Berichte des Botanischen Vereins zu Hamburg 19: 99-124. 2000

Vegetationsentwicklung im Rieper Kinderberg-Gebiet von 1963 bis 1995 Vergleich historischer und aktueller Vegetationskarten

von Barbara ENGELSCHALL und Norbert JÜRGENS

Einleitung

In der mitteleuropäischen Kulturlandschaft führten in den letzten Jahrzehnten sowohl die Intensivierung als auch die Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung, insbesondere auf Grenzertragsflächen, zu einem fortschreitenden Verlust extensiv genutzter Flächen. Diese Flächen enthalten häufig einen hohen Anteil gefährdeter Arten und Pflanzengesellschaften, die an extensive Bewirtschaftungsformen gebunden sind. Während die Intensivierung der Landwirtschaft zu einer artenarmen uniformen Agrarlandschaft führt, kommt es auf brachliegenden Flächen über kürzere oder längere Zeiträume in der Regel zu einer Wiederbewaldung, mit der ebenfalls eine Abnahme der Gesellschaftsvielfalt verbunden ist. Dem Naturschutz ist die Bewertung solcher sekundär progressiven Sukzessionsabläufe ein wichtiges Anliegen (JEFFERSON & USHER 1994).

Bei dem Untersuchungsgebiet 'Rieper Kinderberg' handelt es sich um einen Landschaftsausschnitt der Oberen Wümmeniederung, der aufgrund seiner natürlichen Standortvielfalt und den über mehrere Jahrhunderte einwirkenden Nutzungseinflüssen ein vielfältiges Vegetationsmosaik mit gefährdeten Arten und Pflanzengesellschaften aufweist. Das Gebiet besitzt mit Biotoptypen der Niedermoore, nährstoffarmen Kleinstmoore und Binnendünen eine Reihe von Biotoptypen, die einstmals für die nordwestdeutschen Flußtalniederungen charakteristisch waren. Aufgrund der schlechten Nutzbarkeit blieb das Gebiet von intensiven Eingriffen weitgehend verschont. In den Jahren 1963/64 erstellten BOHN, TRETER und RÖMER eine detaillierte Vegetationskarte des Rieper Kinderberges (1:2500). 1985 fertigte JÜRGENS eine weitere Vegetationskarte des Untersuchungsgebietes an. Im Rahmen einer Diplomarbeit am Institut für Allgemeine Botanik Hamburg sollten die Veränderungen der Vegetation im Gebiet des Rieper Kinderberges zwischen 1963 und 1995 mit Hilfe der Vegetationskarten und Luftbilder erfaßt und analysiert werden. Der Schwerpunkt lag auf einem computergestützen Vergleich der Vegetationskarte von 1963 mit der aktuellen Vegetation des Jahres 1995. Um die natürliche Vegetationsvielfalt, die auf der

kleinräumigen Standortvielfalt des Rieper Kinderberges basiert, von der durch anthropogene Einflüsse geschaffenen Gesellschaftsdiversität abgrenzen zu können, waren standortökologische Untersuchungen notwendig. Hierfür wurde eine Bodenkartierung durchgeführt sowie Torfproben auf verschiedene chemische Parameter untersucht.

Das Untersuchungsgebiet Rieper Kinderberg

Das 93 ha umfassende Untersuchungsgebiet (USG) liegt im Landkreis Rotenburg/Wümme (Niedersachsen), 2 km nordöstlich von Lauenbrück bei der Ortschaft Riepe. Die saaleeiszeitliche Altmoränenlandschaft der "Stader Geest" wird von zahlreichen Fluß- und Bachtälern durchschnitten, von denen die größeren wie Hamme-, Oste- und Wümmeniederung eigene naturräumliche Einheiten bilden. Das USG liegt in der Oberen Wümmeniederung.

Geologie und Böden: In der Weichseleiszeit wurden in den Flußniederungen bis zu 30 m mächtige Talsande abgelagert. Während dieser Eiszeit und im Holozän kam es zu Zeiten einer lückigen Vegetation und starker Windtätigkeit zur Ausbildung von Deflationswannen und Ablagerung von Flugsanddecken bzw. Dünen (GARLEFF 1968). Die tiefliegenden Talsandflächen bzw. Flußauen sowie die bis in Grundwassernähe ausgeblasenen Dünentäler vermoorten in Folge des postglazialen Anstiegs des Grundwasserspiegels. Auf den basenarmen Sanden der Binnendünen kam es, gefördert durch eine rohhumusproduzierende Heidevegetation, vielfach zur Bildung von Podsolen. In den Dünentälern konnten sich landschaftstypische Kleinstmoore (Schlatts) mit unterschiedlicher Trophie und Torfmächtigkeit bilden. Auf den Talsanden der Flußniederungen dominieren Gleye, aus denen sich in Folge hochanstehenden Grundwassers Naßgleye, Anmoorgleye, Moorgleye und Niedermoore entwickelten (KRAUSE & SCHRÖDER 1993).

Hydrologie: Die Hauptvorfluter des USG sind neben der Wümme die beiden im Norden und Süden angrenzenden, heute weitgehend begradigten Bäche Stellbach und Reithbach, die beide dem leichten Gefälle folgend nach Westen in die Wümme entwässern. Wie auf den Luftbildern von 1963 deutlich zu erkennen, wurde das Gelände von zahlreichen, heutzutage vielfach verfallenen Gräben durchzogen, die auf eine ehemals umfangreichere Entwässerung und Nutzung hinweisen.

Klima: Das subozeanisch geprägte Klima der Region ist durch milde Winter und mäßig warme, feuchte Sommer gekennzeichnet. Der für das niedersächsische Tiefland relativ niedrige durchschnittliche Jahresniederschlag von 645 mm/a

resultiert aus der Randlage zum Klimabezirk der Lüneburger Heide.

Nutzungsgeschichte: Die jüngere Vegetationsgeschichte steht in unmittelbarem Zusammenhang mit der Nutzungsgeschichte. Die Entwicklung der Flächennutzung in der Hamme-Wümme-Niederung erfolgte nach HARTMANN (1970) in vier Phasen. Vor 1850 prägte Heidewirtschaft die Landschaft. Wälder waren nur kleinräumig vorhanden und fanden sich als Eichenhaine um die Hofstellen. Die Höfe lagen im Übergangsbereich von Niederung und Geest und besaßen in Hofnähe liegende Äcker und Wiesen (KRAUSE & SCHRÖDER 1993). Heide, Brüche, Wälder und Moore waren Allmende, dienten zur Gewinnung von Streu, Plaggen, Holz, Torf und wurden als Weideland genutzt. Von 1850 bis 1900 kam es in den Flußniederungen zur Ausdehnung der Grünlandflächen auf Kosten von Erlenbruchwäldern und damit verbunden zu umfangreichen Meliorationen. Durch Aufgabe der Heidewirtschaft nahmen die Heideflächen in Folge von Aufforstungen und der natürlichen Ausbreitung der Kiefer ab.

In den Jahren 1900-1930 war die Phase der Ackerflächenausdehnung**.** Ab 1930 trieb der Reichsarbeitsdienst die Entwässerung von Moorflächen und die Aufforstung von Ödland voran. In den 50ger Jahren wurde die Kiefernaufforstung überwiegend auf armen Standorten fortgesetzt. In den letzten 30 Jahren haben agrarpolitische Entwicklungen zu einer intensiveren Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen geführt. Auf der anderen Seite kam es zur Aufgabe genutzter Flächen. Hiervon waren Grünlandflächen auf Grenzertragsböden besonders betroffen (SCHWAAR 1990).

Als freie Weideflächen werden Gebiete im Stell (Stellbach) und an der Wümme genannt (DER HEIMATBORN 1956), die in Form einer Allmende gemeinsam mit Höfen aus Lauenbrück und Stemmen genutzt wurden. Die großflächige Schafhutung endete zu Beginn der 50er Jahre, 1965 wurden in Riepe die letzten Schafe verkauft.
Die Moore des USG sind von zahlreichen verstreut angeordneten bäuerlichen Torfstichen mit Entwässerungsgräben durchsetzt. Die Torfstecherei unterlag dem Prinzip der Allmende. Nach dem 2. Weltkrieg durfte in den umliegenden Mooren aufgrund fehlender Heizmaterialien Torf gestochen werden (HEIMATBUND ROTENBURG/WÜMME 1958). Die Torfstecherei wurde weitgehend Ende der 40er Jahre aufgegeben. In Schlatt 5 wurde bis 1965, auf den Wümmewiesen bis 1970 Torf gestochen.

Die aktuelle Nutzung des Rieper Kinderberges besteht in einer intensiven bis extensiven Nutzung zerstreut liegender Grünlandflächen. Alle Grünlandflächen waren bis auf die größere Mähwiese (W1), die Mitte der 80er Jahre umgebrochen und eingesät wurde, bereits 1963 vorhanden. Die Wiesen an der Wümme liegen seit

einigen Jahren brach (JÜRGENS 1985). Der auf den Binnendünen vorherrschende Kiefernanflugwald mit vereinzelten Aufforstungsflächen wird kaum forstwirtschaftlich genutzt. Auf den Niedermoorflächen südlich des Weges wurde vielfach Fichte in Kiefernaufforstungen eingebracht. Die Erlen- und Birkenbruchwälder unterliegen keiner Nutzung mehr. Die Erlenbruchwälder wurden nach der Karte von 1963 überwiegend angepflanzt. Für die Beschreibung wurde das USG in seine verschiedenen Naturräume und Nutzungstypen aufgeteilt und in einer Übersichtskarte dargestellt (Abb.1).

