

# Zur Dynamik der Feuchtgebiete in der Nordheide

– Beobachtungen an vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen im Wassergewinnungsgebiet Nordheide

Frank Klötzli

Zur Einleitung seien ein Zustand und ein Szenario gegeben, die uns die Dynamik in der Vegetation der Nordheide veranschaulichen.

Der Zustand: Ein Jahr nach Beginn der Grundwasserförderung werden einige bemerkenswerte Pflanzenarten vermisst. Man schlägt Alarm und verlangt einen Augenschein. Dabei ergibt sich das folgende Szenario aus den achtziger Jahren. Es soll der aktuelle Zustand schützenswerter Feuchtgebiete in der Nordheide diskutiert werden. Eine Gruppe von Fachleuten trifft sich. Vorweg behauptet eine Gruppe, es seien viele bemerkenswerte Arten in den letzten Jahren nicht mehr festgestellt worden. Ob eine Grundwasserabsenkung wohl die Ursache sein könnte?

Die andere Gruppe nimmt dies zur Kenntnis. Aber schon beim ersten Augenschein im Feld stellt diese Gruppe das Vorhandensein der meisten vermissten Arten fest.

Eine ziemlich penible Situation! Wer Recht hat, scheint a priori festzustehen. Doch so einfach ist die Beurteilung nicht.

Nach weiterer Diskussion stellt sich heraus, dass es nicht nur auf „das gute Auge“ ankommt. Auch der Zeithorizont spielt eine Rolle, das Jahr des Besuches und die Beurteilungsfähigkeit des Experten, aus einzelnen Indikator-Pflanzen aus der Gesamtheit der vorhandenen Arten die wichtigsten Schlüsse zu ziehen.

Fazit: Ein Momentan-Zustand ist für die Beurteilung des Standortes nur mit Vorbehalten brauchbar. Erst Zeitreihen und das geschulte Fachpersonal, solche in ihrer Dynamik entsprechend zu interpretieren, schützen vor falschen Schlussfolgerungen.

Mit dem Folgenden soll versucht werden, die Methoden zur Ansprache des tatsächlichen Zustandes eines Standortes – das sog. „Monitoring“ – darzustellen. Den Ursachen von Fehlern soll nachgegangen und die Zuverlässigkeit einer längeren Beobachtungsperiode

erläutert werden. Über allem steht jedoch die Frage: Was ergeben sich für vegetationskundlich-naturschützerische Probleme bei der Grundwasserentnahme in der Nordheide?

## 1 Veranlassung und Problemstellung

Auftrag und Problemstellung der vegetationskundlichen Untersuchungen war es zu prüfen, ob im Gebiet der Nordheide, innerhalb des NSG „Lüneburger Heide“ (Perimeter siehe Abbildung 1), durch Grundwasserentnahmen der Hamburger Wasserwerke (HWW) Veränderungen an schützenswerter Vegetation der Feuchtgebiete entstehen.

Zur Beurteilung möglicher Veränderungen in den einzelnen Feuchtgebieten wurden außer den jährlichen Vegetationsaufnahmen im Frühjahr vereinzelt auch Feldbegehungen im Herbst und Winter unternommen.

Im Einzelnen sollten die folgenden Fragen beantwortet werden:

1. Ist eine Beeinflussung der schützenswerten Feuchtgebiete in der Nordheide durch die vorgesehenen Grundwasserentnahmen überhaupt möglich?
2. Wenn ja: Werden wesentliche Elemente dieser Feuchtgebiete oder gar alle Feuchtgebiete nachteilig beeinflusst?
3. Wenn ja: Welche Typen von Feuchtgebieten werden evtl. besonders benachteiligt?
4. Wenn ja: Lassen sich hydraulische Maßnahmen zur Milderung solcher Veränderungen ergreifen?
5. Wird gegebenenfalls auch die Wasserführung einzelner oder aller Bäche ungünstig verändert?

Alle Fragen sollen zu einer umfassenden Sicherung der schützenswerten Feuchtgebiete führen. Ihre Beantwortung ergibt sich im Abschnitt Diskussion und Schlussfolgerungen.

*Prof. em. Dr. sc. nat. Frank Klötzli,  
Geobotanisches Institut der ETH Zürich im Auftrag  
der Hamburger Wasserwerke GmbH (HWW)*

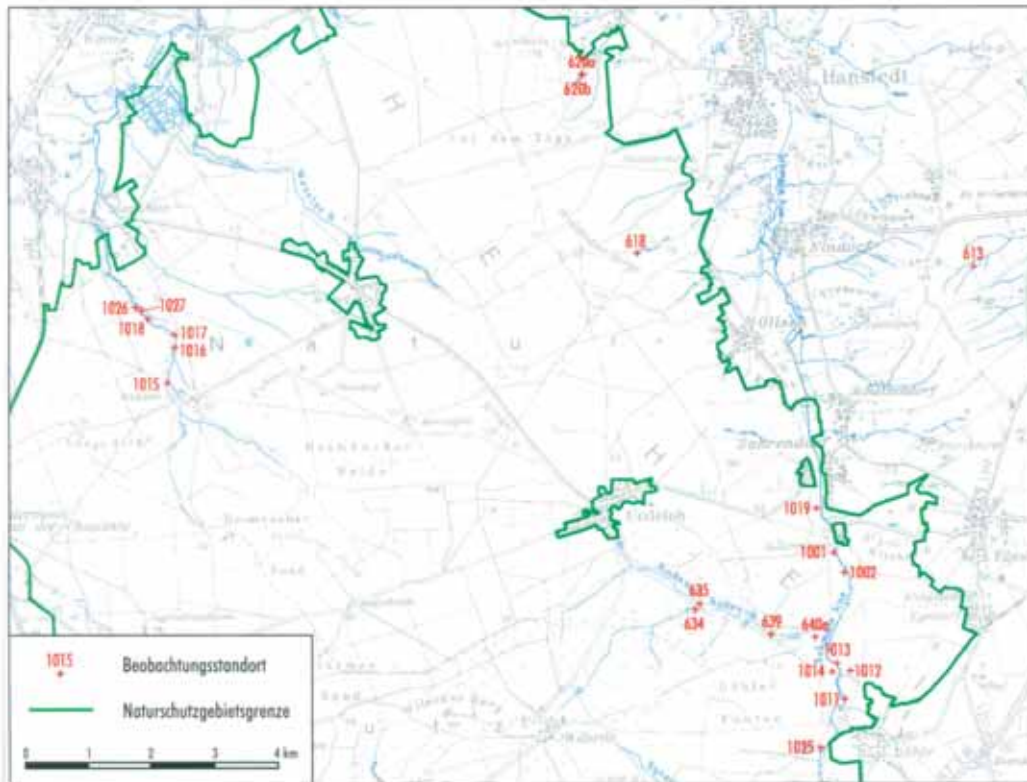


Abbildung 1: Ungefährer Perimeter der untersuchten Dauerbeobachtungsflächen

## 2 Methoden

### 2.1 Vorbereitende Überlegungen

Bei ökologischen Feldarbeiten dieser Art müssen einige Überlegungen angestellt werden, die mit „Freiheiten in der ökologischen Forschung“ verbunden sind und deren ökologische Kompatibilität geprüft werden muss (ausführlich in KLÖTZLI 1993, 1994).

Nachhaltig wirksame Kontrollen auf den Untersuchungsflächen können nur unter Berücksichtigung der nachfolgenden ökologischen Prinzipien durchgeführt werden.

Jede Arbeit am Ökosystem verlangt, dass Reaktionen

- der Lebensgemeinschaft
- des Einzel-Organismus
- im Wasser- und Nährstoffkreislauf
- im Stoff- und Energie-Haushalt
- auf systemfremde Organismen und Stoffe

nur im gesamten Ökosystem analysiert werden können.

Überdies muss berücksichtigt werden, dass kein modernes menschengepprägtes System zur Gänze an die Naturgesetzmäßigkeiten adaptierbar ist.

Mit Vorteil werden wir Kontrollflächen in möglichst naturnahen Pflanzengesellschaften anlegen müssen, wo Veränderungen eher interpretierbar sind als in variabel bewirtschafteten, anthropogenen Ökosystemen.

### 2.2 Die Methode vegetationskundlicher Aufnahmen

Für die Inventarisierung von Dauerflächen wird die felddaugliche Methode nach Braun-Blanquet weltweit als hinreichend genau, zielführend und erfolgreich betrachtet (Beispiele: DIERSCHKE 1994, WILMANN 1998, MUELLER-DOMBOIS und ELLENBERG 1974).

Dabei wird Quantität und Qualität der einzelnen Vegetationsschichten (im Wald: Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht; im Grasland: untere und obere [sowie evtl. mittlere] Krautschicht) geschätzt und zwar bezüglich ihrer „Artmächtigkeit“ (Abbildung 2). Dazu wird die in Abbildung 3 dargestellte Skala verwendet. Diese lässt sich übertragen in die beigefügten Skizzen der Deckungsprozent bzw. der einzelnen Verteilungsmuster der Arten. „Artmächtigkeit“ bezieht sich somit in den niederen Deckungsprozenten (+, 1, 2) auch auf die Häufigkeit der Arten. Wenig deckende Arten (zum Beispiel Schachtelhalm) können auch mit Ziffer 2 (5 – 25 % Deckung) belegt werden.

Geschätzt werden zunächst eine besonders dichte und eine dünn besiedelte Teilfläche als „Eckpfeiler“ sowie Stichproben aus der übrigen zu inventarisierenden Aufnahmefläche. Daraus ergibt sich die durchschnittliche geschätzte Ziffer für jede Pflanzenart beziehungsweise für die Deckungsprozent der gesamten Krautschicht. Entsprechend wird für die übrigen Schichten vorgegangen.

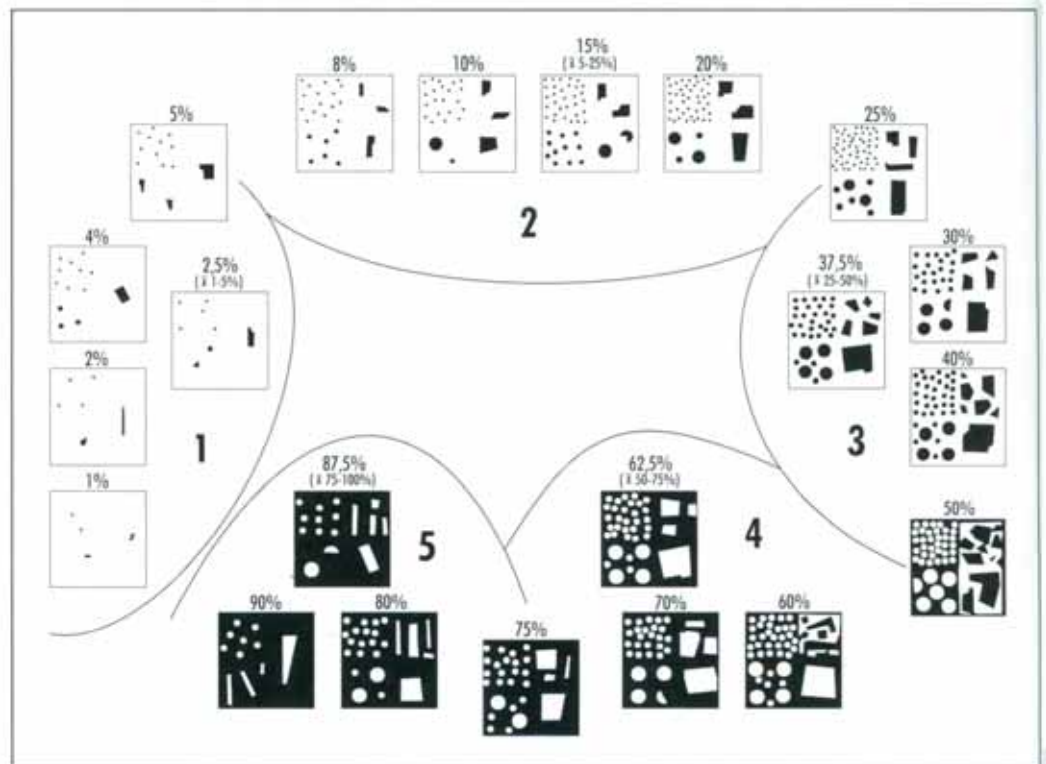


Abbildung 2: Schätzung von Deckungsgrad und Artmächtigkeit (aus DIERSCHKE, 1994)

