Sandmagerrasen in den Randbereichen einer ehemaligen Landebahn (siehe Abb: 1) östlich der stillgelegten Bahnstrecke von Cottbus Richtung Müllrose erreichen eine ungefähre Flächenausdehnung von 20 ha. In diesen sehr artenarmen moos- und flechtenreichen Silbergrasfluren findet eine Gehölzsukzession mit Kiefer (*Pinus sylvestris*), Birke (*Betula pendula*) und Zitterpappel (*Populus tremula*) statt. Die Sandmagerrasen weisen neben den dominierenden Arten *Corynephorus canescens*, *Polytrichum piliferum*, *Spergula morisonii* und dem Heide-Straußgras (*Agrostis vinealis*) gelegentliche Vorkommen von Dreizahn (*Danthonia decumbens*), Sand-Segge (*Carex arenaria*) und Kleinem Habichtskraut (*Hieracium pilosella*) auf.

Im Zentralbereich der ehemaligen Landebahn bildet Besenheide (*Calluna vulgaris*) in der älteren Pionierphase eine lückige und artenarme Zwergstrauchheide von ca. 80 ha, in die ebenfalls Gehölze einwandern. In den Besenheide- und Silbergrasfluren der Landebahn finden

sich im Frühjahr häufig die Laufkäfer *Cymindis macularis* (BB: RL R*) und *Syntomus foveatus*. Auf den sandigen Wegen der Landebahn kommen die drei Sandlaufkäferarten *Cicindela sylvatica* (BB: RL 3), *C. hybrida* und *C. campestris* (BB: RL 3) nebeneinander vor. In den bereits leicht verbuschten Heidebereichen konnten in hoher Individuenzahl seltene Schmetterlingsarten, wie *Lycophotia molothina* (BB: RL 2), der Purpurbär (*Rhyparia purpurata*, BB: RL 3) und die Kleine Rostbinde (*Hipparchia statilinus*, BB: RL 1) nachgewiesen werden.