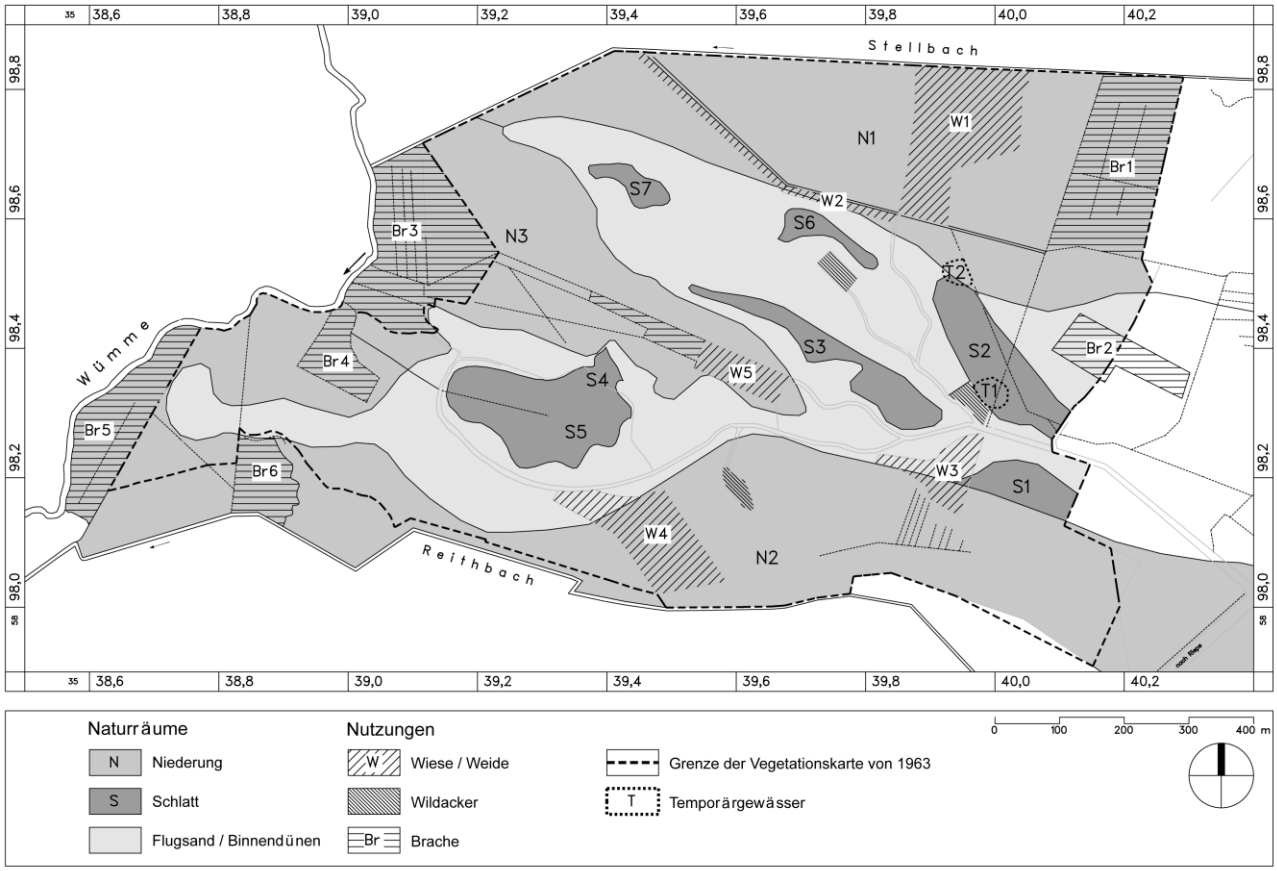

Abb.1 Naturräume und Nutzungstypen am Rieper Kinderberg

Methoden

Bodenkartierung: Die Bodentypen und die Stratigraphie der Moore des USG wurden im September 1995 mittels Pürckhauer-Bohrer und Moorkammerbohrer anhand von 87 Profilen aufgenommen. Ferner konnte auf Bodenprofilaufnahmen aus dem Jahre 1985 (GRÖNGRÖFT et al.) zurückgegriffen werden. Im September 1995 wurden Bodenproben aus 10-20 cm Tiefe entnommen. Die pH-Wert-Bestimmung erfolgte unter Verwendung feldfrischer Bodenproben aus einer Bodensuspension mit 0,01 molarer Calciumchloridlösung. Die Gesamtkohlenstoff- und die Gesamtstickstoffgehalte der Torfproben wurden mit einem CHN-Elementanalyser bestimmt. Hierfür wurde getrocknetes und

staubfein gemahlenes Bodenmaterial verwendet. Aus den Gewichtsprozenten wurden das C/N Verhältnis, der Nc-Wert und der Humusgehalt berechnet.

Vegetationskartierung: Im Rahmen der Arbeit wurde im Sommer 1995 eine Biotoptypenkartierung nach dem Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen (DRACHENFELS 1994) durchgeführt. Diese Kartierung entspricht einer Vegetationsgliederung nach ökologischen Artengruppen, die neben floristischen Kriterien die Standortökologie miteinbezieht (SUCCOW 1988, PFADENHAUER 1993). Die Abgrenzung der Biotoptypen erfolgte mit Hilfe von Luftbildern (schwarz-weiß 1:5000/1992, farbig 1:8000/1990). Während der Biotoptypenkartierung wurden in der Zeit von Mai bis August 1995 insgesamt 203 Vegetationsaufnahmen angefertigt. Die Schätzung der Mengenanteile erfolgte in Prozent. Die tabellarische Darstellung der Vegetationsaufnahmen findet sich in der zugrundeliegenden Diplomarbeit (ENGELSCHALL 1996).

Vergleich der Vegetationskarten: Unterschiedlich alte Vegetationskarten sind neben der langfristigen Beobachtung von Dauerquadraten eine wichtige Methode für die direkte Sukzessionsforschung (KÜCHLER 1988, DIERSCHKE 1994). Neben einem rein deskriptiven Vergleich der Vegetationskarten können Flächenanteile der Vegetationseinheiten berechnet und verglichen werden (SCHRAUTZER 1988, DIERSCHKE & WITTIG 1990).

Die Vegetationskarten von 1995 und 1963 wurden auf der Basis der Kartiereinheiten des Niedersächsischen Biotopkartierschlüssel mit POLYPLOT 4.1, einem Programm für thematische Kartographie, erstellt. Hierfür mußte die Kartiereinheiten der Karte von 1963 an die 1995 verwendeten Biotoptypen des Niedersächsischen Biotopkartierschlüssels (DRACHENFELS 1994) angepaßt werden. Da im Kartierschlüssel "kennzeichnende Pflanzen und Pflanzengesellschaften" der Biotoptypen angegeben werden, war eine Übertragung der überwiegend nach pflanzensoziologischen Assoziationen und Subassoziationen erstellten Vegetationskarte von 1963 auf das Niveau von Biotoptypen möglich. Meist sind in den Biotoptypen mehrere Assoziationen und Subassoziationen zusammengefaßt.

Neben den Veränderungen der Gesamtflächen der Biotoptypen ist die ortsbezogene Vegetationsentwicklung von Interesse. In kleinräumigen, unübersichtlichen Vegetationsmosaiken, wie sie im USG vorliegen, ist eine Quantifizierung der flächenpunktgebundenen Vegetationsveränderungen hilfreich. Bei einer rechnergestützten Auswertung lassen sich vektoriell digitalisierte Vegetationskarten zweckmäßig in Rasterdateien umwandeln. Die Vorteile der rasterorientierten Auswertung bestehen in der mathematisch einfach zu formulierenden Verknüpfung deckungsgleicher Karten unterschiedlichen Inhaltes. Für die Ermittlung der optimalen Maschengröße wurde vor der Umwandlung der Gesamtkarte ein besonders kleinräumig gegliederter Teilausschnitt von 100 x 100 m mit unterschiedlichen Rastergrößen abgespeichert.

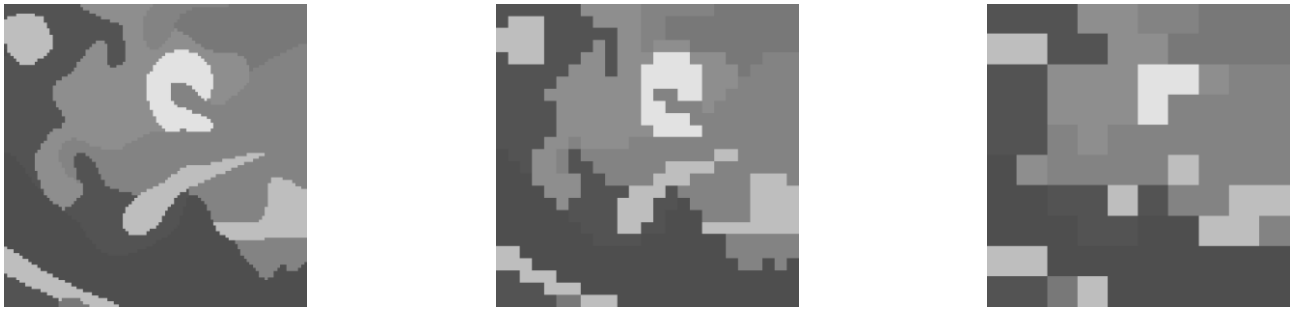

Abb.2 Kartenausschnitt 100 x 100 m mit verschiedenen Rasterweiten (1m, 4m und 10m).

Die Anteile der verschiedenen Biotoptypen wurden gegen die Maschengröße aufgetragen. Die Maschengröße, bei der sich die Anteile der Biotoptypen dieses Ausschnittes nicht mehr verändern, wird als notwendige Minimalgröße der Rasterung gewählt. Sie beträgt im vorliegenden Fall 4 x 4 m.