Zur Erstellung solcher Aufnahmen braucht es eine sehr gute Artenkenntnis, die selbstverständlich auch vor nichtblühenden Pflanzenarten nicht Halt macht. Für die Heide liegen umfangreiche Pflanzenarten-Inventare vor,

auch unter Betonung von seltenen und gefährdeten Arten (vergleiche zum Beispiel KAISER & VON HARLING 1998, DAHL et al. 1981, QUAST & QUAST 1979, BARTHLOTT & WINIGER 1998, KLÖTZLI 1998, MC

Lü.H.N. 620a (1028a) Dierkshausen Gagelbusch	Jahr																										
	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	
Myrica gale	f																										
Molinia caerulea	wf																										
Erica tetralix	f																										
Narthecium ossifragum	ff																										
Frangula alnus																											
Sphagnum recurvum ssp. apic	f																										
Sphagnum acutifolium M	f																										
Chiloscyphus pallescens M	f																										
Eriophorum angustifolium	ff																										
Sphagnum palustre	ff																										
Aulacomnium palustre	f																										
Hypnum ericetorum	ff																										
Potentilla erecta																											
Sphagnum squarrosum M	ff																										
Vaccinium myrtillus																											
Salix cinerea	f																										
Carex fusca	f																										
Lophocolea spec. M	f																										
Sphagnum magellanicum M	ff																										
Betula pubescens																											
Polytrichum commune M	f																										

- + ein oder wenige Exemplare
  - 1 viele Exemplare, aber unter 5% deckend
  - 2 sehr viele Exemplare, über 5% deckend, wenn unter 5%, dann sehr viele dünne Sprosse (z.B. Schachtelhalm)
  - 3 Deckung der Art: 25 - 50%
  - 4 Deckung der Art: 50 - 75%
  - 5 Deckung der Art: 75 - 100%
- Zeigereigenschaften:  
 ff Nässe - Zeiger  
 f Feuchte - Zeiger  
 wf Wechselfeuchte - Zeiger  
 (f) Schwacher Feuchte - Zeiger

Abbildung 3: Beispiel für die Entwicklung der Dauerbeobachtungsfläche 620a (Gagelbusch) (aus WALTHER et al. 1999)

Dauerfläche	Gebiet/Bereich	Pflanzengesellschaft <sup>1</sup>	Legende
1015 B 1016 B 1017 W 1018 M	Wehlen (N) "gelb" ● (Seeve)	138-144 125-128 45-51 mit (82/83) Staufläche: 311 mit (27)	Dauerflächen: B, Q, M, W s. bei Tab. 3 Nummern s. Bei DAHL et al. 1981 & KLÖTZLI 1982  Gebiet: gemäß Zusammenstellung in DAHL et al. 1981 "gelb", "rot" = Gefährdung gemäß Unterlage 9  Pflanzengesellschaften: gemäß DAHL et al. 1981 (dort auch Gefährdung von Pflanzen und Pflanzengesellschaften)
1026 Q 1027 B	Inzmühlen (S) "gelb" ● (Seeve)	165 mit 85 und 64 (65) 129-137	1 Nitelletum flexilis 4 Sphagnetum cuspidato-obesi
1019 W	Sahrendorf (S) "rot" ● (Schmale Aue)	ehem. Drainfläche: 38-40 mit 33	165 Berula erecta-Bestand 21 Sparganium erectum-Bestand 25 Caricetum paniculatae 27 Caricetum rostratae 311 Caricetum distichae
1001 B 1002 M	Sudermühlen (S) "gelb" ● (Schmale Aue)	129-137 (v.a. 132, 136) u. 138-144 79, 80 mit (21) u. (27)	33 Rumici crispi - Alopecuretum geniculati 38-40 Lolio-Cynosuretum lotetosum uliginosi 411 artenarme Wiesen 44 Alopecurus pratensis-Bestand 45-51 (Senecioni-) Juncetum acutiflori 57 Calthion-Ges. (Z.B. Brauseggen-Dotterblumenwiese mit Glyceria fluitans 64 Cardaminetum amarae 65 Montietum rivularis
639 W 640a M  634 M 635 W/M	Sahrendorf (SW) "gelb" ●  "rot" ● (Radenbach)	57 mit Anklängen an (33), (38-40), (45-51), (73), (82/3) 86 mit Anklängen an (87-90), (91-96) und Sukzessions-Tendenz zu 85  69 + 72, 211 mit 4 45-51 mit (76,77)	69 } Eriophora angustifoliae - Sphagnetum apiculati (fallacis) 72 } 73 Juncetum filiformis 76 } Agrostis canina-Bestand 77 }
1011 B 1012 Q 1013 W 1014 W 1025 W	Döhle (W) "gelb" ● (Schmale Aue)	125-128 165 mit (1) u. (64) 38-40 mit 33 138-144 411, heute 44 mit (33)	79 Potentilla palustris-Facies 80 Menyanthes trifoliata-Bestand 82, 83 Juncus effusus-Bestände 85 Erico tetralicis - Sphagnetum magellanici 86 Eriophorum vaginatum - Sphagnum recurvum-Ges. 87-90 Narthecietum ossifragi 91-96 Ericetum tetralicis (mit Sphagnum apiculatum) 114-117 Myricetum gale
620 a/b M	Dierkshausen (S)	114-117 mit 87-90 (Sukzession)	125-128 Carici elongatae - mit Sphagnum 129-137 } Alnetum { mit Cardamine amara 138-144 } { mit Ranunculus repens
613 B 618 Q	Ahrberg u. Hanstedter Berge	138-144 64	

<sup>1</sup> im Bereich der Dauerflächen (Nummerierung nach DAHL et al. 1981)

LAUGHLIN & MINEAN 1995; vergleiche auch WHEELER 1993).

### 2.3 Zur Auswertung von Vegetationsaufnahmen

Die Auswertung einzelner Vegetationsaufnahmen erfolgt pflanzensoziologisch und ökologisch (für Einzelheiten siehe zum Beispiel in MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974, DIERSCHKE 1994 u.a.). Einzelne charakteristische Arten sowie die gesamte Artenkombination erlauben die Zuordnung zu Pflanzengesellschaften (Zusammenstellung

siehe Tab. 1), die eine bestimmte Aussage über die Qualität des besiedelten Standortes<sup>1</sup> gestattet oder dann über die direkte Wirkung der Standortfaktoren auf Einzelpflanze & Vegetation<sup>2</sup> (zum Beispiel Erfassung von Änderungen im Wasser- & Nährstoff-Haushalt).

Eine Zusammenstellung der in der Heide gegenwärtigen Pflanzengesellschaften inklusive ihrer Schutzwürdigkeit & Gefährdung, vermittelt DAHL et al. (1981). Diese Unterlagen wurden in KLÖTZLI (1982) ausgewertet, insbesondere zur Auswahl der Dauerflächen (über ihre intrinsische Dynamik, ihre Fluktuationen siehe zum Beispiel KLÖTZLI 1993a, b, 1994, 1997; über Gefährdung und Ursachen des Rückgangs siehe auch KLÖTZLI 1981; Auszug siehe Tab. 2, 3, 5 und 6; vergleiche auch KAULE 1991).

Tabelle 1: Dauerflächen/pflanzensoziologische Zugehörigkeit (nach DAHL et al. 1981, siehe auch KLÖTZLI 1982, Tab. 2, 3)

<sup>1</sup> Standort als Ausdruck für das Zusammenwirken von Klima, Relief und Boden sowie der Zeit

<sup>2</sup> Standortfaktoren, wie energetische, chemische, mechanische & biotische Faktoren und das Wasser

**Tabelle 2: Zum Vergleich: Durchschnittliche Veränderungen in den Pflanzenarten der Krautschicht von schweizerischen Buchenwäldern (in % der früheren Artenzahl der Vegetationsaufnahmen; neuere Aufnahmen stammen aus der Vegetationsperiode 1994; aus KLÖTZLI 1997)**

	Zeitraum (Jahre)	gemeinsame Arten	verschwundene Arten	hinzugekommene Arten
<b>Nordschweiz</b>	30 - 58			
Spanne		30 - 86	14 - 70	0 - 200
Durchschnitt		50	50	35
z. Vgl. Spezialfälle				
• $\Delta$ standort; nur durch $\Delta$ baumschicht und $\Delta$ licht		-30	70	20
• $\Delta$ standort; durch Neupflanzung vor ca. 50 Jahren		40	60	100
• $\Delta$ standort; nur $\Delta$ licht (stärkere Aufflichtung)		70 - 90	10 - 30	20 - 150
<b>Südschweiz</b>				
• montane Stufe ( $\Delta$ -Licht)	32	50	50	15
• kolline Stufe ( $\Delta$ t in Vegetationsperiode 2-3 °C) (S-Hang bis 600 m) (N-Hang bis 400 m)	34	40	60	30
$\Delta$ : = Veränderung, Unterschied		Anzahl ausgewerteter Aufnahmen: je 100-150		

Aber nicht nur die Gesellschaft, sondern auch (nahezu) jede inventarisierte Pflanzenart hat sog. Zeiger-Eigenschaften und gibt Aufschluss über die Wirkung der wichtigsten Standortfaktoren. Somit ergibt sich bei langjährigen Zeitreihen die Möglichkeit, von Aufnahmen derselben Dauerfläche eine Aussage zu liefern über die natürlichen Veränderungen der Artenzusammensetzung und ihrer möglichen Bedeutung oder dann bei „gerichteten Veränderungen“ (zum Beispiel von feucht zu trocken, von nährstoffreich zu -arm) über die Art der Änderung in gegebener Zeitspanne (zum Beispiel Zunahme von Arten trockenerer Standorte bei trockenfallenden beziehungsweise drainierten Flächen, vergleiche die Beurteilung von Feuchtgebieten in KLÖTZLI 1982). Solche statistisch fassbaren Zeitreihen-Analysen sind in TOPOS (1996, 1999), KLÖTZLI (1995) sowie KLÖTZLI (1997, S. 216 - 217) beschrieben worden.

Rein optisch lässt sich die Entwicklung gemäß Abbildung 3 darstellen (siehe zum Beispiel in KLÖTZLI 1993, 1994, 1997, WALTHER et al. 1999). Dabei ist die Sukzession in Richtung Hochmoor sichtbar, betont durch das Ausklingen und das Anlaufen zweier Artengruppen. Das Vorkommen der einzelnen Arten ergibt sich durch die Übersetzung der Artmächtigkeitsziffern in die Balkendiagramme. Damit wird das dynamische Bild solcher Veränderungen augenfälliger.