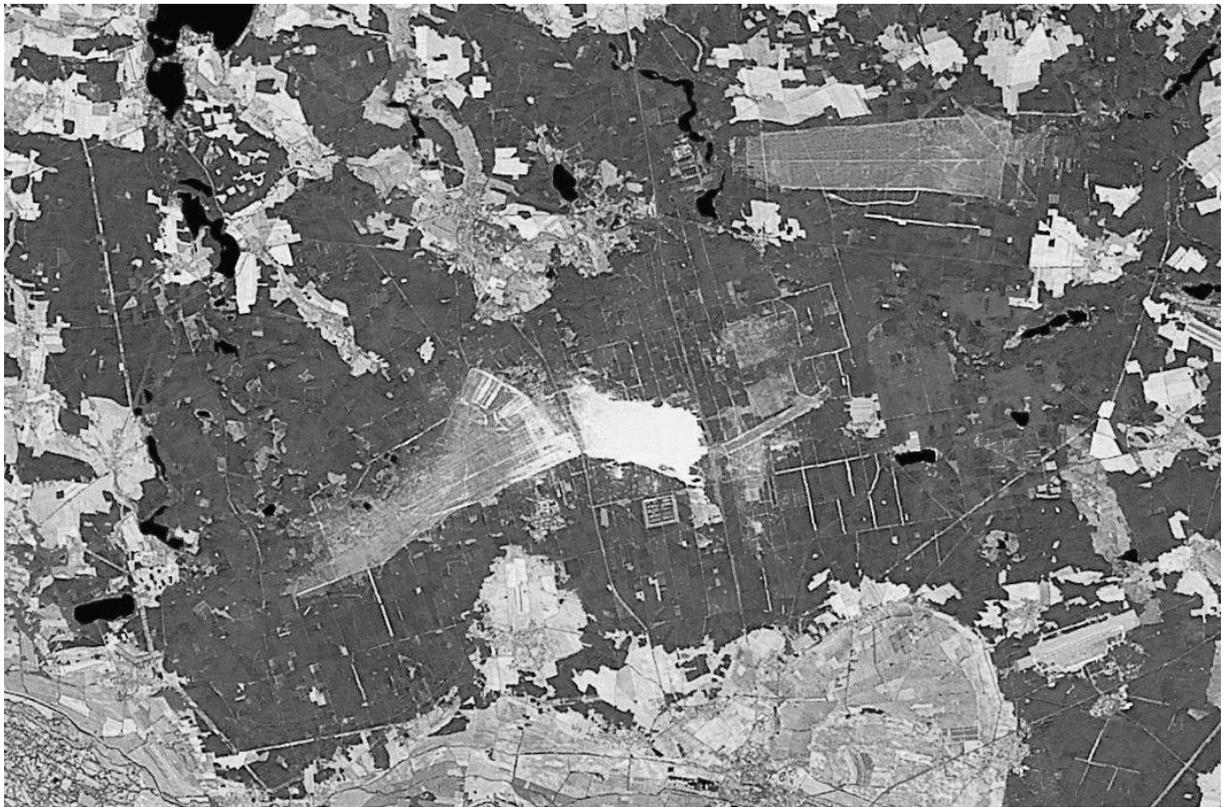


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen auf dem ehemaligen TüP Lieberoser Heide (LS-TM-Daten vom 14.09.1999; Maßstab ca. 1: 110.000; M. Pilarski)

Kleinere Landreitgras-Bestände besiedeln den Südostrand der Wüste und treten im westlichen Bereich der Landebahn auf.

Weitere Untersuchungsgebiete liegen im Norden der ca. 900 ha großen Reicherskreuzer Heide (siehe Abb. 1), wo die Besenheide im Reife-Stadium eine fast 100%ige Deckung erreicht und

* Die Kürzel beziehen sich auf die in den aktuellen Artenlisten der Laufkäfer Brandenburgs (Scheffler et al. 1999) bzw. der Großschmetterlinge Brandenburgs (Gelbrecht et al. 2001) gemachten Angaben zur Häufigkeit und Gefährdung. Es bedeuten: BB- Brandenburg, RL 1 - vom Aussterben bedroht, RL 2 - Stark gefährdet, RL 3 - Gefährdet, RL R - extrem selten).

sehr artenarme Bestände aufbaut. Eine Gehölzsukzession mit Kiefer hat eingesetzt (vgl. Abb.1). Diese Flächen werden von Heidschnucken beweidet und regelmäßig entkusselt. Zusätzlich finden Erfassungen auf einer Zwergstrauchheide mit Besenginster statt, die sich im Bereich einer nur spärlich entwickelten Roteichen-Aufforstung befinden und von einem Wildschutzzaun umgeben sind - hier wird versucht, die Auswirkung von Reh- und Rotwild auf die Heideentwicklung abzuschätzen. Auf diesen gemanagten Untersuchungsflächen fliegt

Anfang Mai der Spanner *Dyscia fagaria* (BB: RL 1) und ab August die Kleine Rostbinde (*Hipparchia statilinus* (BB: RL 1). *Bembidion nigricorne* (BB: RL 1), ein Laufkäfer, der erst Anfang der 1990er Jahre auf einem Truppenübungsplatz für Brandenburg wiederentdeckt wurde, ist im Spätherbst und zeitigem Frühjahr in einer außerordentlich großen Populationsdichte auf der gesamten Reicherskreuzer Heide zu finden. Der aus dem Land Brandenburg nur in wenigen Exemplaren bekannte *Calaosoma reticulatum* (BB: RL 1), ein Puppenräuber, konnte im Frühjahr 2001 nachgewiesen werden.

Am westlichen Rand der Reicherskreuzer Heide finden terrestrische Erhebungen in Vorwaldbereichen statt. Hier konnte in einem stark verbuschtem Teilbereich *Miscodera arctica* (BB: RL R), ein in Brandenburg sehr seltener Laufkäfer, nachgewiesen werden.