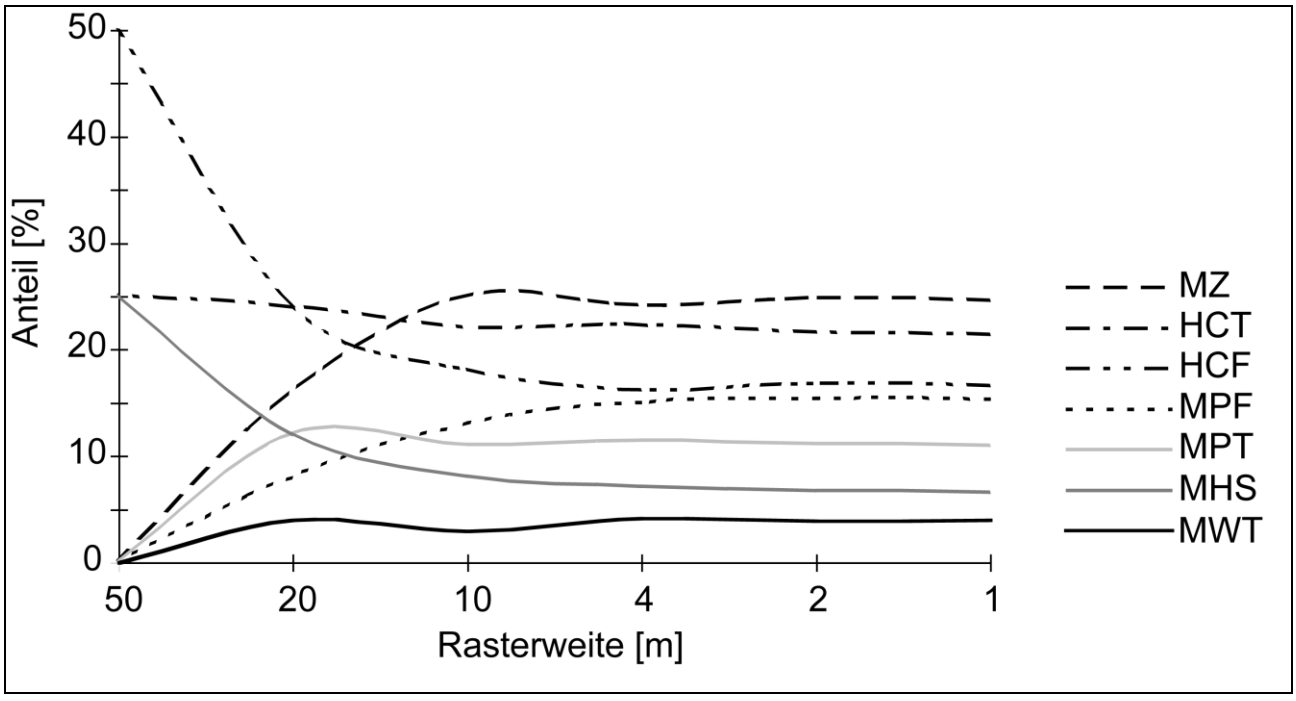

Abb.3 Darstellung der Veränderung der Biotoptypenanteile in einem Kartenausschnitt bei der Wahl unterschiedlicher Rasterweiten (Legende s. Tab.1).

Da im Rahmen dieser Arbeit kein Geographisches Informationssystem (GIS) zur Verfügung stand, wurde diese Analyse mit Hilfe eines Tabellenkalkulationsprogramms (EXCEL 5.0) durchgeführt. Anmerkungen zu den Problemen der Flächenbilanzierung von Vegetationskarten finden sich bei ENGELSCHALL (1996) und KUHN et al. (1997).

Ergebnisse und Diskussion

1. Böden

Im USG finden sich, bedingt durch die enge naturräumliche Verzahnung von Dünen und Flußniederung sowie die unterschiedliche Nähe zum Grundwasser, zahlreiche Bodentypen und Subtypen vergesellschaftet. Im zentralen Teil des USG finden sich im Bereich der Binnendünen Podsole in der Ausprägung als Eisenhumuspodsol, die auf den Kuppen und höher gelegenen Flächen als Braunerde-Podsol ausgebildet sind. An den Dünenhängen im Übergangsbereich zu Ausblasungswannen und Flußniederungen geraten die Podsole zunehmend unter Grundwassereinfluß und leiten zur Klasse der Gleye über.

Die Torfmächtigkeiten erreichen in den Schlatts Ausmaße von wenigen Zentimetern bis zu maximal 240 cm. Die unter einem Anmoorhorizont oder Torf liegenden Podsole sind als fossile Podsole anzusprechen.

In den Niederungen finden sich von Torfen überdeckte Auensande. Während die meisten Niedermoorflächen als flach bis mitteltief (Torfmächtigkeit bis 120 cm) einzuordnen sind, sind die Moore in Wümmenähe tief bis sehr tief. Die kleinräumig stark schwankenden Torfmächtigkeiten in den Niederungsbereichen können in Flußnähe auf verlandete Altarme hinweisen und im Übergangsbereich zu den Binnendünen mit der bewegten Topographie im Zusammenhang stehen. Bei den Vermoorungen entlang der Wümme und den Zuflüssen Stellbach und Reithbach handelt es sich nach der entwicklungsgeschichtlichen hydrologischen Einordnung um Versumpfungsmoore. Die überwiegend fehlenden Mudden sprechen für einen gleichmäßigen Grundwasseranstieg durch Meerestransgressionen, wie sie für Nordwestdeutschland beschrieben werden (HACKER 1970). Im unmittelbaren Bereich der Wümme, die als einzige der drei Fließgewässer noch für spätwinterliche Überschwemmungen sorgt, besteht ein Übergang zu den Auenüberflutungsmooren.

Torfe lassen sich auf chemischem Wege nach ihrer Reaktion (pH-Wert) und ihrer Trophie, die durch das C/N-Verhältnis bzw. den Nc-Wert gut erfaßt wird, charakterisieren. Nach der Klassifikation von SUCCOW & JESCHKE (1990) können die im USG entnommenen Torfproben drei ökologischen Moortypen zugeordnet werden. Die Versumpfungsmoore der Niederungen gehören in Flußnähe zum ökologischen Moortyp der eutrophen Reich- oder Niedermoore. Mit zunehmender Flußentfernung zeigt sich eine deutliche pH-Wert- und Trophieabnahme. Die Moore gehen in den ökologischen Moortyp des mesotroph-sauren Zwischenmoores über.

Bei den Kleinstmooren im Binnendünenbereich handelt es sich ebenfalls um Versumpfungsmoore, die durch Anstieg des Grundwasserspiegels in abflußlosen Ausblasungswannen entstanden sind. Nährstoffarmes Grundwasser führte zu einem direktenAufwachsen von Hoch- oder Zwischenmoortorfen über mineralischem Untergrund. Nach den ökologischen Moortypen von SUCCOW & JESCHKE (1990) sind die Kleinstmoore überwiegend als oligotroph-saure Moore und seltener als mesotroph-saure Zwischenmoore anzusprechen. Einen eigenen Charakter weist eine von Südosten nach Nordwesten verlaufende flache Rinne mit Anmoorgleyen und Moorgleyen auf. Dieser von TÜXEN (1990) als Quell-Hochmoor oder Heidemoor charakterisierte Moortyp hat oligotroph- bis mesotroph-sauren Charakter. Das Vorkommen minerotraphenter Pflanzenarten wie Beinbrech (*Narthecium ossifragum*) spricht für eine etwas höhere Nährstoffversorgung durch fließendes Grundwasser (BRAHE 1969).

Deutlichen Einfluß auf die Trophieverhältnisse einiger Kleinstmoore hat sicherlich der bis zur Mitte dieses Jahrhunderts verbreitete bäuerliche Torfstich gehabt. Bei Entwässerung und Torfabbau kommt es über die Mineralisierung stehengebliebener Torfbänke zum Nährstoffeintrag in die Torfstichgewässer (NICK 1993). Zudem kann mineralstoffreiches Grundwasser in die oberen Moorschichten eindringen (KUNTZE 1991). Diese Faktoren führten in einigen Mooren zu kleinräumig heterogenen Trophieverhältnissen.

Die Ergebnisse der 87 Profilaufnahmen, die Analysen bodenchemischer Parameter sowie eine Übersichtskarte der Bodeneinheiten können der Diplomarbeit (ENGELSCHALL 1996) entnommen werden.

2. Veränderung der Hydrologie

Die hydrologischen Verhältnisse des USG sind in der Vergangenheit anthropogen beeinflußt worden. Zahlreiche reliktische Gräben und die oberflächlich vererdeten Torfe der Niederungen belegen dieses. Allein der Rückgang der Biotoptypen mit einer torfbildenden Vegetation in den letzten 32 Jahren läßt auf ein Absinken der Grundwasserstände in den Niederungen schließen. Während es in ehemaligen Torfstichbereichen durch Grabenverfall in den letzten Jahren zu einer „natürlichen“ Wiedervernässung gekommen ist, sind einige Niederungsflächen heutzutage stärker von Entwässerungsmaßnahmen betroffen, wie die vor 15 Jahren neu umgebrochene Mähwiese (W1) in N1. Die Stelzwurzeln der Erlen in dem östlich angrenzenden älteren Erlen-Bruchwald dokumentieren einen Torfschwund von mindestens 30 cm infolge der Entwässerung.

Der zunehmende Rückgang von Mooren und mäandrierenden Bächen veränderte die Wasserdynamik der Niederungen und hat neben fehlenden Überschwemmungen starke Schwankungsamplituden und niedrige Wasserstände im Sommer zur Folge (ROSENTHAL 1992a). Wasserbauliche Veränderungen dürften, wie die Verlegung des Stellbachs Mitte des vorigen Jahrhunderts zeigt, bereits seit längerer Zeit die hydrologischen Verhältnisse des USG beeinflußt haben.

Auch die Schlatts weisen Anzeichen ehemals feuchterer Verhältnisse auf. Rohhumusauflagen über Torfen im Randbereich der Schlatts oder das Auftreten des Biotoptyps des TROCKENEN PFEIFENGRAS- UND ZWERGSTRAUCH-BIRKEN-KIEFERN-MOORWALDES (WVP/WVZ) deuten darauf hin. Für die trockeneren Verhältnisse in den Schlatts können die Entwässerungsgräben für den bäuerlichen Torfstich verantwortlich sein. Wie Rodung und Waldzerstörung in der Vergangenheit zu einer Vernässung von Kleinstmooren führten, hatte die natürliche Wiederbewaldung oder Aufforstung der Binnendünen einen verminderten Wasserabfluß in die Schlatts zur Folge (LEUSCHNER 1993).

3. Vegetation

Landschaftsveränderungen: Der Vergleich der Nutzungstypen der Kurhannoverschen Landesaufnahme von 1770 und der Preußischen Landesaufnahme von 1897 mit den Vegetationskarten aus den Jahren 1963 und 1995 zeigt die starke landschaftliche Veränderung des Rieper Kinderberges in den letzten 225 Jahren (Abb.4). Besonders drastisch waren die Veränderungen der letzten 32 Jahre, die nach der Vegetationskarte von JÜRGENS (1985) hauptsächlich zwischen 1963 und 1985 stattgefunden haben müssen.

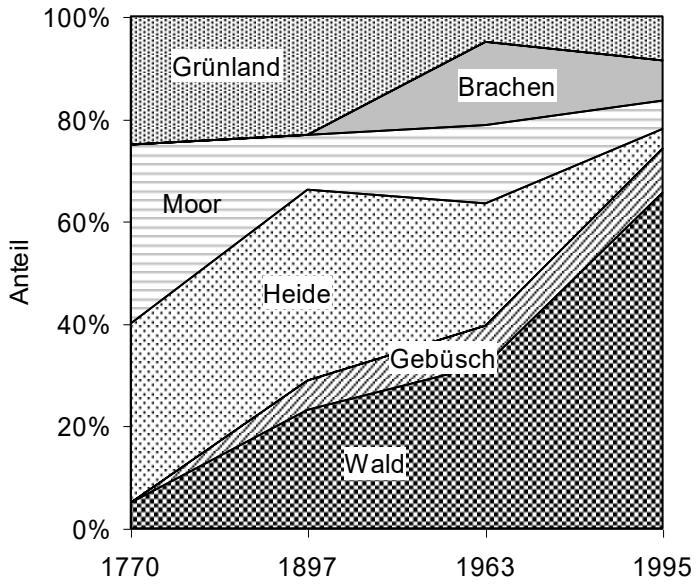

Abb.4 Flächenanteile der Nutzungstypen von 1770 bis 1995.