## 2.4 Statistische Methoden bei der Auswertung vegetationskundlicher Daten

Diese mit neuen statistischen Methoden erfassbaren Trends in der Vegetationsentwick-

lung (vergleiche TOPOS 1996, 1999) müssen auf ihre Relevanz im Zusammenhang mit der Erhaltung schützenswerter Vegetation geprüft werden (Zusammenstellung in KLÖTZLI 1982 auf der Grundlage von DAHL et al. 1981, QUAST & QUAST 1979, und in diesem Beitrag mit neuerer Literatur zur Lüneburger Heide in LUETKEPOHL & TÖNNIESSEN 1992, TÖNNIESSEN 1996, RADEMACHER & TÖNNIESSEN 1995, BLUME-WINKLER et al. 1995, GORISSEN 1998, zur Entstehung siehe POTT & HÜPPE 1999, über Landschaftsveränderungen siehe LEUSCHNER & IMMENROTH 1994, über Gefährdung der Heide siehe auch RINGLER 1987).

Die Auswertungen erfolgten auf die übliche Weise mit drei verschiedenen Analysen aus dem Programmpaket MULVA-5 von WILD (1994) und TOPOS (1996). Alle hier verwendeten statistischen Methoden sind nicht nur aus der Vegetationsökologie entworfen. Teilweise stammen sie aus der Bevölkerungsdynamik und teilweise gar nicht aus der Biologie. Indessen ist deren Anwendung sehr wohl auf die Auswertung vegetationskundlicher Daten übertragbar.

### 1. Autokorrelation mit dem Faktor Zeit

Bestimmung der zeitlichen Heterogenität der Aufnahmen einer Dauerfläche (siehe Abbildung 4a) oder dann der Homogenität der Zeitreihe.

### 2. Korrelation in der „fuzzy ordination“

Mittels eines Korrelationskoeffizienten wird die Abhängigkeit des Vegetationsgradienten vom untersuchten Standortfaktor gemessen zum Beispiel Feuchte, Nährstoffe, Bodenreaktion (siehe Abbildung 4b).

Overall Autocorrelation: -0.784  
 Squared Autocorrelation: 0.614

Correlogram

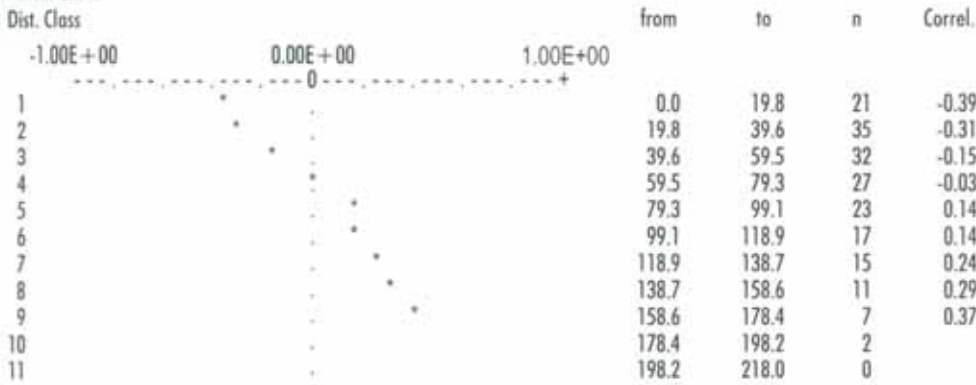


Abbildung 4a: Beispiel für eine hohe Autokorrelation (Fläche 620b); mögliche Werte zwischen 0 und 1

Correlation between real and apparent site factor: 0.9366  
 Squared Correlation: 0.8773

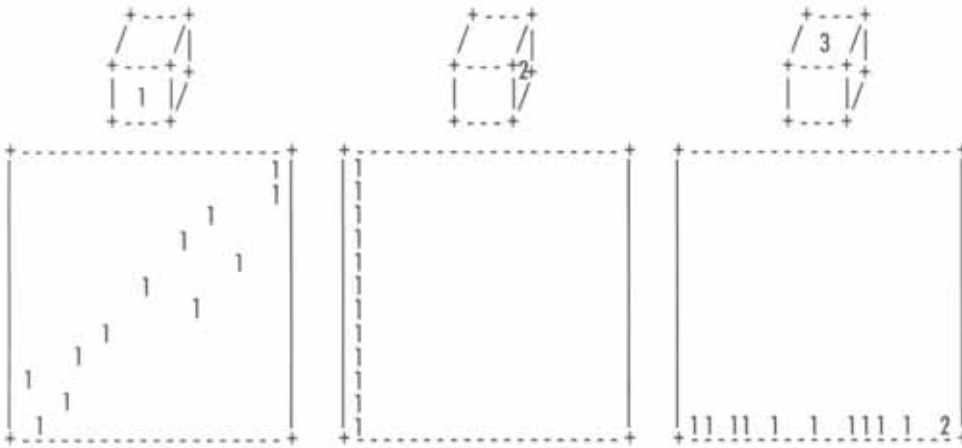


Abbildung 4b: Beispiel für eine hohe Korrelation in der „fuzzy ordination“ (Fläche 1011); mögliche Werte zwischen 0 und 1

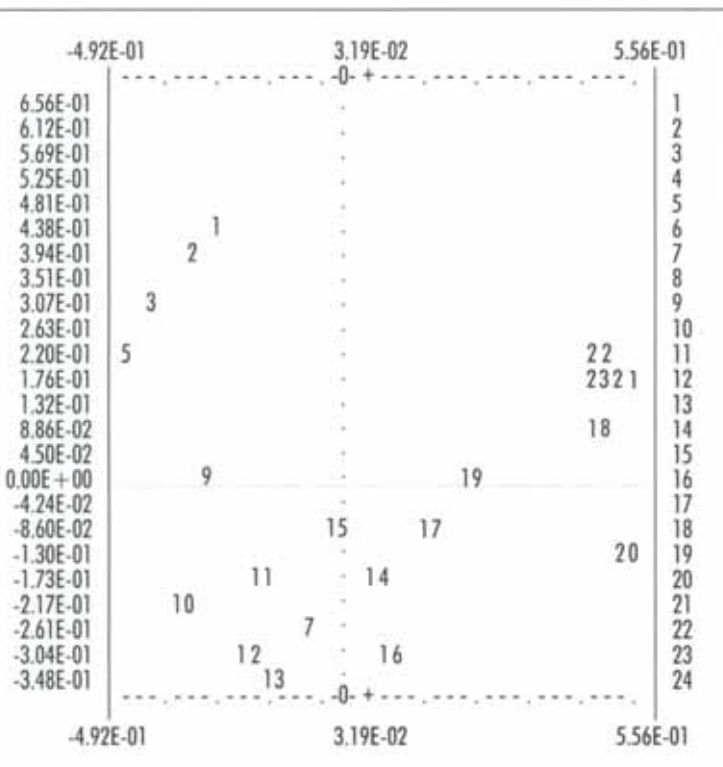


Abbildung 4c: Beispiel für einen sichtbaren Gradienten in der Ordination nach einer Hauptkomponentenanalyse (Fläche 635)

Veränderung	Autokorrelation mit Faktor Zeit	Korrelation "fuzzy ordination"	Ähnlichkeit
gerichtet (ev. gerichtet)	$\geq 0.7$ ( $\geq 0.65$ )	$\geq 0.9$ ( $\geq 0.88$ )	$\leq 0.6$ ( $\leq 0.65$ )
gerichtet (ev. gerichtet)	$\geq 0.7$ ( $\geq 0.65$ )	$\geq 0.88$ ( $\geq 0.86$ )	$\leq 0.45$ ( $\leq 0.5$ )
gerichtet (ev. gerichtet)	$\geq 0.8$ ( $\geq 0.75$ )	$\geq 0.92$ ( $\geq 0.9$ )	---

Nur wenn **alle** drei Analysewerte innerhalb der Grenzwerte für eine gerichtete Vegetationsveränderung liegen, ist diese eindeutig gerichtet.  
Im Grenzbereich für gerichtete Vegetationsveränderungen liegt eine Fläche dann, wenn **alle** Analysewerte mindestens innerhalb der Grenzwerte für eine eventuell gerichtete Vegetationsveränderung liegen.

Tabelle 3: Grenzwerte für (eventuell) gerichtete Vegetationsveränderungen. Es handelt sich um Erfahrungswerte (Tab. 1 aus TOPOS 1996, 1999).

### 3. Ordination nach einer Hauptkoordinatenanalyse beziehungsweise Ähnlichkeit

Berechnung einer Ähnlichkeitsmatrix, daraus werden Koordinaten für jede Vegetationsaufnahme generiert. Die Aufnahmen können auf diese Weise in einer zweidimensionalen Grafik dargestellt werden (siehe Abbildung 4c).

Die Analysen 4a und 4b geben Hinweise, ob die Vegetationsentwicklung in eine bestimmte Richtung geht (siehe Tab. 4). Bei gerichteten Vegetationsveränderungen sind die Werte in beiden Analysen groß (siehe Tab. 4). Hingegen sind sie klein, wenn es sich zum Beispiel um klimatisch bedingte Fluktuationen handelt. Die Analyse 4c zeigt, welche Aufnahmen sich ähnlich sind und ob ein Gradient erkennbar ist. Bei den Werten für die Ähnlichkeit sind zwei verschiedene Fälle zu unterscheiden:

1. Die Ähnlichkeit ist dann klein, wenn sich bei einer gerichteten Veränderung der Vegetationszusammensetzung das Artenspektrum stark verändert.
2. Auch bei einer gerichteten Vegetationsänderung kann die Ähnlichkeit relativ groß sein. Dies ist der Fall, wenn die Vegetationsveränderungen auf einer gerichteten Zu- oder Abnahme der Deckungswerte einzelner Pflanzenarten beruhen. Um in diesem Falle gerichtete von ungerichteten Veränderungen unterscheiden zu können, müssen jedoch die Werte für die Autokorrelation und die Korrelation in der „fuzzy ordination“ sehr hoch sein (siehe Tab. 4).

Die Benennung der Pflanzengesellschaften erfolgte nach POTT (1995) beziehungsweise DAHL et al. (1981) (Schutzwert siehe bei KAULE 1991).

### 2.5 Auswahl und Anlage von Dauerflächen

Fast 10 Jahre vor den ersten größeren Grundwasserentnahmen durch die HWW in

der Periode 1973 – 83 wurden von Prof. Dr. K. MEISEL 12 Dauer-(Beobachtungs-)Flächen mit der gleichen Methode (siehe Abschnitt 1) in der gesamten Nordheide eingerichtet (MEISEL 1984).

Von diesen wurden 1984 im NE-Bereich der Heide 9 Flächen übernommen und alle (inklusive der nach den Kriterien in diesem Abschnitt eingerichteten) Dauerflächen wurden in der Regel im Mai kontrolliert und analysiert (Tab. 1). Mit über 20 solcher Messreihen, vor allem im NE-Teil der Nordheide, kann nach den bisherigen Erfahrungen garantiert werden, dass sich nach 15 – 25 Jahren jährlich durchgeführter Mess-Kampagnen eindeutige, gesicherte Trends feststellen lassen, falls überhaupt gerichtete Änderungen eintreten sollten.