4.2 Der ehemalige TÜP Bad Liebenwerda (Prösa)

Das sogenannte Taktikgelände ist der Untersuchungsgegenstand im Forschungsverbund OFFENLAND auf dem ehemaligen TÜP Bad Liebenwerda (Prösa). Es besitzt eine Gesamtgröße von ca. 530 ha. Durch die Beweidung mit Heidschnucken und eine bislang einmalig erfolgte Mahd im Jahr 1998 werden die waldfreien Bereiche strukturreich offen gehalten. Die Heideflächen auf diesem Gelände bedecken etwa 88 ha, die weiteren Offenland-Bereiche werden überwiegend von Landreitgras-Fluren und Sandmagerrasen eingenommen, daneben treten kleinere Flächen mit offenem Sand auf.

Die Untersuchungsgebiete von OFFENLAND liegen aufgrund der im Vergleich mit den Flächen in der Lieberoser Heide erhöhten Heterogenität recht gleichmäßig über das Gesamtgebiet verteilt. Eine Ausnahme bildet eine größere beweidete Heidefläche, die sich im nordwestlichen Bereich des Gebietes befindet und eine Gesamtgröße von etwa 45 ha aufweist.

Das Arteninventar der einzelnen Vegetationstypen ähnelt dem der Lieberoser Flächen. Auffällig ist das Hinzutreten des Borstgrases (*Nardus stricta*) in den Heideflächen und das insgesamt häufige Vorkommen der Geschlängelten Schmiele (*Deschampsia flexuosa*). Beide Arten gelten als deutliche Säurezeiger. Erste Vorauswertungen der laufenden Datenerhebung deuten auf einen Zusammenhang zwischen der Artenzahl (bezogen auf die 40 m² Dauerbeobachtungsflächen) und dem Pflegeregime hin: Sowohl bei Heideflächen als auch bei Landreitgrasfluren ist die Artenzahl auf den beweideten Flächen höher als auf den Flächen ohne Pflegemaßnahmen: in beiden Fällen erhöht sich die Zahl der Arten um durchschnittlich drei unter Beweidungseinfluss gegenüber den Kontrollflächen (Land-Reitgrasfluren 9,6 / 6,5 bzw. Heideflächen 10,7 / 7,6). Die unbeweideten Heideflächen des Taktikgeländes befinden sich im Reife- und Altersstadium der Heideentwicklung: einige der Zwergsträucher zeigen das für *Calluna vulgaris* charakteristische Absterben des zentralen Strauchbereiches mit nachfolgender Ringbildung.

4.3 Hypothese für die Entwicklung der Vegetationstypen für die nächsten zwei Jahre am Beispiel der Heideflächen

Zum jetzigen Zeitpunkt sind vier verschiedene Ausgangssituationen für die Weiterentwicklung von Heideflächen erkennbar. Unter der Voraussetzung, dass die eingesetzten Pflegemaßnahmen andauern, werden folgende Entwicklungen angenommen (Tab. 4):

Tab. 4: Hypothetische Entwicklung der Vegetationstypen am Beispiel der Heideflächen

Heidetyp (Ort)	Hypothese für die Entwicklung (2 Jahre)
1. Ältere Pionierphase, unbeweidet (Landebahn, Lieberoser Heide)	Stabile Weiterentwicklung zum Reifestadium mit einer Zunahme der Heidebedeckung

2. Reifestadium, beweidet (Prösa)	Gegenüber unbeweideten Flächen verzögerte Verbuschung; zunehmende Vergrasung
3. Reife- bis Altersstadium, unbeweidet (Prösa)	Zunehmende Vergrasung und Verbuschung mit abnehmender Heidebedeckung
4. Reifestadium, beweidet (Reicherskreuzer Heide, Lieberoser Heide)	Stabiler Vegetationstyp im Betrachtungszeitraum

Eine fundiertere Prognose über die Weiterentwicklung aller im Forschungsverbund OFFENLAND untersuchten Vegetationstypen wird nach Abschluss der Datenerhebung möglich sein. Damit kann dann auch die Annahme, dass durch eine Kombination unterschiedlicher und räumlich verteilter Maßnahmen eine naturschutzfachliche Optimierung im Sinne des Erhalts von Offenlandschaften erreicht werden kann, geprüft werden.