Tab.1 Legende der Abkürzungen der Biotoptypen nach DRACHENFELS (1994), Flächenanteile (ha) der Biotoptypen in den Jahren 1963 und 1995 sowie deren Änderungsraten.

Code	Biotoptyp	Fläche 1963 (ha)	Fläche 1995 (ha)	Änderungsrate*
Biotoptypen der Niedermoore				
WAR	Erlen-Bruchwald nährstoffreicher Standorte	1,14	7,34	**+6,4**
WAT	Birken-Erlen-Bruchwald nährstoffärmerer Standorte	0,46	1,62	**+3,5**
WBA	Birken- und Kiefern-Bruchwald nährstoffarmer Standorte	9,82	14,18	**+1,4**
WVP	Pfeifengras-Birken- und Kiefern-Moorwald	0,78	1,59	**+2,0**
WVZ	Zwergstrauch-Birken- und Kiefern-Moorwald	0	0,51	**1995 neu**
BNR	Weiden-Sumpfgebüsch nährstoffreicher Standorte	0,07	0,94	**+13,4**
BNG	Gagelgebüsch der Sümpfe und Moore	6,99	5,66	**+1,24**
BNA	Weiden-Sumpfgebüsch nährstoffärmerer Standorte	0	0,37	**1995 neu**
NSS	Staudensumpf nährstoffreicher Standorte	1,17	2,77	**-2,4**
NSG	Seggenried nährstoffreicher Standorte	0,75	0,7	**-1,1**
NSA	Basen- und nährstoffarmer Sumpf	4,61	0,95	**-4,9**
NRS	Schilf-Landröhricht	0,07	0,06	**-1,2**
GNR	Basen- und nährstoffreiche Naßwiese (Brache)	2,55	0	**1995 nicht kartiert**
GNAW	Magere Naßwiese, -weide (Brache)	4,93	1,98	**-2,5**
G	bewirtschaftete Fläche, überwiegend Grünland	4,42	8,03	**+1,8**
Biotoptypen der Kleinstmoore				
MHS	Naturnahes Moorschlatt	3,57	0,55	**-6,5**
MWT/ MWS	Wollgras-Torfmoos-Rasen oder Schwingrasen	1,92	1,12	**-1,7**
MWDv	Wollgras-Degenerationsstadium (verbuscht)	2,44	1,32	**-1,8**
MPF	Feuchteres Pfeifengras-Degenerationsstadium	1,84	0,65	**-2,8**
MPT	Trockeneres Pfeifengras-Degenerationsstadium	2,60	1,21	**-2,2**
MZE	Glockenheide-Anmoor	5,10	1,03	**-4,9**
MZM	Anmoorheide mit Gagel	0,47	0,29	**-1,6**
NPA	Pioniervegetation wechselnasser, nährstoffarmer Sandstandorte	0	0,07	**1995 neu**

Code	Biotoptyp	Fläche 1963 (ha)	Fläche 1995 (ha)	Änderungsrate*
VOB	Verlandungsbereich nährstoffarmer Stillgewässer mit Dominanz von Seggen/Wollgras/Binsen	1,90	0,25	**-7,6**
Biotoptypen der Binnendünen				
WLT	Bodensaurer Buchenwald	0	0,66	**1995 neu**
WQT	Eichen-Mischwald armer, trockener Sandböden	0,61	0	**1995 nicht kartiert**
WQF	Eichen-Mischwald armer, feuchter Sandböden	2,62	3,01	**+1,2**
WQN	Eichen-Mischwald nasser Standorte	0,68	1,82	**+2,7**
WKT	Kiefernwald armer, trockener Standorte	0	9,32	**1995 neu**
WKF	Kiefernwald armer, feuchter Standorte	0	7,27	**1995 neu**
WPBW	Weiden-Birken-Pionierwald	0	1,03	**1995 neu**
WZK/F	Kiefern-, (Fichten)-Forst	13,45	13,81	**+1,03**
HCT	Trockene Sandheide	9,80	0,43	**-22,9**
HCF	Feuchte Sandheide	6,53	1,07	**-6,1**
HCg	Sandheide (vergrast)	0,52	0,68	**+1,3**
GMA	Mageres mesophiles Grünland kalkarmer Standorte (Brache)	0,54	0,90	**+1,7**
DOS	offene Sandfläche (Sandgruben etc.)	0,26	0,04	**-0,2**

*Fläche 95>Fläche 63, bei Zunahme des Flächenanteils, Darstellung mit positivem Vorzeichen.
Fläche 95<Fläche95, bei Abnahme der Flächenanteils, Darstellung mit negativem Vorzeichen.

Die vollständigen Vegetationskarten des Rieper Kinderberges von 1963 und 1995 können unter www.altenmoor9.de/bio abgefragt werden.

Die Uniformisierung der Landschaft innerhalb der letzten 32 Jahre wird durch den Rückgang der Evenness von 85,7% auf 80,0% dokumentiert. Die Indices wurden auf der Grundlage der Zahl und Flächenanteile der Biotoptypen berechnet (SCHUBERT et al. 1991). Während hohe Werte (max. 100%) auf ähnliche Flächenanteile der verschiedenen Biotoptypen hinweisen, beschreibt eine geringe Evenness (min. 0%) eine Dominanz einzelner Typen. Die Abnahme erklärt sich durch die Ausbreitung einiger Waldtypen auf Kosten zahlreicher gehölzfreier Biotoptypen.

Die Anzahl der Biotoptypen hat hingegen von 30 auf 35 zugenommen. Änderungen der Standortfaktoren, zu denen in der Kulturlandschaft auch die Nutzung bzw. Nut-

zungsaufgabe zählen, können zunächst zu einer größeren Landschaftsvielfalt führen. Bei der einsetzenden regressiven oder sekundär progressiven Sukzession treten Übergangsformen auf, die die Biotoptypenvielfalt zunächst erhöhen. Bei den Biotoptypen, die in der Vegetationskarte 1995 neu auftreten, sind die WEIDEN-SUMPFGEBÜSCHE (BNR/BNA) oder der WEIDEN-BIRKEN-PONIERWALD (WPBW) typische Beispiele für Übergangsstadien der Wiederbewaldung. Langfristig führt diese Entwicklung jedoch zu einer begrenzten Zahl von Schlußgesellschaften, die die Arten- und Vegetationsvielfalt des Gebietes herabsetzt.

Als natürlich waldfreie Standorte sind bei ausreichenden Wasserverhältnissen die gehölzfreien Biotoptypen der Kleinstmoore zu nennen. In den Niederungen treten in der Regel nur kleinflächige Schilfbestände (NRS) z.B. in Altarmen auf. Kleinseggenriede (NSA) können in den nassen Senken mesotroph-saurer Zwischenmoore Refugien besitzen (KRAUSE & SCHRÖDER 1993).

Anthropogen bedingte Biotoptypen wie Sandheiden und die meisten Sumpf- und Grünlandgesellschaften sind nach den Beobachtungen der letzten 32 Jahre instabil. Sie werden ohne steuernde Eingriffe langfristig ganz aus dem USG verschwinden. Eine Entwicklung in „freier Sukzession“ führt zunächst zu relativ artenarmen Pionierstadien verschiedener Waldtypen und dient der Ausbreitung von Ubiquisten, während viele heute bereits seltene Arten der Ersatzgesellschaften ihren Lebensraum verlieren (ROWECK 1995). Von den 29 im USG als gefährdet eingestuften Farn- und Gefäßpflanzen sind 10 obligat an extensiv genutzte Biotoptypen wie Feuchtgrünland oder feuchte Magerrasen gebunden. Weitere 13 Arten kommen in den gehölzfreien Biotoptypen der Hoch-, Zwischen- und Niedermoore vor (Anhang Tab.2).

Vegetation der Niedermoore: Seit den 50er Jahren sind Feuchtwiesen und -weiden durch Melioration, Düngung und intensivere Nutzung in ihrer Gesellschaftsvielfalt und ihrem Arteninventar verarmt (BERNING et al. 1987, SCHRAUTZER 1988, DIERSCHKE & WITTIG 1991). Neben den Veränderungen des Feuchtgrünlands durch die Intensivierung der Bewirtschaftung zeigt sich bei Nutzungsaufgabe eine Vegetationsentwicklung zu artenarmen Dominanzbeständen aus Großseggen, hochwüchsigen Gräsern und Hochstauden.

Im gesamten Niederungsbereich hat der Deckungsanteil der Bruchwälder von 35% auf 59% zugenommen. Die natürliche Ausbreitung der Erlenwälder um insgesamt 2,22 ha erfolgte überwiegend auf Kosten NÄHRSTOFFÄRMERER SUMPF- ODER GRÜNLANDBIOTOPE (NSA, GNAW). Hier sind im Gegensatz zum Biotoptyp des NÄHRSTOFFREICHEN STAUDENSUMPFES (NSS) die Streuauflagen dünner, die

Lichtverhältnisse günstiger und die Konkurrenzkraft der Vegetation geringer, so daß die Keimung und Etablierung von Gehölzen eher möglich ist (MÜLLER et al. 1992).

Im nördlichen nährstoffreichen Bereich der Brache Br1 erfolgt eine Ausbreitung des Erlenwaldes nur vom Waldrand her. Der Stockausschlag an umgestürzten Erlen weist hier auf vegetative Ausbreitung hin. Die Ausdehnung der Weidengebüsche, die sich wahrscheinlich auf dem Aushub der heute verfallenen Gräben etablieren konnten, hat überwiegend durch Größenwachstum und vegetative Ausbreitung stattgefunden (BRIEMLE 1980).

Br1 weist für ihre relativ lange Brachezeit einen noch auffällig hohen Anteil von Pflanzenarten der Sumpfdotterwiesen auf. Bei der Schaffung von Störstellen als Etablierungsorte bzw. bei der Erhaltung lichterer Bereiche für die konkurrenzschwächeren Wiesenarten spielt die hohe Frequentierung dieser Fläche durch Wild eine Rolle (PREISS 1982). Dennoch ist davon auszugehen, daß es mit der Nutzungsaufgabe zu einem deutlichen Rückgang gefährdeter Pflanzenarten wie *Dactylorhiza majalis* gekommen ist (JÜRGENS 1985).