Kriterien zur Auswahl und Anlage von Dauerflächen richten sich nach Aufgabe und Problemstellung (vergleiche KLÖTZLI 1982). Zusätzlich sind für die Anlage von Dauerflächen, die über längere Zeiträume benutzt werden sollen, einige Regeln einzuhalten, die in KLÖTZLI (1996, 2000) beschrieben werden (weitere Angaben in BAKKER et al. 1996, BUTTLER 1992, PLACHTER 1991, VAN DER MAAREL 1996a, b). Somit lassen sich nach diesen Unterlagen die folgenden Eigenarten des vegetationskundlichen Biomonitoring aufstellen.

1. Ziele und Aufgaben des Biomonitoring umfassen:
  - die Inventarisierung einschließlich der Kontrolle der Standortbedingungen
  - die Ermittlung von jährlichen Unterschieden in der Menge sowie der allgemeinen Dynamik von Organismen
  - die Bestimmung von Unterschieden in der Beschaffenheit der Umgebung
  - das Erkennen von Veränderungen in Flächengröße und Muster einzelner Habitate
  - die Kontrolle von Empfindlichkeit und Stabilität von Standort und Vegetation inklusive Schäden und Störungen

- die Überwachung von Schutzvorkehrungen und die (Neu-)Definition solcher Mittel

2. Methoden und (Schutz-)Mittel berühren:

- die Auswahl von Dauerflächen und deren Ökotope sowie von Empfindlichkeitszonen
- die Vergleichbarkeit innerhalb von Dauerflächen-Gruppen mit standardisierten Mitteln
- die Zugänglichkeit, Betretbarkeit und Markierung von Dauerflächen mit standortverträglichen Mitteln

3. Eine Auswertung der Daten kann bereits mit Feldmethoden vorgenommen werden, sicher aber mit statistischen Methoden, siehe oben (Prüfung der Ähnlichkeitsverhältnisse).

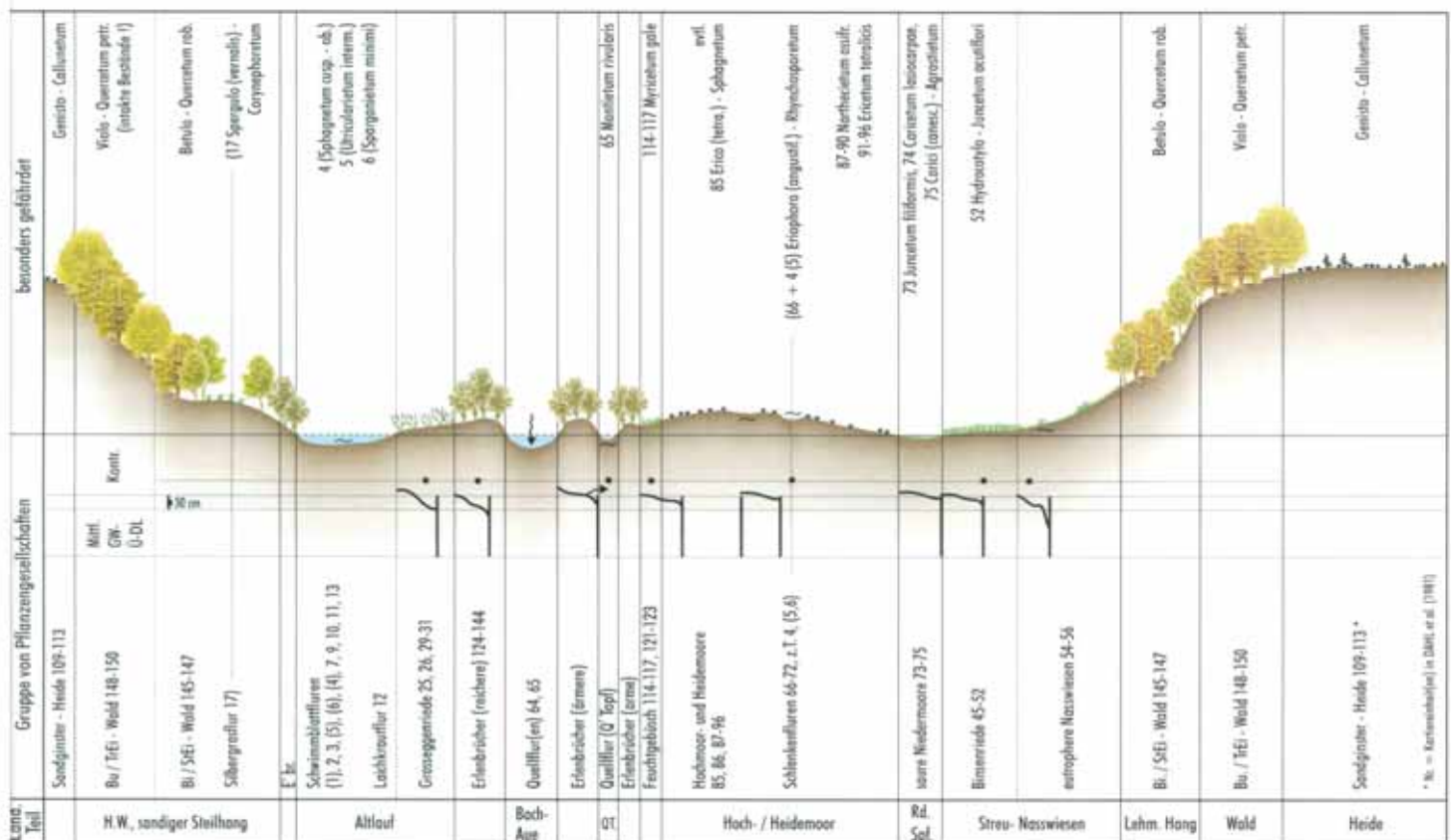
1. Allgemeine Schlussfolgerungen ergeben sich aus dem Verhalten von Arten in ökotonalen Zonen (Übergangszonen zwischen zwei Vegetationseinheiten, zum Beispiel Pflanzengesellschaften) und in Kernzonen. „Verhaltensgruppen“ umfassen persistente, fluktuierende, aufsteigende und absteigende sowie intermittierend vorkommende Arten; diese Gruppen werden mit den Vorschlägen von VAN DER MAAREL (1996a, b) und VAN DER VALK (1982) verglichen. In jährlich erstellten Vegetationskarten fluktuieren Grenzlinien und -zonen um stabile(re) Kernzonen. Verschiebungen könnten auf Veränderungen

gen der Umweltbedingungen hinweisen, allenfalls auch auf Erwärmungsvorgänge.

Diese genauen Unterlagen ergaben die Basis für die Auswahl „empfindlicher“ Vegetationsbereiche, das heißt von Bereichen, die bei Grundwasser-Absenkungen am ehesten mit Absenkungen im oberflächennahen Grundwasser und konsequenterweise mit Veränderungen in der Vegetation reagieren würden. Solche Test-Bereiche waren aus der hydrogeologischen Karte direkt ersichtlich. Auf der vegetationskundlichen Karte wurden die empfindlichen Feuchtgebiete (nach DAHL et al. 1981) ausgewählt. Schließlich wurden dort Flächen eingerichtet oder zunächst Flächen vorgesehen, wo nach den damaligen Kartenunterlagen „empfindlich“ auf „empfindlich“ lag, zum Beispiel nasser Bruchwald über einer hydrogeologisch empfindlichen Stelle (mit der Farbe rot – als seltenem Fall [Dauerfläche 634, 635] – oder gelb). Weitere Kriterien bei der Auswahl siehe in KLÖTZLI 1982 sowie in Tab. 6.

Nach POHLE & LUICK (1986) gehören sie zu meist zu den 1,43 bzw. 0,24 km<sup>2</sup> in 11,15 km<sup>2</sup> Feuchtgebieten der Heide, die als „möglich beeinflussbar“ beziehungsweise als „beeinflussbar“ taxiert wurden. Teilweise sind sie Teil der 13 km schützenswerter Bachstrecken, von denen etwa 1,6 km als beeinflussbar gelten. Ihre Lage im Gelände ist aus Abbildung 5 ersichtlich (HWW 1986; vergleiche auch THANNHEISER & MÖLLER 1999, Abbildung 6).

Abbildung 5: Landschaftseinheiten und Pflanzengesellschaften in der Nordheide (in Anlehnung an DAHL et al. 1981)





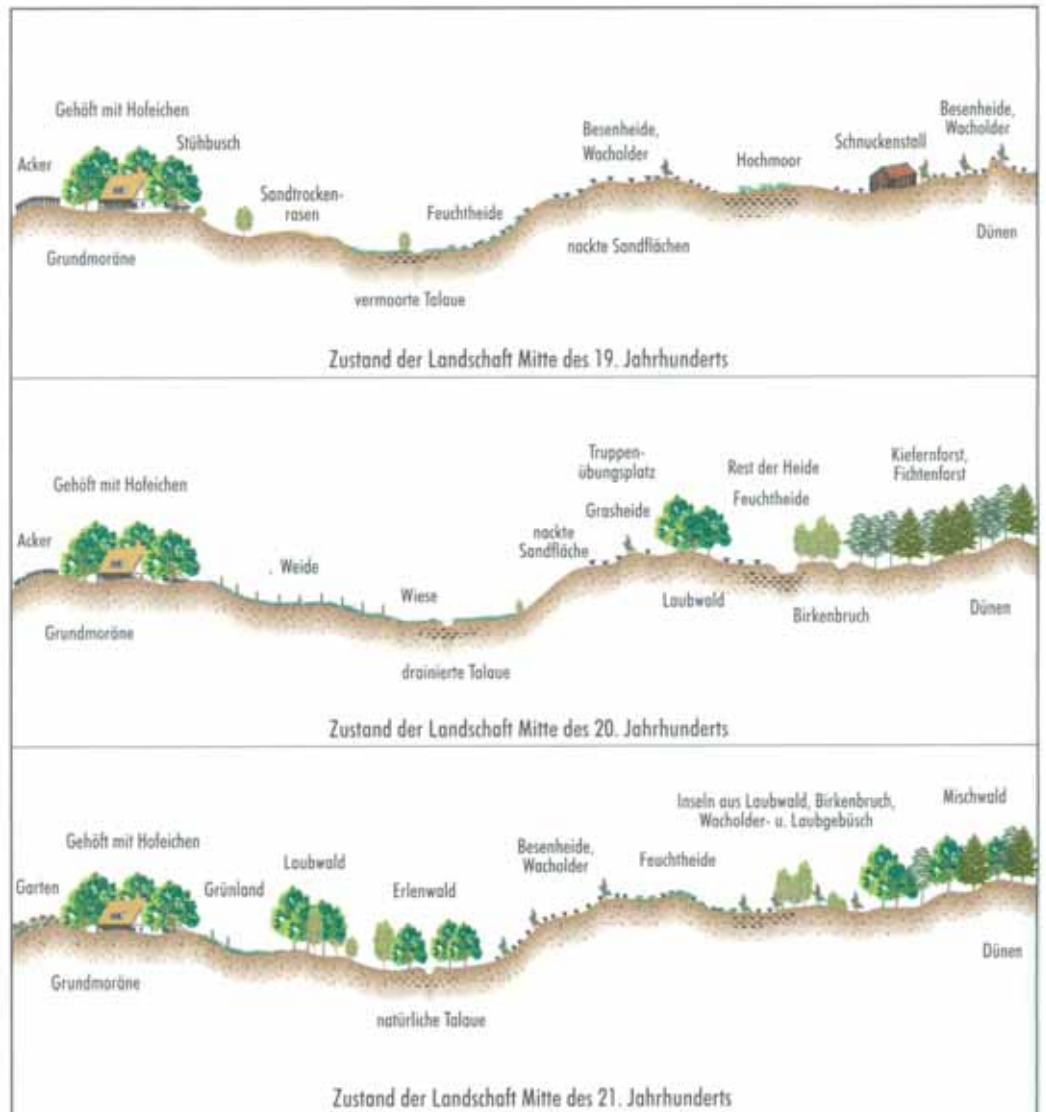


Abbildung 6: Zustand der Landschaft Mitte des 19., 20. und 21. Jahrhunderts (aus THANNHEISER & MÖLLER 1999)

Bei verschiedenen Bereinigungsverfahren wurden die Dauerflächen nach geographischen Gesichtspunkten an die einzelnen Gutachter verteilt.