5 Ausblick

Großflächiger Naturschutz auf Truppenübungsplätzen ist nur mit der Einbeziehung aller lokalen Akteure erfolgversprechend. Selbst unter Naturschützern divergieren und konkurrieren die Zielvorstellungen; die Vorstellungen reichen dabei vom klassischen Naturschutz (Management und Pflege; Zielartenschutz etc.) über Offenhaltung durch große Weidegänger (Baumgart 1997, Petrick 1998) bis hin zu Prozessschutz und Wildnis (Beutler 2000). Einig ist man sich hinsichtlich der einmaligen Möglichkeit, sehr großflächige, nährstoffarme und naturschutzfachlich bedeutsame Gebiete zu schützen, die sich in manchen Fällen aufgrund der starken Munitionsbelastung einer direkten zivilen Nachnutzung ohnehin entziehen.

Das hier vorgestellte OFFENLAND-Projekt hat zum Hauptziel die naturschutzfachlichen und sozioökonomischen Grundlagen zu erarbeiten (vgl. auch Wallschläger & Wiegleb 2000, Karlowski et al. 2001). Neben der Vielzahl der bereits vorliegenden und kontinuierlich erhobenen Einzeldaten, ist die Gesamtheit der Untersuchungsergebnisse aller sechs Untersuchungsgebiete die Basis der Generalisierung. Mit ihr soll versucht werden, zu den oben umrissenen Fragen Stellung zu nehmen. Eine Prognose der Entwicklung der Truppenübungsplätze nach Nutzungsaufgabe und bewusstem Verzicht auf Nutzung einerseits bzw. nach dem Einbeziehen in bestehende Schutzgebietskonzepte mit den damit verbundenen Managementmaßnahmen andererseits soll die Möglichkeit schaffen, die Ergebnisse auf vergleichbare Offenlandbereiche übertragen zu können. Aus der Betrachtung unterschiedlicher räumlicher Hierarchien (Karlowski et al. 2001) und der Verwendung hochauflösender Fernerkundungsdaten für die Erfassung und Bewertung der Untersuchungsgebiete, verbunden mit sozioökonomischen und naturschutzfachlichen Know-how sollen Managementpläne entstehen, die den lokalen Akteuren zur Verfügung gestellt werden. Nach der Vorstellung der Managementpläne soll die zu erwartende Diskussion in die Leitbildentwicklung einfließen. Die Ergebnisse des OFFENLAND-Projektes werden schließlich in Buchform der Öffentlichkeit vorgestellt.

6 Danksagung

Wir danken Henry Blumrich und Henning Fromm für wesentliche Beiträge in den ersten Phasen des Projektes, sowie Udo Bröring, Petra Denkingen und Jadranka Mrzljak für wertvolle Hinweise zum Manuskript. Dem BMBF gilt unser Dank für die Förderung (Fkz 01LN0008) des Verbundprojektes.