Eine auffällige Zunahme auf den Brachen im USG zeigt das Sumpfreitgras (*Calamagrostis canescens*), dessen Dominanzgesellschaft des *PEUCEDANO-CALAMAGROSTIETUM* auf der Vegetationskarte von 1963 noch nicht vertreten war. Diese Art kann in brachliegende Kleinseggenriede, kleinseggenreiche *CALTHION*-Wiesen und *MOLINION*-Wiesen eindringen (WEBER 1978, SCHRAUTZER 1988). Im USG breitete sich das Sumpfreitgras auch im Brachestadium des *VALERIANO-FILIPENDULION* aus.

Auf den mesotroph-sauren Zwischenmooren hat der Waldanteil um 41% zugenommen. Der NÄHRSTOFFÄRMERE BIRKEN-ERLEN-BRUCHWALD (WAT) und der BIRKEN-KIEFERN-BRUCHWALD (WBA) breiteten sich vorrangig auf Kosten der GAGELGEBÜSCHE DER SÜMPFE UND MOORE (BNG) aus. Die Ausbreitung erfolgt vom Waldrand oder in Form von Gehölzinseln im GAGELGEBÜSCH (Abb.6). Wenig vitale Exemplare des Gagelstrauchs (*Myrica gale*) im Unterwuchs der Bruchwälder belegen als Relikte den ehemaligen Biotoptyp. Einen starken Rückgang erfuhren die Flächen des NÄHRSTOFFARMEN SUMPFES (NSA), die entweder verbuschten oder sich zu nährstoffreicheren Brachestadien weiterentwickelten.

Die GAGELGEBÜSCHE (BNG) zeigen gemäß ihrer Stellung als Folgegesellschaft in der Sukzession zum Bruchwald (POTT 1992) eine Verschiebung ihrer Flächen (Abb.5). Während sich mit 4,12 ha über die Hälfte der Gagelgebüschflächen von 1963 zu Weidengebüschen und Bruchwäldern weiterentwickelten, entstanden auf 2,77 ha des USG neue Gagelgebüsche.

Abb.5 Flächenverschiebungen der Sumpf- und Moorgebüsche (BNR/BNA/BNG).

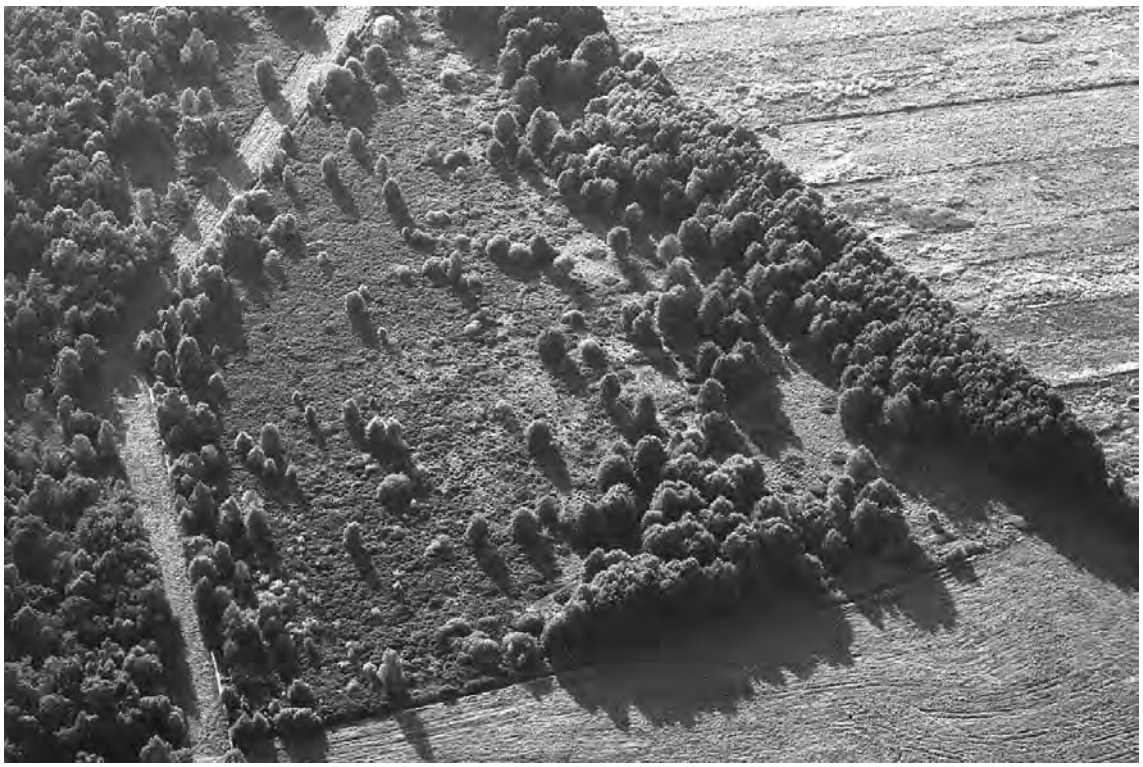

Abb.6 Westliche Stellbachniederung (N1): Gagelgebüsche mit Weiden, Birken und Erlen durchsetzt.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß es sich in den Niederungen um sekundär progressive Sukzessionsabläufe auf ehemals genutzten Flächen handelt. Die Geschwindigkeit der Verbuschung und Wiederbewaldung hängt vom Biotoptyp und damit von den Standortsverhältnissen ab. Auf den eutrophen Niedermooren, auf denen sich der äußerst stabile Biotoptyp des STAUDENSUMPFES NÄHRSTOFFREICHER STANDORTE (NSS) ausbreiten konnte, wird die Wiederbewaldung deutlich verzögert.

Perspektiven für die Vegetationsentwicklung auf Niedermoorflächen: Die Bewertung der Nutzungsaufgabe von Feuchtgrünland ist unter verschiedenen Gesichtspunkten zu betrachten. DIERSSEN (1987) bezeichnet die sekundär progressive Sukzession zu nitrophytenreichen, artenarmen Hochstaudenfluren überspitzt als Vegetationsentwicklung zu einem „naturferneren" Zustand. Die durch die Entwässerung eingeleiteten Prozesse der Nährstoffanreicherung infolge von Mineralisation können sich durch die hohe Phytomasseproduktion der Brachevegetation verstärken. Diese Entwicklung steht im Gegensatz zur Absicht des Naturschutzes, die artenreichen Feuchtwiesen zu erhalten.

Dem Ruf nach Pflegemaßnahmen steht die Bedeutung der Hochstaudengesellschaften für eine artenreiche Insektenfauna entgegen (SCHRAUTZER 1988). Nach dem NIEDERSÄCHSISCHEN NATURSCHUTZGESETZ (1993) sind auch diese Brachestadien geschützt. Das *PEUCEDANO-CALAMAGROSTIETUM*, dessen Ausbreitung im USG zur Zurückdrängung von Gesellschaften des extensiv genutzten Grünlandes wie des *JUNCO-MOLINIETUM* oder des *CARICI CANESCENTIS-AGROSTIETUM CANINAE* geführt hat, wird von PREISING et al. (1990) ebenfalls als gefährdet eingestuft.

Bei der Abwägung von Pflegemaßnahmen wird deutlich, daß es schwierig ist, den Ansprüchen aller schützenswerten Arten und Biotope gerecht zu werden. Für die Entwicklung gehölzfreier Niedermoorstandorte müssen die Zielvorstellungen deutlich sein.

Calamagrostis canescens wird nach Mahdversuchen von ROSENTHAL (1992 b) erst bei einer dreischürigen Mahd deutlich zurückgedrängt. Während das *SENECIONI-BROMETUM RACEMOSI* und das *JUNCO-MOLINIETUM* jährlich nur 1 - 2 Schnitte für ihren Erhalt benötigen, ist nach längerer Brachedauer eine höhere Mahdfrequenz mit einem frühen Schnitt im Juni nötig, um die Dominanzarten zurückzudrängen und ausreichende Lichtbedingungen für niedrigwüchsige Feuchtwiesenarten zu schaffen. Die einfachere Möglichkeit, die Flächen zu mulchen und das meist unverwertbare Mähgut liegenzulassen, erscheint auf nährstoffreichen Feuchtwiesen wenig erfolgversprechend (ROSENTHAL 1992a).

Für das USG werden folgende Pflegemaßnahmen vorgeschlagen: Wo eine extensive Nutzung des Feuchtgrünlandes leicht möglich ist, wäre der Erhalt bzw. die Förderung der Grünlandgesellschaften aus Gründen der Landschaftsvielfalt und des Artenschutzes wünschenswert. Eine zweischürige Mahd der brachliegenden Wiesen an der Wümme (Br3, Br4) wäre zumindest in trockenen Jahren ohne großen Aufwand möglich. Eine Mahd der Brache Br1 ist aufgrund der starken Bultstruktur und der schlechten Zugänglichkeit der Fläche mit einem höheren Aufwand verbunden. Im nördlichen Teil der Brache könnte das Mähen die Population von *Dactylorhiza majalis* erhalten und fördern. Für den südlichen, trockeneren und nährstoffärmeren Bereich der Brache ist eine extensive Beweidung denkbar, wie sie in den letzten Jahrzehnten zeitweise durchgeführt wurde.

Vegetationsentwicklung in Kleinstmooren / Schlatts: Naturnahe Hochmoorflächen sind in Niedersachsen von ehemals 250.000 ha auf ca. 12.200 ha (SCHMATZLER 1990) zurückgegangen. Seit den 80er Jahren richtet sich das Interesse vegetationskundlicher Untersuchungen in Hochmooren zunehmend auf die Entwicklung von Sekundärstandorten wie Torfstichen (BERTRAM 1988, POSCHLOD 1988, LÜTT 1992, WAGNER 1994) oder wiedervernäßte Hochmoorflächen (SCHWAAR 1990, WEBER 1993; POTHMANN & VOGEL 1999).