Zusätzlich zu den Beobachtungsflächen im Naturschutzgebiet wurden in Abstimmung mit den HWW noch zwei weitere Flächen in ihrer Entwicklung verfolgt, nämlich die Renaturierungsfläche nordwestlich des Schierhorner Moores auf ehemaliger eingestauter Feuchtheide und die degradierte Fläche mit dem Übergangsmoor an der Este bei Cordshagen-Welle (Unterlagen in KRÖKEL 1987, IGN/AG Landschaftsökologie 1988).

Über Renaturierungsmöglichkeiten von Mooren liegt viel Literatur vor (siehe zum Beispiel KLÖTZLI 1981, 1991, PFADENHAUER & KLÖTZLI 1996, BRÜLISAUER & KLÖTZLI 1998a, WHEELER 1995, POSCHLOD 1997, KAPFER 1988, RIECKEN 1992, SCHREIBER 1995).

Von den ausgewählten Dauerflächen wurde in der Folge eine Fläche (Nr. 1019) drainiert

(1989), die nach Zerfall der Drainage wieder in ähnlicher Weise vernässte wie zuvor. Eine weitere Fläche (Nr. 1018), auch eine Feuchtheide, wurde im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen auf den Seeve-Wiesen (Schwarzstorch-Gebiet) im August 1986 aufgestaut (siehe POHLE & LUICK 1986). Seither entwickelt sie sich in Richtung eines *Carex rostrata*-Flachmoores über ein Stadium mit *Cx. disticha* (weiteres zu Sukzessionen siehe zum Beispiel GLENN-LEWIN & VAN DER MAAREL 1992; zur Mobilität von Arten siehe SYKES et al. 1994).

Beide Flächen liefern wertvolle Hinweise zur tatsächlichen Geschwindigkeit und den Reaktionen der Vegetation bei Veränderungen des Wasserspiegels.

## 2.6 Vegetation und Standort

Einige ökologische Grundlagen zur Beurteilung von Feuchtgebieten sind für das Verständnis der Diskussion maßgeblich: Jede Pflanzengesellschaft (oder neutraler; Vegeta-

tionseinheit) hängt von einer ihr eigenen typischen Konstellation von Standortfaktoren ab, zum Beispiel hinsichtlich Temperatur, Niederschlag, Grundwasserverhältnissen, Nährstoffbedingungen usw. (vergleiche einschlägige Lehrbücher über Pflanzenökologie, zum Beispiel KLÖTZLI 1993b, LARCHER 1984, ODUM 1983, REMMERT 1989, STREIT 1980). Jede Veränderung dieser Konstellation bzw. einzelner Faktoren, führt zu Veränderungen im Artengefüge der betroffenen Vegetationseinheiten. Solche Veränderungen können in naturschützerischer Hinsicht von Nachteil sein, müssen es aber nicht unbedingt. So kann zum Beispiel eine durchschnittliche Grundwasserabsenkung von 10 – 20 cm im sandigen Boden genügen, um die Entwicklung einer ganz anderen Vegetationseinheit zu induzieren, die indessen nicht unbedingt von geringerem naturschützerischen Interesse sein muss.

Veränderungen im Wasserhaushalt sind jedoch häufig mit anderen Veränderungen in der Konstellation der Standortfaktoren gekoppelt. So können sich bei konstant tiefer gehaltenen Grundwasserständen auch die Mineralisationsverhältnisse im Oberboden, vor allem bei Torfen, ändern. Dabei kann es bei besserem Luftzutritt zum Oberboden zu stärkerer Mineralisierung der Torfe und somit zu „Auteutrophierung“ und nachfolgender „Verhochstaudung“ ehemals niederwüchsiger Kleinseggenrasen kommen, was dann meist einer teilweisen Entwertung des Feuchtgebietes gleichkommt. Eine weitere Entwertung kann durch Verbuschung von aufgelassenem oder vernachlässigtem Streuland entstehen, wobei meist nahezu irreversible Nährstoffumschichtungen im Bodenprofil entstehen (siehe zum Beispiel BOLLER-ELMER 1977, KLÖTZLI 1979, 1986, MC LAUGHLIN & MINEAN 1995).

Selbstverständlich führt auch zusätzliche direkte oder indirekte Düngung, vermehrte Mahd, regelmäßige Beweidung usw. zu ganz anderen Konstellationen, mithin zu in der Regel nicht erwünschten Veränderungen in den schützenswerten Vegetationseinheiten (KAULE 1991, KLÖTZLI 1997, BRÜLISAUER & KLÖTZLI 1998b).

Im Notfall kann somit durch hydraulische Manipulation des Grundwasserstandes die Existenz gewisser anstrebenswerter Vegetationseinheiten gefördert oder gar gesichert werden. Dies gilt auch für die Abpufferung zufließender Nährstoffe in oligotrophe Beckenlagen mittels geeigneter Vegetation.

Eine bestimmte Konstellation kann in ihrer Wirkung auf die Vegetation entscheidend von nur einem Faktor geprägt werden. So hüten auch ein optimaler Grundwasser-

stand und die Abpufferung von Nährstoffen nichts, wenn Mahd durch unerwünschte Beweidung ersetzt wird und damit durch den Tritt ganz andere Vegetationseinheiten entwickelt werden.

Pflanzen und Pflanzengesellschaften der Feuchtgebiete haben ihre Toleranzgrenzen gegenüber Veränderungen des Wasserhaushaltes. Diese lassen sich zum Beispiel anschaulich an den entsprechenden Überschreitungs-Dauerlinien für die betreffenden Standorte verdeutlichen. Wird der Toleranzbereich über- oder unterschritten (bei sandigen Böden um 10 – 20 cm), so wird sich ziemlich schnell (1 – 2 Jahre, KLÖTZLI 1969) nach oben oder unten ein nasserer oder trockenerer Standort entwickeln bzw. die entsprechenden Pflanzen oder Pflanzengesellschaften einstellen. Mit diesen Gesetzmäßigkeiten besteht die Möglichkeit, bei Veränderungen auf feuchten Standorten sehr schnell eine Interpretation der Veränderung und somit eine fundierte Trendprognose über die künftige Entwicklung abzugeben (siehe auch GROOTJANS 1985a, b).

Schließlich erlaubt die Erfassung von Artverschiebungen an tatsächlich drainierten Flächen eine genauere Abgrenzung gegen Veränderungen, die durch andere Standortfaktoren ausgelöst werden.

Sind auf diese Weise solche Einzelarten oder Gesellschaften an tatsächlichen Begebenheiten geeicht worden, so erlauben sie in der Regel folgende Kontrollen der Standortfaktoren nach ihren Auswirkungen:

**Faktoren – Bereiche      Auswirkungen/Wirkungen**

Wasserhaushalt	Grundwasserstand und Schwankungen
Nährstoffhaushalt	Primärproduktion, Humus-Umsetzungen bei gefallener Vorflut usw.
Einwirkung mechanischer Faktoren	Tritt- und Verbiss-Schäden von Wild- und Weidetieren

Voraussetzung bei der Auswertung ist die Kenntnis „intrinsischer Reaktionen“ – meist vorvorhersehbarer, ökosystemeigener – der entsprechenden Ökosysteme und ihrer natürlichen Artschwankungen. Außerdem gehören fundierte Kenntnisse zur Interpretation von Zeigerpflanzen und ihrer zeitlich verzögerten Reaktion auf Auslenkungen des Grundzustandes dazu (KLÖTZLI 1993b).

Mechanische Faktoren, wie stürmische Winde, das Wühlen der Wildschweine, der Verbiss des Rehwildes, haben Veränderungen in den Licht- und Nährstoff-Verhältnissen zur

Folge, die bei der Auswertung von Zeitreihen oder von Einzelaufnahmen als solche erkannt werden müssen.

Gerichtete Entwicklungen, zum Beispiel Sukzessionen (siehe BURGA & KRATOCHWIL 2001), müssen nicht ständig weitergehen, sondern können auch („resilient“) in den früheren Zustand zurückkehren. Ihre Eigenheiten lassen sich durch die im Kapitel 2.4 beschriebenen statistischen Methoden erfassen. Sie erlauben eine Aussage, ob durch Veränderung eines entscheidenden Standortfaktors (zum Beispiel in Richtung Wasser) eine gerichtete Veränderung (zum Beispiel in Richtung trockener oder feuchter, saurer, nährstoffreicher etc.) erfolgt. Weitere Angaben zur Dynamik in der Heide (als Vegetation) finden sich in STEUBING & BUCHWALD (1989), in den lokalen Wäldern in LEUSCHNER (1994), SCHMIDT et al. (1991), STETZKA (1991).

Ob eine Entwicklung sich „chaotisch“ ohne deutlich erkennbare Standortveränderung abspielt, lässt sich mit länger dauernden Zeitreihen, die (für Mitteleuropa) länger als 10 – 11 Jahre dauern müssen, ebenfalls festhalten (Sukzessions-Beispiele für Feuchtgebiete siehe zum Beispiel bei KLÖTZLI 1987, 1999 („Sukzessionsregen“); chaotische Entwicklung siehe bei WALTHER et al. 1999, BELDE & RICHTER 1997, GASSMANN et al. 2000, z. Vergleiche Chronosequenzen siehe WAR-NING 1996).

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Allgemeines zur Dynamik in Feuchtgebieten – Entwicklung der Dauerflächen<sup>3</sup> –

Längerfristige Zeitreihen haben einige dynamische Prozesse an den Tag gebracht, die in der vorliegenden Form überraschend waren. Als Stichworte seien hier die oft scheinbare „Unschärfe“ der Ergebnisse und ihre „Unvorhersehbarkeit“ hervorgehoben. Auf jeden Fall ermöglichen gruppeneigene Aussagen eine bessere Erfassung von „regelwidrigen“ Gruppenmitgliedern (zum Beispiel in der Gruppe Bruchwälder). Auch lassen sich ständige oder vorübergehende stärkere anthropogene Einflüsse klarer festhalten. Aber erst in den letzten Jahren sind Modelle entwickelt worden, die Vegetationsveränderungen eindeutiger fassen lassen (zum Beispiel auf der Basis von

cellulären Automaten, vergleiche WALTHER et al. 1999, GASSMANN et al. 2000; Chaostheorie). Geschwindigkeit und Ausmaß sowie die Beständigkeit von Vegetationsveränderungen erhellen sich aus dem Vergleich der einzelnen Jahre oder der langfristig (15 – 25 Jahre) tatsächlich eingetretenen Verschiebungen in den Vegetationsstrukturen (Näheres in KLÖTZLI 2000, Tab. B1 und C).