7 Literatur

- Backhaus, R. 1997. Operationalisierung von Satellitendaten für den Umweltschutz: technologischer Selbstzweck oder zukunftsweisende Gestaltungsperspektive? GAIA 6: 276-288.
- Bauerschmidt, J. 1997. Die Bedeutung von ökosystemaren Naturschutzkonzepten für Großschutzgebiete auf ehemaligen Truppenübungsplätzen. Brandenburgische Umwelt Berichte 1: 91-98.
- Baumgart, B. 1997. Vor- und nacheiszeitliche Großtierformen in Mitteleuropa und ihre Einpassung in das Ökosystem - Stand der Projektentwicklung zum Großtierschutzgebiet Teltow-Fläming. Brandenburgische Umwelt Berichte 1: 118-129.
- Beutler, H. 1992. Natur und Naturschutz auf Truppenübungsplätzen Brandenburgs. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 1: 13-14.
- Beutler, H. 1993. Verbreitung, Ausdehnung und Entstehung der rezenten Heiden in Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2: 10-14.
- Beutler, H. 2000. Landschaft in neuer Bestimmung. Russische Truppenübungsplätze. Findling, Neuenhagen: 192pp.
- Borchert, I., Fink, H.G., Korneck D. & Pretscher, P. et al. 1984. Militärische Flächennutzung und Naturschutz. Natur und Landschaft 59 (7/8): 322-330.
- Brand, K.W. (Hrsg.) 1997. Nachhaltige Entwicklung. Eine Herausforderung an die Soziologie. Westdeutscher Verlag, Opladen.
- Brandenburgische Boden GmbH 2001. Internet Dokument <http://www.bbg-gmbh.de>.
- Bundesamt für Naturschutz. 1999. Daten zur Natur. Landwirtschaftsverlag Münster GmbH.
- BUNR (Hrsg.) 1996. Umweltbewußtsein in Deutschland, Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. Berlin.
- Calouri, U., Wallner, A. & Hunziker, M. 1999. Gesellschaftliche Hintergründe der Wolfsdebatte. Infobl. Forschungsber. Landschaftsökologie WSL 41: 3-5.
- DRL (Deutscher Rat für Landespflege) 1992. Truppenübungsplätze und Naturschutz. Positionspapier des DRL. Naturschutz u. Landschaftsplanung 6/92: 241pp.
- DRL (Deutscher Rat für Landespflege) 1993. Truppenübungsplätze und Naturschutz. Schriftenreihe DRL 62.
- Gelbrecht, J., Eichstädt, D., Göritz, U., Kallies, A., Kühne, L., Richert, A., Rödel, I., Sobczyk, T. & Weidlich, M. 2001. Gesamtartenliste und Rote Liste der Schmetterlinge ("Macrolepidoptera" des Landes Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10 (3) Beilage: 64pp.
- Gumbert, M. 2001. Konversion im Land Brandenburg. Wirtschaftsministerium Brandenburg. <http://www.brandenburg.de/land/mw/kp17-2.htm#Was%20ist%20Konversion>.
- Jedicke, E., W., Hundsdorfer, M. & Steinbach, E. 1993. Praktische Landschaftspflege. Grundlagen und Maßnahmen. Ulmer, Stuttgart.
- Karłowski, U., Konold, W., Mrzljak, J., Wallschläger, D. & Wiegleb, G. 2001. OFFENLAND - Management auf ehemaligen und in Nutzung befindliche Truppenübungsplätzen in Nordostdeutschland. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10 (3): 109-111.
- Klatt, R., Braasch, D., Höhnen, R., Landeck, I. Machatzi, B. & Vossen, B. 1999. Rote Liste und Artenliste der Heuschrecken des Landes Brandenburg (Saltatoria: Ensifera et Caelifera). Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 8 (1) Beilage: 20pp.
- Londo, G. 1976. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. Vegetatio 33: 61-64.
- Lütkepohl, M. 1993. Maßnahmen zur Pflege von Heidelebensräumen in Nordwestdeutschland. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg 2(4): 15-18. Potsdam.
- Mährlein, A. 1993. Kalkulationsdaten für die Grünlandbewirtschaftung unter Nutzungsaufgaben. KTBL Arbeitspapier 179. 115pp.