Im USG sind während der letzten 32 Jahren ca. 70% der gehölzfreien Biotoptypen der Kleinstmoore (MHS, MWT, MWS, VOB) verbuscht oder bewaldet. Von der Verbuschung waren die Gesellschaften des NATURNAHEN MOORSCHLATTS (MHS) mit einer Fläche von 2,53 ha (71% der Fläche von 1963) am stärksten betroffen. Für die Vegetationsentwicklung in den oligotroph- bis mesotroph-sauren Kleinstmooren sind verschiedene Faktoren verantwortlich. Für die regressive Sukzession der gehölzfreien Hoch- und Zwischenmoorvegetation zu sekundären Moor- und Bruchwäldern sind an erster Stelle anthropogene Einflüsse wie die Entwässerung zu nennen. Auf trockenen Torfbänken konnte Birken-Kiefernwald aufwachsen bzw. sich weiter verdichten.

Abb.7 Torfstich mit *Sphagnum cuspidatum* (submers) im BIRKEN-KIEFERN-BRUCHWALD

Nährstoffeinträge über das Grundwasser oder durch Einwehung von Düngemitteln aus angrenzenden Nutzflächen sind je nach Lage der Schlatts zu erwarten. Zusätzlich muß die allgemeine Eutrophierung über die Niederschläge Erwähnung finden. Des weiteren muß die Verbuschung der Schlatts auch im Zusammenhang mit den Vegetationsveränderungen der Umgebung gesehen werden. Die massive Wiederbewaldung der Binnendünen mit Kiefernanflugwald führt zu einem vermehrten Samenanflug in den Mooren. Die geringeren Wasserzuflüsse infolge der höheren Interzeption und Transpiration der Wälder können die regressive Vegetationsentwicklung in den Schlatts fördern. Neben Veränderungen der Hydrologie ist mit einer Verschlechterung der Lichtverhältnisse in den Randbereichen der Schlatts und mit einem ausgeglicheneren Mikroklima zu rechnen (BRIEMLE 1980).

Innerhalb der Schlatts konnten über den Vergleich der unterschiedlich alten Vegetationskarten Änderungen in Bezug auf die Lage und Ausmaße der Schlenkenvegetation festgestellt werden. Hierbei handelt es sich wahrscheinlich um natürliche syndynamische Prozesse innerhalb der Vegetationsmosaike der Kleinstmoore (TÜXEN 1983). In unterschiedlich alten Torfstichen und Entwässerungsgräben einiger Kleinstmoore sowie mesotroph-saurer Zwischenmoore der Niederungen kann das Nebeneinander verschiedener Sukzessionsstufen

beobachtet werden. Neben offenen Torfstichgewässern mit submersen Rasen aus *Sphagnum cuspidatum* (Abb.6) sind Torfstiche mit der *SPHAGNUM CUSPIDATUM - ERIOPHORUM ANGUSTIFOLIUM*- und der *SPHAGNUM FALLAX-ERIOPHORUM ANGUSTIFOLIUM*-Gesellschaft zu finden. Diese Gesellschaften können durch das vermehrte Auftreten von *Vaccinium oxycoccus* zu dem Initialstadium des *ERICO-SPHAGNETUM MAGELLANICI* überleiten oder sich zur *POLYTRICHUM COMMUNE*-Gesellschaft weiterentwickeln. Die Weiterentwicklung zu einer von *Molinia caerulea* dominierten Torfstichvegetation, bei der im USG regelmäßig Aufwuchs von *Betula pubescens* zu finden ist, wird von BERTRAM (1988) mit einer tiefgründigen Abtorfung in Zusammenhang gebracht. Durch den hieraus resultierenden Mineralbodenwassereinfluß ist eine bessere Nährstoffversorgung insbesondere mit Phosphat gegeben. Die in einigen alten Torfstichen in Schlatt 5 dominierenden Mineralwasserzeiger wie *Phragmites australis*, *Carex rostrata*, *Menyanthes trifoliata* und *Juncus effusus* deuten auf mesotrophe Bedingungen hin. Das Verschwinden des Rohrkolbens (*Typha latifolia),* der 1963 in vielen Gräben und Torfstichen in Schlatt 5 eingezeichnet war, könnte mit einer Trophieabnahme infolge der Regeneration des Torfwachstums erklärt werden.

Um die Ursachen der Veränderungen im Einzelnen erklären zu können, sind getrennte Betrachtungen der Schlatts notwendig, da sie sich aufgrund ihres individuellen Charakters und der oben genannten Einflüsse erheblich voneinander unterscheiden.

Perspektiven für die Vegetationsentwicklung in Kleinstmooren / Schlatts: Kleinstmoore zählen nach dem NIEDERSÄCHSISCHEN NATURSCHUTZGESETZ (1993) zu den nach § 28 a geschützten Biotopen. Im Niedersächsischen Moorschutzprogramm von 1986 wird die Ausweisung der Kleinstmoore zu Naturschutzgebieten oder Naturdenkmalen angestrebt. Die Wiederbewaldung der Moorumgebung ist unter unterschiedlichen Aspekten zu bewerten. Während einerseits der Wasserzufluß geringer ist, bieten die Wälder einen wichtigen Schutz gegen Immissionen (KUNTZE 1991). Die Schaffung baumfreier Randzonen um die Schlatts, wie sie von TÜXEN (1983) vorgeschlagen wird, dürfte für die empfindlichen Systeme einen erheblichen Eingriff darstellen. Wichtig ist sicher die von KUNTZE (1984) geforderte Einhaltung einer Pufferzone von mindestens 100 m, die die Moore vor Nährstoffeinträgen und einer indirekten Entwässerung durch der Landwirtschaft schützt. Für die Bedeutung solcher Pufferzonen sind die Entwicklungstendenzen in Schlatt 2 und 6 gute Beispiele, bei denen Nutzflächen nur wenige Meter von den Schlatts entfernt liegen. Weitere Grundwasserabsenkungen sind zu vermeiden. Noch entwässernde Gräben, die ihre Funktion verloren haben, können mit geringem Aufwand verfüllt und angestaut werden. Hier wäre eine

sekundäre Vernässung von Kiefern-Birken-Bruchwäldern, wie sie sich im Schlatt 5 durch natürlichen Grabenverfall und das Umstürzen erster Kiefern andeutet, denkbar. Eine langfristige natürliche Regeneration zu offenen Moorgesellschaften ist nach WAGNER (1994) für wiedervernäßte, von Bruchwald bestandene Hochmoore nicht ausgeschlossen. Die Möglichkeit einer Regeneration der torfbildenden Hochmoorvegetation muß aber unter dem Aspekt der schleichenden Eutrophierung gesehen werden.

Vegetationsentwicklung auf Binnendünen und Flugsandflächen: Die Wiederbewaldung der *Calluna*-Heiden auf altpleistozänen Sanden gehört zu den eindrucksvollsten Beispielen von sekundär progressiven Sukzessionen in Mitteleuropa. Für den Naturraum der Lüneburger Heide wurden in den letzten Jahren die Vegetationsentwicklung und deren Ursachen intensiv untersucht (GRIESE 1987, LEUSCHNER 1993). Nach Schätzungen von GRIESE (1987) ist der Flächenanteil von Sandheiden in der Lüneburger Heide seit 1750 von 60% auf 5% zurückgegangen. Mit Aufgabe der Heidewirtschaft erfolgten großflächige Kiefernaufforstungen, und natürliche Kiefernanflugwälder konnten sich weiträumig ausbreiten. Hier folgte auf eine jahrhundertelange Phase der Degradation der Wälder, die in der Ersatzgesellschaft Heide mündete, eine sekundär progressive Entwicklung zum Wald innerhalb weniger Jahrzehnte. Im USG hat der Waldanteil der Binnendünen in den letzten 32 Jahren von 13% auf 64% zugenommen (Abb.8).

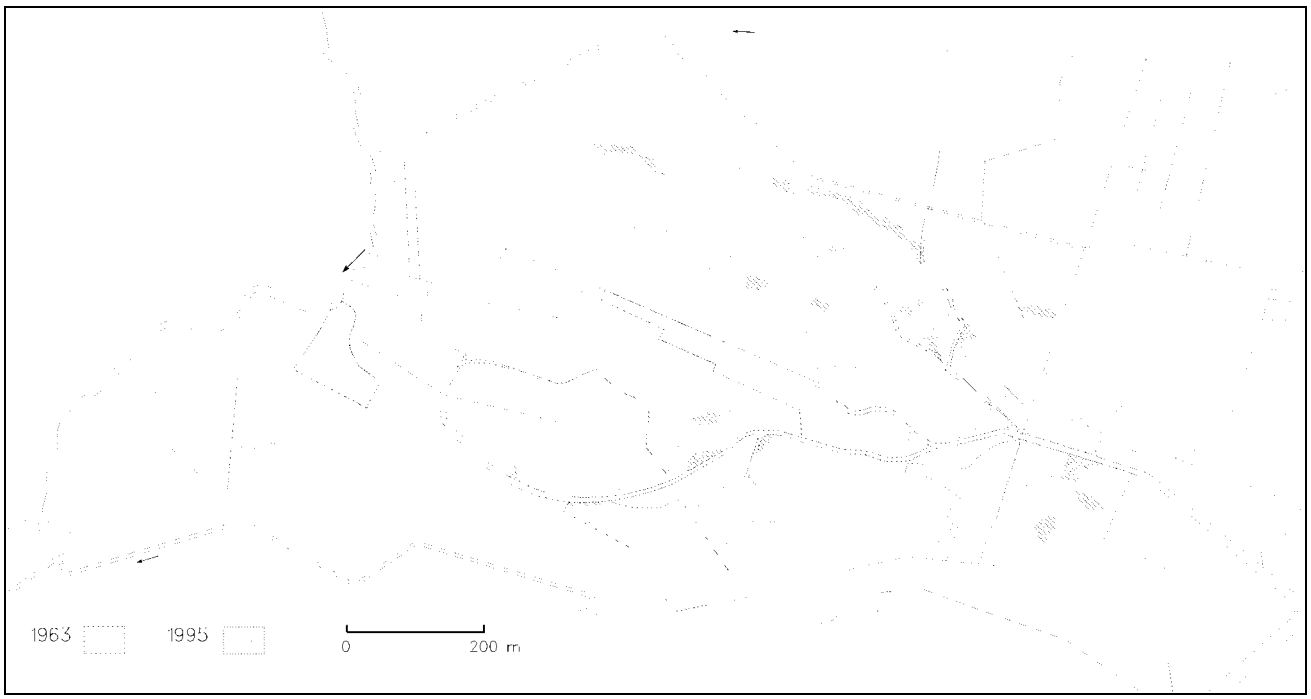

Abb.8 Flächenrückgang der Sandheide (HCT/HCF) auf den Binnendünen und Flugsandflächen

Der einschichtig strukturierte Kiefernwald gilt nach OTTO (1993) als Pionierwald, der sich nach Auflichtung mit dem Aufkommen von *Quercus robur*, *Quercus petraea*, *Sorbus aucuparia*, *Betula pendula* und *Betula pubescens* zum EICHEN-MISCHWALD (WQ) weiterentwickelt. Auch im USG sind Anzeichen für eine Entwicklung zum Mischwald zu erkennen. Die Tatsache, daß die Eichenverjüngung, die nach GRIESE (1987) auf Eichelhäher-Saaten zurückzuführen sind, kaum über das Keimlingsstadium hinauskommt, kann mit der noch zu starken Beschattung durch die Kiefer (OTTO 1993) oder nach GRIESE (1987) mit dem Wildverbiß zusammenhängen. Beide Faktoren können im USG eine Rolle spielen.