Aus allen, auch ausländischen, Ergebnissen können in vegetationskundlicher Hinsicht folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Pflanzengesellschaften können, bezogen auf ihre beständigen Arten, als konstant angesehen werden, jedoch nicht unter Berücksichtigung aller darin enthaltenen Arten.
- Veränderungen sind unvorhersehbar und (soweit bekannt) chaotisch, das heißt, es gibt keine gerichteten Veränderungen, außer in nicht grundwasserabhängigen Sukzessionen (relative „Unschärfe“).
- Grenzen zwischen Pflanzengesellschaften sind in jeder Beziehung variabel; verantwortlich für Kleinfluktuationen können Samenbanken und unterirdische Teile sein.
- Arten-Dynamik kann im eigentlichen Sinne beständig sein, fluktuieren oder sich auf ein nicht sichtbares, zum Beispiel unterirdisches Stadium hin- oder davon wegbe-  
wegen. Dasselbe Verhalten kann sich aber auch von Situation zu Situation sehr unterschiedlich gestalten.

#### B Bruchwälder

Erlenbruchwälder verschiedener Art (siehe Übersicht Tab. 1) zeigen normalerweise eine hohe Resistenz, das heißt, sie ändern ihre Artenzusammensetzung in Kraut- und Moos-schicht nur wenig, wenn keine äußere Störung eintritt wie Windbruch, Insektenbefall usw. Dies gilt auch für alle diejenigen, die im Bereich von Bachläufen sind, die als „empfindlich“ eingestuft werden (zum Beispiel Schmale Aue, Seeve). So haben auch die Dauerflächen an der Seeve kaum auf Wildschwein-Aktivitäten reagiert, sondern haben diese Spuren in einem Jahr – ohne weitere Störung – „repariert“ (Dauerflächen Nr. 1015, 1027).

Dagegen erfolgt bei Lichterstellung des Baumbestandes schon im 1. Jahr eine starke Reaktion in der Krautschicht. So haben die durch Lothar, Vivian und andere frühere Stürme gelichteten Bestände auf den höheren Lichtgenuss mit der invasiven<sup>4</sup> Ausbreitung

<sup>3</sup> Bereits in den zusammenfassenden Berichten von KLÖTZLI 1995, TOPOS 1996 und TOPOS 1999 sind ausführliche Hinweise gegeben worden über das Verhalten von Bruchwald B, Quellsumpf Q, Moor M und Weideland W (vgl. auch MEISEL 1984).

<sup>4</sup> über invasive Arten und ihre Wirkung s. z. B. bei BRÜLISAUER & KLÖTZLI (1998b)



Bild 1: Erlenbruch mit Schaumkraut in reicher Krautschicht (Dauerfläche 1027 im Jahre 1988)

von Lichtzeigern geantwortet und zeigen eine dauerhafte (nicht durch den Wasserfaktor bedingte) Veränderungstendenz; teilweise liegen umgeworfene Stämme in den Untersuchungsflächen. Ähnlich schnell hat die Krautschicht auf Auflichtungen reagiert, die sich infolge Schädigung des Kronendaches durch Parasiten ergeben haben (so in der Fläche 1016, zwischen 1015 und 1027 an der Seeve; vergleiche auch 1011 an der Schmalen Aue).

Auch die stark beweidete Fläche an der Schmalen Aue, südlich von Sudermühlen (Nr. 1001) blieb bemerkenswert konstant unter Verdichtung der Grasschicht (mit *Poa trivialis*, *Agrostis stolonifera* u.a. Arten). Die Ähnlichkeitswerte (auf qualitativer Basis) sind wenig verschieden. Erste merkliche Änderungen ergaben sich in den ersten Untersuchungsjahren durch Veränderung der Stauhaltung im Bereich des Hofes Sudermühlen zur Öffnung der Waldweide für Highland-Rinder und Pferde<sup>5</sup> (vergleiche KLÖTZLI 1989).

Die langfristig erfasste Zahl teilweise fluktuierender Arten (G-Werte; KLÖTZLI 2000, Tab. B 2) ist nur wenig und nicht gesetzmäßig verschieden von der totalen Zahl an verschiedenen und neu aufgetauchten Arten. Also ändern sich die Bestände in der Krautschicht von Jahr zu Jahr manchmal merklich, aber langfristig gesehen sind sie doch recht konstant (vergleiche G- & J- (Jahres-) Werte).

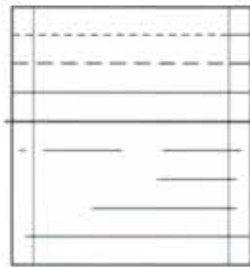
<sup>5</sup> über Artenverschiebungen infolge Nährstoffzuflüssen s. z. B. STEUBING & BUCHWALD (1984)

Kein Bestand ist in der Beobachtungsphase, pflanzensoziologisch gesehen, naturschützerisch entwertet worden (vergleiche auch den Referenzbestand 613, ein Quellbach-Bruch, am Ahrberg in Gebieten mit „Ewigen Laubwäldern“, LEUSCHNER 1994, mit ähnlicher Dynamik sowie den Quelltopf 618 in den Hanstedter Bergen). Alle Bestände sind durch äußere oder innere Störungen (Insekten-Schäden, Windwürfe, Wildschwein-„äcker“ u.a.m.) erfasst worden, ohne grundlegende Veränderungen im Wasserhaushalt (Einzelheiten siehe Jahresbericht 1999/2000 sowie topos-Bericht 1996 und 1999).



Bild 2: Zeitweise natürlicher Wildschwein-„Acker“ mit befressenen Kräutern und geschwächten Grasartigen (Straußgras, verschiedene Seggen). Im Hintergrund flacher Bach (Dauerfläche 1027 im Jahre 1993).

Beispiel  
75 00



G gesamte Periode 1975-2000

G • persistente (vgl. KLÖTZLI 1987) Arten; mind.  $\leq 5$  Jahre vorhanden mit höchstens 2 Jahren Unterbruch (-brüchen), oder aber: früher gelegentlich vorgekommen und seit mindestens 5 Jahren immer noch (also 1999 und 2000 vorhanden)

G > auftauchende Arten; mind.  $\geq 5$  Jahre vorhanden, höchstens 1999 und 2000 nicht aufgetreten; höchstens 1975 - 1977 noch nicht vorhanden

oder aber: früher und rezent vorhanden, aber mit Pause von  $> 5$  Jahren oder neuerdings noch nicht  $> 3$  Jahre

G - verschwundene (evtl. stärker fluktuierende) Arten; mindestens vorhanden wie unter G > u. G •, aber  $\geq 3$  Jahre nicht mehr gefunden

G -- verschwundene Arten;  $\geq 5$  Jahre nicht mehr gefunden, früher mindestens 5 Jahre vorhanden (in Serie oder mit 1-2 Jahren Unterbrüchen)

Nur gelegentlich auftauchende Arten, die nicht obigen Kriterien genügen, wurden bei der Auswertung der G-Werte weggelassen ("zufällige Arten").

	'99	'00	J	
	(v)	v	v	J
(v)	(v)		v	J
(v)	v	(-)	-	J >
v	-	-	-	J -
				J --

nur im Berichtsjahr 1999-2000  
im Vorjahr vorhanden  
im Vorjahr nicht vorhanden, evtl. erstmals notiert  
2000 und evtl. 1999 nicht vorhanden  
2000 bis 1998 nicht vorhanden, früher anwesend

**Bemerkungen:**

Vgl. auch KLÖTZLI 1987

K. MEISEL ab 1975, F. KLÖTZLI ab 1982 bzw. 1984

Nur für Kräuter und Moose, ohne Holzpflanzen und deren Verjüngung.

Tabelle 4: Rahmenbedingungen für die Beurteilung von Vegetationsveränderungen, 1975 – 2000 (Beispiele für Balkenverläufe, ohne Berücksichtigung der Artmächtigkeit)



Bild 3: Offener Wald-Quellsumpf im Bereich umgebender Windwürfe (Dauerfläche 618 im Jahre 2000)

Flächen-Nr.	Vegetationseinheit	Feuchte-/Frische-Zeiger				Moose ( )				flukt. Arten		persistente Arten			Ursachen	un- und gerichtete Veränderung
		G		75 - 00 bzw. 84 - 00		J		99 - 00		G	J	in % aller Arten in ( ): Moose	% ohne Moose	% mit Moosen		
		•	+	-	--	•	+	-	--							
1016 ~	B (Q) S	19 (2)	7 (1)	12 (0)	0 (0)	15 (2)	8 (0)	7 (0)	2 (0)	19 (1)	17 (0)	9 (2) v. 28 (3)	32,3	35,5	L LI	Gr
1011 >	B (Q) S	13 (3)	5 (1)	0 (0)	2 (2)	17 (4)	1 (0)	1 (0)	2 (0)	7 (1)	4 (0)	13 (3) v. 20 (4)	65,0	66,0	L (L)	((g))
613 ~	B Q Ba S	17 (6)	2 (0)	0 (1)	2 (3)	18 (3)	2 (2)	0 (4)	2 (2)	4 (4)	4 (8)	17 (6) v. 21 (10)	80,9	74,1	L (L)	-
1014 ~	B W S	15 (5)	11 (4)	0 (0)	2 (0)	20 (6)	6 (0)	5 (3)	2 (0)	13 (4)	13 (3)	15 (5) v. 28 (9)	53,6	54,0	L (L)	-
1027	B (Q) (S) n	22 (1)	1 (2)	0 (0)	3 (0)	24 (0)	4 (0)	2 (2)	1 (2)	4 (2)	7 (4)	22 (1) v. 26 (3)	84,5	79,4	A!	-
1015 >	B (Q) (S) N	29 (4)	10 (1)	1 (1)	0 (0)	39 (2)	2 (2)	2 (4)	1 (1)	11 (2)	5 (7)	29 (4) v. 40 (6)	72,6	72,0	(A)	-
1001 <	B N	23 (3)	2 (0)	1 (1)	4 (0)	25 (2)	9 (0)	4 (1)	5 (1)	8 (1)	18 (2)	23 (3) v. 31 (4)	74,4	74,4	WT	Sukz g
618 >	Q T S	6 (2)	6 (4)	0 (0)	1 (5)	10 (6)	2 (1)	1 (0)	0 (3)	7 (2)	3 (4)	6 (2) v. 19 (11)	46,1	33,3	A	g
1026 <	Q Ba (S)	25 (1)	2 (6)	0 (0)	1 (0)	19 (1)	6 (0)	6 (0)	2 (0)	3 (10)	14 (0)	25 (1) v. 28 (1)	89,4	89,7	Ba	g
1012 ~	Q Gb	16 (0)	9 (2)	1 (0)	1 (2)	22 (0)	5 (2)	7 (3)	2 (2)	11 (4)	14 (7)	16 (0) v. 27 (4)	59,4	51,6	L	-
620a ~	My S	4 (4)	0 (4)	0 (0)	1 (0)	4 (8)	1 (0)	0 (0)	1 (6)	1 (4)	2 (0)	4 (4) v. 5 (8)	80,0	61,6	HM ↗ L	Sukz (g)
620b ~	My S	4 (3)	2 (0)	1 (0)	3 (2)	6 (3)	1 (0)	0 (0)	4 (2)	6 (2)	5 (2)	4 (3) v. 10 (5)	40,0	46,7	HM ↗ L	Sukz (g)
640a	E My S	9 (5)	0 (2)	0 (0)	1 (1)	11 (5)	3 (1)	0 (0)	1 (1)	1 (3)	4 (2)	9 (5) v. 10 (8)	90,0	78,0	HM ↗	Sukz (g)
634 ~	HM	4 (3)	3 (1)	0 (0)	2 (1)	4 (3)	4 (0)	0 (0)	2 (1)	5 (2)	6 (1)	4 (3) v. 9 (5)	45,0	50,0	SR	(Sukz) (g)
1002 ~	B-SR	21 (0)	5 (0)	2 (2)	5 (1)	22 (0)	1 (0)	4 (0)	5 (3)	12 (3)	10 (3)	21 (0) v. 33 (3)	63,7	58,0	SR	Sukz (g)
635 ~	FM (Ba) Ja	10 (1)	8 (0)	2 (2)	2 (1)	18 (1)	4 (0)	3 (0)	4 (1)	12 (1)	11 (1)	10 (1) v. 20 (2)	50,0	50,0	(Ba)	(Sukz?) g
639 <	Wei f	30 (1)	2 (0)	1 (0)	3 (0)	24 (0)	3 (0)	8 (0)	4 (0)	6 (0)	15 (0)	30 (1) v. 36 (1)	83,4	83,7	ΔW	-
1013 <	Wei f	13 (0)	0 (0)	2 (0)	3 (0)	10 (0)	6 (0)	6 (0)	4 (0)	5 (0)	16 (0)	13 (0) v. 18 (0)	72,0	ohne Moose	ΔW	-
1017 <	Wei (f)	13 (0)	1 (0)	0 (1)	5 (0)	15 (0)	5 (1)	1 (0)	5 (1)	6 (1)	11 (2)	13 (0) v. 19 (1)	68,4	65,0	ΔW	(Sukz?)
1025 <	Wie (f)	13 (0)	3 (0)	0 (0)	5 (0)	8 (0)	0 (0)	8 (0)	3 (0)	8 (0)	11 (0)	13 (0) v. 21 (0)	61,9	ohne Moose	ΔBew	-
1018 <	Wei FM	21 (2)	5 (1)	0 (0)	4 (0)	24 (3)	6 (1)	3 (0)	4 (0)	3 (1)	13 (1)	21 (2) v. 30 (3)	70,1	69,7	↑Wasser	Sukz
1019 <	Wei f	23 (1)	0 (0)	1 (0)	4 (0)	20 (0)	4 (0)	5 (1)	4 (0)	5 (0)	13 (1)	23 (1) v. 28 (1)		82,8	↓Wasser	Sukz