- Marceau, D. J., Howarth, P. J. & Gratton, D.J. 1994. Remote Sensing and the measurement of geographical entities in a forested environment. 1. The scale and spatial aggregation problem. *Remote Sens. Environ.* 49: 93-104.
- Meckelmann, H. 1997. Die Bedeutung ehemaliger Truppenübungsplätze für den Naturschutz in Brandenburg. In: Wallschläger, D. (Hrsg.), *Konversion und Naturschutz. Brandenburgische Umwelt Berichte. Schriftenreihe des Zentrums für Umweltwissenschaften der Universität Potsdam und des Brandenburger Umweltforschungszentrums, Neuruppin*: 28-30.
- Ministry of Defense (UK) 1999. http://www.rsac.demon.co.uk/mod_sanc.html.
- Möller, J. & Fiddicke, M. 1996. Der Übungsplatz Altranft - Bedeutung und Gefährdung eines kleinen militärischen Ausbildungsgeländes. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 5(3): 29-33.
- Petrick, K. 1998. Wisente statt Panzer. *Grünstift* 16 (11/12): 36-38
- Pfadenhauer, J., Ganzert, C., Heißenhuber, A., Hofmann, H. & Ahrens, H. 1992. Untersuchungen zur Definition von landespflegerischen Leistungen der Landwirtschaft nach ökologischen und ökonomischen Kriterien und ihre Umsetzung in der Umweltberatung und Agrarpolitik. *Materialien Umwelt & Entwicklung Bayern* 84. München.
- Pilarski, M. & Oppitz, S. 1998. An environmental monitoring system for the Lusatian brown coal mining industry in East Germany. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing* 32, Part 7, Budapest 1998: 151-156.
- Platen, R., von Broen, B., Herrmann, A., Ratschker, U.M. & Sacher, P. 1999. Gesamtartenliste und Rote Liste der Webspinnen, Weberknechte und Pseudoskorpione des Landes Brandenburg (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones) mit Angaben zur Häufigkeit und Ökologie. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 8 (2) Beilage: 80pp.
- Pries, E. & Bukowsky, N. 1993: Das Naturschutzgebiet "Kleine Schorfheide". *Natur und Naturschutz auf Truppenübungsplätzen Brandenburgs, Folge 5. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 2(4): 23-31.
- Riecken, U., Finck, P., Klein, M. & Schröder, E. 1998. Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von Offenlandbiotopen. *Natur und Landschaft* 73: 261-270.
- Rohner, M.-S. 1995. Zur Flora und Vegetation aufgelassener Siedlungen (Wüstungen) auf dem Truppenübungsplatz Baumholder. *Schriftenr. Vegetationsk., Sukopp-Festschrift* 27: 209-215. Bonn-Bad Godesberg.
- Saure, C., Burger, F. & Oehlke, J. 1998. Rote Liste und Artenliste der Gold-, Falten- und Wegwespen des Landes Brandenburg (Hymenoptera: Chrysididae, Vespidae, Pompilidae). *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 7 (2) Beilage: 23pp.
- Scheffler, I., Kielhorn, K.-H., Wrase, D.W., Korge, H. & Braasch, D. 1999. Rote Liste und Artenliste der Laufkäfer des Landes Brandenburg (Coleoptera: Carabidae). *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 8 (4) Beilage: 28pp.
- Segert, A. & Zierke, I. 1999. "...daß wir die Zukunft mitbedenken" - Akteure nachhaltiger Entwicklung in einer ostdeutschen Region. In: Hofmann, M., Maase, K., & Warnecken, B.-J. (Hrsg.): *Ökostile, Marburg*: 87-120.
- Strunz, H. 1994. Mehr genutzt als geschützt - Truppenübungsplätze in Deutschland. *Nationalpark* 83(2): 8-12.
- Trautner, J., Müller-Motzfeld, G. & Bräunicke, M. 1997. Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29 (9): 261-273.
- Unsel, C. 1994. Was macht Truppenübungsplätze so wertvoll? *Nationalpark* 2/94: 13-15.
- Wallschläger, D. (Hrsg.) 1997. *Konversion und Naturschutz. Brandenburgische Umwelt Berichte. Schriftenreihe des Zentrums für Umweltwissenschaften der Universität Potsdam und des Brandenburger Umweltforschungszentrums, Neuruppin*.

Wallschläger, D. & Wiegleb, G. 2000. Offenland-Management auf ehemaligen und in Nutzung befindlichen Truppenübungsplätzen im pleistozänen Flachland Nordostdeutschlands: Naturschutzfachliche Grundlagen und praktische Anwendungen. Brandenburgische Umwelt Berichte 8: 121-131.