Die sich abzeichnende Entstehung eines BODENSAUREN BUCHENWALDES (WLT) aus einem EICHEN-MISCHWALD (WQT) nahe der Wümme muß nicht zwingend auf nährstoffreichere Böden hinweisen. Wachstum und Verjüngung von *Fagus sylvatica* konnten in der Lüneburger Heide auf Flugsanden mit armen Podsolen (pH< 3) beobachtet werden. Dieses zeigt, daß die Vorstellung vom buchenfreien *BETULO-QUERCETUM* als potentiell natürliche Vegetation (PNV) dieser Region nur für Extremstandorte zutrifft (LEUSCHNER 1993). Somit ist auch auf den podsolierten Binnendünen im USG eine langfristige Weiterentwicklung des TROCKENEN KIEFERNWALDES (WKT) zu einem Mischwald mit Buche denkbar (JESCHKE 1993, SCHENK & BOTKIN 1993).

Perspektiven für die Vegetationsentwicklung auf den Binnendünen und Flugsandflächen: War das Leitbild des Naturraumes Heide bis vor kurzem die offene großflächige *Calluna*-Heide, so vertreten neuere Landschaftspflegekonzepte den Erhalt einer Vielfalt von Biotoptypen und ihrer Sukzessionsstadien nebeneinander (LÜTKEPOHL 1993, DIERSSEN 1988). Bis zum Ende des 18. Jhs. entsprach das Landschaftsbild Lüneburger Heide einem solchen nutzungsbedingten Mosaik verschiedener Sukzessionsstadien. Erst danach kam es im Zuge einer ökonomischen Krise zur Übernutzung der Heide und Ausbildung einer „Kultursteppe“ mit offenen Sandflächen (VÖLKSEN 1993).

In Niedersachsen existieren heute nur noch ca. 9600 ha ökologisch intakte *Calluna*-Heiden (DRACHENFELS 1984). Ein Problem stellt der hohe Arbeitsaufwand zur Erhaltung dieser durch extensive Bewirtschaftung entstandenen Landschaft dar. Die einfachste Form der Pflege, die Beweidung durch Schafe, reicht für den Erhalt der Biotopvielfalt alleine nicht aus. Auch eine Wiederherstellung dieser über Jahrhunderte entstandenen Biotoptypen ist nach einer Abholzung des Waldes nur mit Humusabtrag durch Abplaggen oder gezieltes Brennen zu erreichen. Ausgereifte Biozönosen des Biotoptypes Sandheide benötigen nach PLACHTER (1991) einen Entwicklungzeitraum von 200 - 1000 Jahren. Da im USG kaum noch offene

Sandheiden vorkommen, wäre eine großflächige „Wiederherstellung“ dieses Biotoptypes nur mit aufwendigen Eingriffen möglich.

Möglichkeiten des quantifizierten Kartenvergleichs: Vegetationskarten dienen primär der Dokumentation der Vegetation. Vergleiche unterschiedlich alter Vegetationskarten sind ein geeignetes Instrument für die Beobachtung langfristiger Entwicklungen (Monitoring) von Landschaftsausschnitten. Quantifizierte Vergleiche bieten wichtige Grundlagen für die Erstellung Roter Listen gefährdeter Pflanzengesellschaften oder Biotoptypen (RINGLER 1993; RIECKEN et al. 1994; DRACHENFELS 1996). Die Flächenverluste der Biotoptypen, die zur Beurteilung des Gefährdungsgrades beitragen, basierten in der Vergangenheit meist auf Schätzungen (DRACHENFELS 1996). Zusätzlich sind Aussagen zur räumlichen und zeitlichen Dynamik der einzelnen Biotoptypen und ihrer Standorte möglich. Gerade in komplexen, unübersichtlichen Landschaftsmosaiken wie dem des Rieper Kinderberges zeigen sich die Vorteile einer statistischen Auswertung sowie die Möglichkeiten dieser Methode bei der Verwendung historischer Karten.

Zusammenfassung

Mit der zunehmenden Nutzungsaufgabe von Grenzertragsflächen und extensiven Bewirtschaftungsformen kam es in der jüngeren Vergangenheit neben dem Rückgang zahlreicher Arten zur Veränderung ganzer Landschaften. Im Rahmen einer Diplomarbeit wurde ein Landschaftsausschnitt der Oberen Wümmeniederung mit einem Naturraummosaik aus Niedermooren, Kleinstmooren und Binnendünen im Hinblick auf die Vegetationsveränderungen der letzten 32 Jahre untersucht.

Als Referenz für die Erfassung der Vegetationsveränderungen diente neben Luftbildern eine 1963 erstellte Vegetationskarte. Diese wurde nach den Kartiereinheiten des Niedersächsischen Biotopkartierschlüssels aufgearbeitet und mit der im Rahmen dieser Arbeit angefertigten Biotoptypenkarte verglichen. Mit einem Tabellenkalkulationsprogramm konnten die in Rastergraphiken umgewandelten Vegetationskarten statistisch ausgewertet und verglichen werden. Mit dem statistischen Kartenvergleich wurde die Biotoptypenentwicklungen des kleinräumigen Vegetationsmosaikes USG exakt erfaßt.

Für das Gebiet konnte als übergreifende Entwicklung die Verbuschung und Wiederbewaldung auf aus der Nutzung entlassenen Flächen der Niedermoore und Binnendünen sowie auf natürlich baumfreien Biotoptypen der Kleinstmoore festgestellt werden. In den Niederungen verzeichneten die Erlen- und Birkenbruchwälder eine Flächenzunahme von 71%. Auf den eutrophen Niedermooren breiteten sich stabile Hochstaudenfluren auf Kosten nährstoffärmerer Sumpf- und Grünlandgesellschaften aus.

Die gehölzfreien Biotoptypen der Kleinstmoore nahmen um 70% ab. Auf den infolge der extensiven Torfgewinnung bewaldeten Moorflächen sind durch den Verfall der Entwässerungssysteme Tendenzen zur Regenerierung des Torfwachstums aus den Torfstichen zu beobachten.

Die Sandheiden auf den Binnendünen zeigten die höchsten Abnahmeraten und wurden in den 32 Jahren nahezu vollständig von Kiefernanflugwald ersetzt. Der Waldanteil der Binnendünen nahm von 13% auf 64% zu. Eine Weiterentwicklung zu Mischwäldern deutet sich an.

Literatur:

BERNING, A.; STELZIG, V.; VOGEL, A. (1987) Nutzungsbedingte Vegetationsveränderungen an der mittleren Ems. In: Schubert, R. (Hrsg.), Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. Teil 2. Wissenschaftl. Beiträge Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg 25: 98-109.

BERTRAM, R. (1988) Pflanzengesellschaften der Torfe nordniedersächsischer Moore und die Abhängigkeit dieser Vegetationseinheit von der Wasserqualität. - Dissertationes Botanicae 126.

BOHN, U.; TRETER, U.; RÖMER, J. (1963) Vegetationskarte Rieper Kinderberg (unveröff.), Archiv Bundesamt für Naturschutz Bonn.

BRAHE, P. (1969) Zur Kenntnis oligotropher Quellmoore mit *Narthecium ossifragum* bei Hamburg. - Schriftenreihe Vegetationskunde 4: 75-83.

BRIEMLE, G. (1980) Untersuchungen zur Verbuschung und Sekundärbewaldung von Moorbrachen im Südwestdeutschen Alpenvorland. - Dissertationes Botanicae 57.

DER HEIMATBORN (1956) Auch Riepe ist schon sehr alt, 1956/25: 2, Rotenburg/Wümme.

DIERSCHKE, H. (1994) Pflanzensoziologie. UTB, Stuttgart.

DIERSCHKE, H.; WITTIG, B. (1991) Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwest-Deutschland) - Veränderungen in 25 Jahren (1963-1988). - Tuexenia 11: 171-190.

DIERSSEN, K. (1987) Hemerobiestufen des Feuchtgrünlandes in Schleswig-Holstein. In Schubert W.; Hilbig, R. (Hrsg.), Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. Wissenschaftl. Beitr. Martin-Luther Univ. Halle-Wittenberg 2: 4-25.

DIERSSEN, K. (1988) Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins, 2. Aufl., Schriftr. d. Landesamtes für Naturschutz u. Landschaftspfl. Schlesw.-Holst., Kiel.

DRACHENFELS, O. VON (1994) Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach §28a und §28b geschützten Biotope. Heft A/4, Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen, Hannover.

DRACHENFELS, O. VON (1996) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen, Hannover.

ENGELSCHALL (1996) Vegetationsentwicklung von 1963 bis 1995 im Rieper Kinderberg-Gebiet, ein Niedermoor-Kleinstmoorkomplex in der Oberen Wümmeniederung, Diplomarbeit Uni Hamburg (unveröff.).

GARLEFF, K. (1968) Geomorphologische Untersuchungen an geschlossenen Hohlformen ("Kaven") des Niedersächsischen Tieflandes. Selbstverlag Geograph. Inst. Univ. Göttingen.

GARVE, E. (1993) Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Informationsdienst Naturschutz Nieders. 1993/1: 1-37. Nieders. Landesamt für Ökologie, Hannover.

GRIESE, F. (1987) Untersuchungen über die natürliche Wiederbewaldung von Heideflächen im niedersächsischen Flachland, Dissertation, Univ. Göttingen.

GRÖNGRÖFT, A. (1985) Praktikumsbericht der Bodenkartierung Rieper Kinderberg Ost. Unveröff. Polykopie, Univ. Hamburg.

HACKER, E. (1970) Die Böden des Hamme-Wümme-Gebietes, Landschaftshaushalt und Landschaftsentwicklung im Hamme-Wümme Gebiet. Landschaft und Stadt. Beiheft 5: 1-26.