zu: Vegetationseinheit	zu: Ursachen	zu: un- und gerichtete Veränderung
B Bruchwald	T Trittschäden	Gr Grenze
Q Quellsumpf	L geknickter Baum	g gerichtet
M Moor	LI starker Lichteinfall	(g) schwach gerichtet
W Weide/Wiese	(L) schwächerer Lichteinfall	((g)) sehr schwach gerichtet
My Gabelbusch (nach: Myrica gale)	-ΔL stärkere Beschattung	Sukz Sukzession (stendenz)
SR Schwingrasen	A! teilweise "Beckerung"	(mit "?" noch unsicher)
HM Hochmoor	(A) durch Wildschweine	
FM Flachmoor	W Weide	zu: flukt. Arten
	Ba Bach	G s. bei Tab. 4
Ja Juncus acutiflorus	Hm ↗ teilweise Hochmoor-Entwicklung	
E Erice tetralix	SR Schwingrasen	
S Sphagnum	ΔW Veränderung in der Beweidung	
S Sphagnum (ko-)dominant	ΔBew Veränderung in der Bewirtschaftung	
	↑Wasser Einstau	
	↓ Drainage	

Tabelle 5: Konstanz und Veränderungen in der Kraut- und Moos-Schicht der Dauerflächen

*Bild 4: Hangwärts mit Torf-, talwärts mit reicher Braunmoosflora, leicht überdeckt mit niederen Kräutern und Grasartigen (Dauerfläche 618 im Jahre 1989)*



#### Q Quellige Standorte

Quellige Stellen verhalten sich gemäß ihrer inneren Struktur sehr verschiedenartig (Art der Quelle, Quelltopf, Rieselfläche, Quellbach usw.). Ihre jährlichen Verschiebungen in der Artengarnitur sind entweder mit der langjährigen Dynamik vergleichbar oder ihr mehr oder weniger entgegengesetzt, also  $J > G$  oder  $G > J$  (Tab. 4).

Quelltopfe (zum Beispiel Fläche 618) können sich in der Krautschicht quantitativ stark ändern, aber meist relativ wenig von Jahr zu Jahr. Besuche von suhlenden Wildschweinen oder Edelhirschen können einige Arten vorübergehend stark benachteiligen. Auch ist

die Auflichtung durch Sturm oder Waldpflege entscheidend für die Artenzusammensetzung oder aber der Schattenwurf aufwachsender Jungwüchse.

Quellgräben oder Quellbäche mit stärker bewegtem Wasser sind eher deutlicheren Veränderungen unterworfen als bei ruhigeren Verhältnissen. Außerdem wirken gewisse Arten (zum Beispiel *Sium erectum*, *Cardamine amara*, *Glyceria fluitans* usw.) invasiv, zum Beispiel unterdrücken sie andere Arten. In Quelltopfen sind die Moose mitentscheidend für die Veränderungstendenzen.

Keine der drei untersuchten Flächen hat sich nachteilig verändert (618, 102, 1026).

*Bild 5: Leicht schwingender Filz mit Spitzblütiger Binse und verschiedenen, oft wechselnden kodominanten Gräsern und einigen Hochstauden. Gelegentlich Überschlickungen infolge kleiner mäandrierender Bacharme seit ca. 1993. Im Hintergrund der Radenbach (Dauerfläche 635 im Jahre 1993).*





*Bild 6: Vor den Auswirkungen des Staus (1986) reiche Feuchtweide mit viel Zweizeiliger Segge, dann Entwicklung zum Seggensumpf mit viel Schachtelhalm, Schilf, Rohrkolben, verschiedenen Hochstauden und nässezeigenden Kleinkräutern. – Tendenz: Niedermoor mit Schnabel-Segge (Dauerfläche 1018 im Jahre 1990).*

#### Moore (verschiedener Art)

Als Erfahrungen und statistischen Auswertungen ergeben sich überprüfbare und klar analysierbare Situationen. Diese erlauben sich jeweils mindestens 12 Jahren Verwechslungsdauer (siehe Abbildung 2 sowie in TOOS 1996) eine zuverlässige Aussage zur Standort-Qualität.

Die untersuchten Moore haben in der Regel eine geringe Tendenz zu stärkeren kurzfristig folgenden Änderungen, außer, aber auch dann nicht abrupt, bei äußerer Störung (zum Beispiel Überschwemmung, Beschattung, Verflichtung) oder bei natürlich erfolgenden Sukzessionen.

Auch Schwingrasen können – trotz recht konstant bleibendem Wuchsort – so starken Veränderungen von Jahr zu Jahr unterworfen werden wie insgesamt in 25 Jahren Entwicklungszeit (vergleiche G- & J-Werte, Tab. 5). Inklusive Moosen ergeben sich Werte von 50 – 60 %.

Außerdem sind einzelne Typen (zum Beispiel Flächen 620a und 640a mit ihren Hochmoorbildungen) auch intrinsischen Sukzessionen unterworfen, ohne dass sich der Licht- oder Wasserfaktor verändert hat (Darstellung in WALTHER et al. 1999).

Trotz Sukzessionen ergeben sich langjährige G-Werte von 47 – 78 % mit oft stärker quan-



*Bild 7: Weide mit wechselnden hydraulischen Einflüssen: Bis 1990 artenreiche Feuchtweide. Nach Umbruch und Drainage Rückentwicklung bereits ab 1992 zu leicht von zum Teil Rindern, zum Teil Pferden beweideter Fläche mit Nassweiden-Charakter des früheren Typs, aber mit viel Behaarter Segge (Störungsanzeiger) und Binsen (vor allem seit 1998) (Dauerfläche 1019 im Jahre 1996).*



	1	2	3	4	5	6	7	8	
	Nr. der Dauerfläche	Vegetation (Kurz-Bez.)	Empfindlichkeit bei ΔGW	Schutzwert	Beeinflussbarkeit des Sto. GL 3.3.4 St. 1, 2a, b, 3 GL 4.3.1/2 St. I, II, III		Bemerkungen	natürl. Störungen/Bewirtschaftungseinflüsse	
•	1016	B Sph ol	e	2(-1)	2c	III	Ahrberg w der Schm. Aue	P	
•	1011	B Sph ol	e	2(-1)	2a	III		WW	
-	613	B---> mes	e	2	-	-		WW--->	
(•)	1014	B(--->) mes	e	2	-	-(III) (Rd)		WW[①]	
•	1027	B eu	(e)	2	2c	III		WS	
•	1015	B eu	(e)	2	2c	III		(WS)	
•	1001	B eu	(e)	2	2a	I		①--->②	
-	618	B Sph ol	e	1	-	-		Hanstedter Berge	(WS)
•	1026	Q---> mes	e	1	2c	II		-	-
•	1012	Q---> eu	(e)	1	2a	II		-	WW ①
-	620a/b	S ÜM Sph ol	e	1	-	-	bei Dierkshausen	HM	
•	640a	HeiM Sph ol	e	1	2b	II	-	HM	
•	634	HM* Sph ol	e	1	3	I	-	-	
•	1002	NM* mes	e	2	2a (Rd)	I	-	-	
•	635	Mwi J mes	(e)	3	3	I	-	--->	
•	639	Mwe J mes	(e)	3	2a	II	-	② ①	
•	1013	Fwe Gl eu	((e))	-	2a	II	-	②	
•	1017	Fwe J eu	((e))	-	3	III	-	(②)	
•	1025	Fwi eu	-	-	2a (Rd)	III	-	③ U	
•	1018 †	FWi/NM mes	e	2	3	III	-	Stau	
•	1019 † ↓	Fwe Gl eu	(e)	3	3	I	-	(Drain)	
•	Este	S ÜM Sph ol	e	1	3	III	ob. Este südl. Cordshagen	①	
-	Schierhorn	ÜM Sph/J mes	e	2	-	-	Schierhorner Moor	①	

zu 1 (Reihenfolge gemäß Jahresbericht):	zu 5 (Karte 3.3.4):
† Stau	1 nicht beeinflussbar
↓ Drainage	2 möglicherweise beeinflussbar
rot generell empfindlich	3 beeinflussbar
grün nicht empfindlich	
zu 2:	zu 6 (Karte 4.3.1/2):
B Bruchwald	I nicht beeinflussbar
Q Quellsumpf	II möglicherweise beeinflussbar
-M Moor	III beeinflussbar
-Ü- Übergangs-	(Rd) Randbereich
-H- Hoch-	- keine Angabe
-Hei- Heide-	
-N- Nieder-	zu 8 (natürliche Störungen):
FWi Feuchtwiese	P Parasiten
FWe Feuchtwiese	WW Windwurf
Sph mit Torf-Moos	WS Wildschweine ("Beckerung")
---> mit Quell-Bach	HM Hochmoor-Entwicklung
S mit Sträuchern	zu 8 (Störung durch Bewirtschaftung):
J mit binsen	① künstliche Veränderung des Wasserspiegels (Damm)
Gl Süßgras	② Beweidung (Rinder/Pferde)
eu nährstoffreicher	③ U Umbruch (Verbesserung von Weide/Wiese)
ol nährstoffarmer	---> veränderter Bachlauf
mes mittl. Verhältnisse	( ) gelegentlich
zu 3:	zu Kolonne 5: Beeinflussbarkeit nach Gutachten 1980/81 (Hrsg. Bezirksregierung Lüneburg)
e empfindlich	
(e) bedingt e sehr e	
zu 4:	zu Kolonne 6: Beeinflussbarkeit oberflächennahes Grundwasser lt. Hydrogeologischem Gutachten (HWW 2002)
1 besonderer Schutzwert	
2 schützenswert	zu Kolonne 5 u. 6: Grundlage (GL): Hydrogeologisches Gutachten Wasserwerk Nordheide, Teil C: Hydrogeologische Beweissicherung, Karten 3.3.4, 4.3.1, 4.3.2
3 bemerkenswert	

Abbildung 7: Mögliche Beeinflussung des Grundwasserspiegels (- ≤ 5 m u.F.) im Zusammenhang mit Empfindlichkeit und Schutzwert der Vegetation



*Bild 8: Heidemoor an der oberen Este bei Cordshagen mit vorherrschend Pfeifengras, Wollgras-Arten, recht dichter Torfmoos-Schicht und etwas Gagelbusch. Bei tiefstehender Este Abtrocknung der Bestände, in feuchteren Jahren Erholung der Moos- und Krautschicht (Aufnahme im Jahre 1993).*

itativen Unterschieden in der Mooschicht. Stärker fallen die Veränderungen bei einer Binsenwiese (Fläche 635) ins Gewicht, die im Einflussbereich neu verlagert Bäche liegt. Normale Werte konzentrieren sich um 80 % (vergleiche Tab. 2).