HARTMANN, W. (1969) Kulturlandschaftswandel im Raum der mittleren Wümme seit 1770. Landschaftshaushalt und Landschaftsentwicklung im Hamme-Wümme Gebiet. - Landschaft und Stadt Beiheft 2: 1-55.

HEIMATBUND ROTENBURG / WÜMME (Hrsg.) (1958) 600 Jahre Lauenbrück. Rotenburger Schriften Sonderheft 1, Rotenburg.
JEFFERSON, R.G.; USHER, M.B. (1994) Ökologische Sukzession und die Untersuchung und Bewertung von Nicht-Klimax-Gesellschaften. S. 66-82 In: Usher, M.B. (Hrsg.), Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Quelle & Meyer, Heidelberg & Wiesbaden.
JESCHKE, L. (1993) Das Problem der zeitlichen Dimension bei der Bewertung von Biotopen. - Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz 38: 77-86.
JÜRGENS, N. (1985) Kinderberg-Gebiet bei Riepe. Unveröff. Bericht, Polykopie.
KRAUSE, A.; SCHRÖDER, L. (1993) Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland. Potentielle natürliche Vegetation Blatt CC 3118 Hamburg-West 1:200000. Schriftenr. Vegetationsk. 14. Bonn-Bad Godesberg.
KÜCHLER, A.W. (1988) Mapping dynamic vegetation. In: Küchler, A.W.; Zonnefeld, J.S. (Hrsg.) Vegetation mapping. Handb. Veg. Sci. 10. Kluwer, Dordrecht.
KUHN, G.; SCHOPP, J.; PFADENHAUER, J. (1997) Kozept eines Geographischen Informationssystems für das Europareservat Wurzacher Ried. In: Kratz, R.; Suhling,F. (Hrsg.): GIS im Naturschutz: Forschung, Planung, Praxis. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
KUNTZE, H. (1984) (Hrsg.): Bewirtschaftung und Düngung von Moorböden. Ber. d. Bodentechnolog. Inst. d. Niedersächs. Landesamtes f. Bodenforschung Hannover.
KUNTZE, H. (1991) Einfluß der Trophie auf den Erfolg der Hochmooregeneration. – Mitt. NNA 2/1: 28-31.
LEUSCHNER, C. (1993) Forest dynamics on sandy soils in the Lüneburger Heide area, NW Germany. S. 53-60 in: Runge, M. (Hrsg.), Heath succession. Scripta Geobotanica 21, Göttingen.
LÜTKEPOHL, M. (1993) Schutz und Erhaltung der Heide. Leitbilder und Methoden der Heidepflege im Wandel des 20. Jh. am Beispiel des NSG Lüneburger Heide. NNA-Berichte 3: 10-19.
LÜTT, S. (1992) Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. Mittlg. AG Geobot. Schlesw.-Holst. und Hamburg 43. Kiel.
MÜLLER, J.; ROSENTHAL, G.; UCHTMANN, H. (1992) Vegetationsveränderung und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. Tuexenia 12: 223-244.
NICK, K.J. (1993) Moor und Wasser - Leegmoorprojekt. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 29: 3-12.
NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (1993) Niedersächsisches Naturschutzgesetz, Hannover.
OBERDORFER, E. (1990) Pflanzensoziologische Exkursions-Flora, Ulmer, Stuttgart.
OTTO, H.-J. (1994) Waldökologie. UTB, Stuttgart.
PFADENHAUER, J. (1993) Vegetationsökologie - ein Skriptum. IHW-Verlag, Eching.
PLACHTER, H. (1991) Naturschutz, UTB, Stuttgart.
POSCHLOD, P. (1988) Regeneration von Torfabbaugebieten in Abhängigkeit von Abbauweise und Abbaualter. Tuexenia 8.
POTHMANN, G.; VOGEL, A. (1999) Naturschutzfachliche Effizienzkontrolle des Pflege- und Entwicklungsplans NSG Emsdettener Venn. LÖBF-Mitt.1/99.
POTT R. (1992) Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. UTB, Stuttgart.
PREISING, E.; VAHLDE, H.-C.; BRANDES, D.; HOFMEISTER, H.; TÜXEN, J.; WEBER, H.E. (1990) Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens- Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme, Wasser und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. Naturschutz und Landschaftspfl. Niedersachs. 20/8: 47-161, Hannover.
PREISS, H. (1982) Vegetation und Nährstoffumsatz von Flachmoorbiotopen im Raum von Bad

Tölz unter Berücksichtigung von Nutzungsänderungen. Diss., Techn. Univ. München.
RIECKEN, U.; RIESE; U.; SSYMANK, A. (1994) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der BRD. 41. Bundesamt für Naturschutz, Kilda, Bonn-Bad Godesberg.
RINGLER, A. (1993) Biotopverluste als Kriterium für eine Rote Liste. Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 38: 179-235, Kilda, Bonn-Bad Godesberg.
ROSENTHAL, G. (1992a) Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. – Diss. Bot. 182.
ROSENTHAL, G. (1992b) Problempflanzen bei der Extensivierung von Feuchtgrünland. NNA-Berichte 5/4: 27-37.
ROWECK, H. (1995) Landschaftsentwicklung über Leitbilder? LÖBF-Mitteilg. 1995/4: 25-34.
SCHENK, H. J.; BOTKIN, D. B. (1993) Long term dynamics on nutrient-poor sandy soils in northern Germany - Projections of a forest growth model. S. 105-117 in: Runge, M. (Hrsg.), Heath succession. - Scripta Geobot. 21.
SCHRAUTZER, J. (1988) Pflanzensoziologische und standörtliche Charakteristik von Seggenriedern und Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein. Mittlg. AG Geobot. Schlesw.-Holst. und Hamburg 38. Kiel.
SCHUBERT, R. (1991) Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Fischer, Jena.
SCHWAAR, J. (1990) Vegetationsentwicklung von aus landwirtschaftlicher Nutzung entlassenem Grünland. - Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 31: 124-130.
SUCCOW, M. (1988) Landschaftsökologische Moorkunde. Borntraeger, Berlin & Stuttgart.
SUCCOW, M.; JESCHKE, L. (1990) Moore in der Landschaft. Urania, Leipzig, Jena & Berlin.
TÜXEN, J.(1983) Die Schutzwürdigkeit der niedersächsischen Kleinsthochmoore im Hinblick auf ihre Vegetation. - Tuexenia 3: 423-435.
TÜXEN, J.(1990) Grundzüge einer Geologie der Moore im niedersächsischen Flachland. Moor und Torf in Niedersachsen, Niedersächs. Akad. Geowiss. 5: 5-21.
VÖLKSEN, G. (1993) Die Entstehung der Kulturlandschaft Lüneburger Heide. - NNA-Berichte 3: 4-9.
WAGNER, C. (1994) Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* EHRH. in Hochmooren Schleswig-Holsteins unter besonderer Berücksichtigung von Regenerationsprozessen in Torfstichen. Mittlg. AG Geobot. in Schlesw.-Holst. und Hamburg 48, Kiel.
WEBER, H. E. (1978) Vegetation des Naturschutzgebietes Balksee und Randmoore. - Naturschutz und Landschaftspfl. Niedersachs. 9.

Dipl. Biol. Barbara Engelschall
25335 Altenmoor 9
E-Mail: barbara.engelschall@t-online.de
Homepage: www.altenmoor9.de/bio

Prof. Dr. Norbert Jürgens
Botanisches Institut Universität Köln
Gyrhofstraaaße 15
50931 Köln

Anhang

Tab.2: Arten der Roten Liste Niedersachsen (GARVE 1993), die 1995 im USG Rieper Kinderberg kartiert wurden. Standortangaben nach OBERDORFER (1990).

ART	FAMILIE	RL NIEDERS. TIEFLAND	STANDORT
Andromeda polifolia	*Ericaceae*	3	Hoch-, Zwischenmoore
Caltha palustris	*Ranunculaceae*	3	Grünland Niedermoore
Carex echinata	*Cyperaceae*	3	Bruchwald
Carex elongata	*Cyperaceae*	3	Bruchwald
Carex panicea	*Cyperaceae*	3	Grünland Niedermoore
Dactylorhiza maculata	*Orchidaceae*	3	(Grünland Niedermoore)
Dactylorhiza majalis	*Orchidaceae*	2	Grünland Niedermoore
Drosera rotundifolia	*Droseraceae*	3	Hoch-, Zwischenmoore
Drosera intermedia	*Droseraceae*	3	Hoch-, Zwischenmoore
Dryopteris cristata	*Aspidiaceae*	2	Bruchwald
Gentiana pneumonanthe	*Gentianaceae*	2	Grünland Niedermoore
Lysimachia thyrsiflora	*Primulaceae*	3	Grünland Niedermoore
Menyanthes trifoliata	*Menyanthaceae*	2	Graben, Stillgewässer
Myrica gale	*Myricaceae*	2	Moorgebüsche
Narthecium ossifragum	*Liliaceae*	2	Hoch-, Zwischenmoore
Ophioglossum vulgatum	*Osmundaceae*	2	Grünland Niedermoore
Osmunda regalis	*Osmundaceae*	3	Bruchwald
Platanthera bifolia	*Orchidaceae*	2	Grünland Niedermoore
Ranunculus aquatilis	*Ranunculaceae*	2	Graben, Stillgewässer
Rhinanthus minor	*Scrophulariaceae*	3	Grünland Niedermoore
Rhynchospora alba	*Cyperaceae*	3	Hoch-, Zwischenmoore
Rhynchospora fusca	*Cyperaceae*	2	Hoch-, Zwischenmoore
Salix repens	*Salicaceae*	3	Grünland Niedermoore
Succisa pratensis	*Dipsacaceae*	3	Grünland Niedermoore
Thelypteris palustris	*Thelypteridaceae*	3	Bruchwald
Vaccinium oxycoccus	*Ericaceae*	3	Hoch-, Zwischenmoore
Vaccinium uliginosum	*Ericaceae*	3	Bruchwald
Valeriana dioica	*Valerianaceae*	3	Grünland Niedermoore
Veronica longifolia	*Scrophulariaceae*	3	(Grünland Niedermoore)

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte des Botanischen Vereins zu Hamburg

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: 19

Autor(en)/Author(s): Jürgens Norbert, Engelschall Barbara

Artikel/Article: Vegetationsentwicklung im Rieper Kinderberg-Gebiet von 1963 bis 1995 - Vergleich historischer und aktueller Vegetationskarten 99-124