Die Abpufferung einzelner Störungen erfolgt mehrheitlich durch die Absorptionfähigkeit des Torfs oder aber auch die ständige Präsenz von Pionierarten (Agrostis-Arten, Poa trivialis, Glyceria fluitans, Phalaris arundinacea usw.) oder durch Arten der reifen Moore, die Ausläufer treiben (zum Beispiel Menyanthes trifoliata, Comarum palustre, Carex div. spec.). Zusammen mit den Moosen „reparieren“ diese Arten etwaige Verletzungen in der

Grasnarbe von Jahr zu Jahr. Außerdem nehmen Gras- oder Seggen-Horste auch „Gast-Pflanzen“ auf. Deshalb erscheinen bei höheren Wasserspiegeln nicht gleich alle überschwemmungsempfindlichen Arten auf der Verlustliste (vergleiche das entstehende Flachmoor, Fläche 1018, im Staubereich eines Seeve-Nebenbaches). Zusätzlich haben grasreiche Moore die Tendenz, ihre verschiedenen ausläufertreibenden Arten nacheinander zur Herrschaft kommen zu lassen (vergleiche Binsenwiese 635). Solche natürlichen Fluktuationen zeigen sich je nach Länge der Überschwemmungsphase.

Einzelne Moore, namentlich Schwingrasen, sind sehr trittempfindlich, ja tragen oft kein



*Bild 9: Aufstau vor ehemaliger Feuchtwiese mit Fuchsschwanz-Arten. Nach 3 Jahren Beginn der Umwandlung zu Vorstadien des Schnabelseggenmoores mit Bulten von Torfmoos und Widerton-Moos („Engelhaar“, Polytrichum commune). Auch 2003 noch aktuelles Stadium mit großen Bulten der Flatterbinsen, nährstoffreichere Stellen mit Hochstauden (Aufnahme im Jahre 1997).*

Bilder 10, 11, 12: Früher schwach beweidete artenreiche Knickfuchsschwanz-Feuchtwiese mit auffällig vielen Kräutern (wie zum Beispiel Dotterblume, Schaumkraut, Hahnenfuß-Arten, Weißklee usw.) und reichlich Waldsimse. Seit einiger Zeit stark vernässt mit viel Hunds-Straußgras, Braunsegge, Schnabelsegge, Binsenarten, oft stehendes Wasser und deshalb auch deutlich artenärmer.



Bild 10: (Dauerfläche 639 im Jahre 1993)



Bild 11: (Dauerfläche 639 im Jahre 1998)



Bild 12: (Dauerfläche 639 im Jahre 2000)



Bilder 13 und 14: Gagelbusch mit vorherrschenden Pfeifengrasbulben und Anflügen von Hochmoor-Torfmoosen, angefliegen seit 1983 – 1988.

Bild 13: (Dauerfläche 620a im Jahre 1995)



Bild 14: (Dauerfläche 620a im Jahre 2000)

durchschnittliches Menschengewicht. Sie werden deshalb bei den Untersuchungen auf Brettern begangen. Diese Schonung bewährt sich offensichtlich, haben sich doch nach fast 20 Untersuchungsjahren noch keine dauerhaft sichtbaren „Brett-Spuren“ eingeprägt.

*W Wirtschafts-Grünland (Wiesen & Weiden, feuchte Ausbildungen)*

Starke jährliche (vgl. „> G“) Fluktuationen zeichnen das intensiver bewirtschaftete Grünland aus, je nach den Folgen der Bewirtschaftungsmaßnahmen (Mahd, Weide, mit Rindern, mit Pferden usw., ohne Nutzung). Berücksichtigt wurden nur lokale konkavere Lagen, in denen nässezeigende Gräser auftre-

ten, wie zum Beispiel *Glyceria fluitans*, *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis canina*.

Bei durchschnittlich 15 persistenten Arten (Anteil am Total 70 - > 89 %) ist der Arten-Austausch meist sogar etwas höher (also  $J > G$ ). Auch dominierende persistente Arten können stark quantitativ fluktuieren, so dass sich die Hauptgräser und auch einige Kräuter in der Dominanz ablösen können oder sich neu zu kodominanten Mischungen vereinen. In keinem Fall ist ein entscheidender Nässezeiger dauerhaft aus der Fläche verschwunden (zum Beispiel *Glyceria*, *Alopecurus*).

Auch bei Drainage oder Überstauung (Weideflächen 1019 bzw. 1018) kann sich entweder ein Stadium längere Zeit halten (zum

Bilder 15 und 16: Torflilienmoor mit Glockenheide, Wollgras und deckendem Torfmoos. Großflächig Hochmoormoose seit 1984 bzw. 1993. Sichtbare Entwicklung zum Hochmoor.



Bild 15: (Dauerfläche 640a im Jahre 2000)



Bild 16: (Dauerfläche 640a im Jahre 1998)

Beispiel beim Ausweichen von Arten trockenerer Standorte auf Grashorste) oder es kann sich bei Zusammenbrüchen der Drainage (angenähert) das frühere Stadium wieder entwickeln (vergleiche erste Kommentare bei KLÖTZLI 1989).

In Abbildung 7 findet sich eine Übersicht von Empfindlichkeit und Beeinflussbarkeit auf den Dauerflächen.

Die jährlichen Abweichungen sind in der Größenordnung von solchen des normal betriebenen Graslandes und lassen sich auf der Grundlage der gesamten Artenkombination und mithilfe der Flächen-Zeigerwerte objektivieren.

*Flächen außerhalb des eigentlichen Untersuchungsraumes*

Außerhalb des engeren Arbeitsgebietes im Naturschutzgebiet der Nordheide wurden zu Vergleichszwecken zwei weitere Örtlichkeiten vegetationskundlich und standörtlich beobachtet.

Diese Flächen an der Este und im Schierhorer Moor sind in einem Falle degradiert, im anderen renaturiert worden, und zwar in erster Linie durch Veränderung des Wasserspiegels, in zweiter Linie durch die daraus erfolgende Veränderung des Nährstoffhaushaltes (stärkere Mineralisierung bzw. ausgesetzte Düngung).

Seit der ersten Begehung im Jahre 1983 (eigene Notizen, keine Vegetationsaufnahmen) und der ersten vegetationskundlichen Analyse fünf Jahre später hat sich die Situation im Wollgrasmoor, Heidemoor und Gagelbusch an der oberen Este bei Welle-Cordshagen ein optisch nur wenig verändert. Nach vegetationskundlichen Beobachtungen zur Veränderung der Flora von 1983 auf 1988 waren einzelne heute nahezu oder ganz verschwundene Arten der tiefen schlenkenartigen Standorte früher noch weiter verbreitet (zum Beispiel Drosera-Arten, Sphagnum auriculatum beziehungsweise Rhynchospora alba). Es ist somit anzunehmen, dass eine gewisse Tendenz zur Austrocknung sich durchgesetzt hat, die schon vor dem ersten Besuch im Jahre 1983 bestand.

Nach den Unterlagen von KRÖKEL (1987) und der IGN (1988) hat sich diese Tendenz seither verschärft, möglicherweise bedingt durch die zusätzlichen Wasserentnahmen für die Berieselung der benachbarten Felder (vergleiche Artenliste in lit. cit.). In den letzten Jahren wurden folgende Arten nicht mehr gefunden: Sphagnum auriculatum und cuspidatum, Juncus bulbosus, Rhynchospora alba, Drosera rotundifolia. Vom Typus her gesehen, mehrheitlich einem Torfmoos-Wollgrasmoor, hat sich die Physiognomie erhalten. Auch hat sich seit ca. 1990 keine nennenswerte Veränderung mehr ergeben. So waren auch die Torfmoose (Sphagnum) bis zum Jahr 2000 noch in einem Zustand, der eine Wiederbelebung bei höherem Wasserspiegel erlaubt, und zwar bereits bei einer Hebung des Wasserspiegels um 20 bis 30 cm. Dieser Zustand mit der erneuten Vitalität von v. a. Sphagnum angustifolium hat sich seit 2001 gehalten, aber noch ohne Konsequenzen für andere Pflanzenarten.

Eine Manipulation des Wasserspiegels zugunsten dieses naturschützerisch bedeutsamen kleinen Übergangsmoores müsste geprüft werden (Näheres über Schutzwert, Gefährdung, Seltenheit, Empfindlichkeit, Regenerationsfähigkeit in BATHKE 2003, pp. 38 – 40).

Diese noch nicht abschließend bewertbare Entwicklung an der Este muss der klaren und erfreulichen Entwicklung im Schierhorner Moor gegenübergestellt werden. Ein um 1985 aufgelassenes Stück Weideland (mit beiden Alopecurus-Arten) wurde in der Folge leicht überstaut (NW-Bereich des Schierhorner Moores). Schon ab dem 3. Jahr kontinuierlicher Überstauung sind viele bemerkenswerte Arten, insbesondere von Übergangsmooren wieder aufgetaucht: Sphagnum-Arten, Polytrichum commune, Agrostis canina, Carex rostrata, Carex curta (canescens) und andere Nässe-Zeiger. Vorläufig verharrt das immer noch etwas eutrophe Gebiet in einem Binsen-Stadium mit dominierendem Juncus effusus, das von langer Dauer sein dürfte, zeigt aber bereits Zeichen der Weiterentwicklung.

Stellenweise bilden sich große Büten von Widerton-Moos (Polytrichum commune), und die Torfmoose (Sphagnum palustre, S. angustifolium) überwuchern die Binsenhorste und bereiten das Terrain für das Übergangsmoor vor. Einige Pflege-Eingriffe in tragfähigen Gebieten würden zeigen, ob man die Entwicklung steuern und/oder beschleunigen könnte. Diese Frühstadien und das erhoffte schnabel- und braunseggenreiche Übergangsmoor sind eine wertvolle Ergänzung zum lebenden Schierhorner Moor und gleichzeitig ein Lehrstück für die Wissenschaft. (Näheres über Natur-Vegetation & abgebaute Moore siehe vorn bei „Renaturierung“).

Gebiet	Blatt	Kommentar
A	Wehlen-S	Sehr kleinflächige weierartige Flecken mit hauptsächlich Übergangsmoor-Vegetation in einem sehr diversen Vegetationskomplex mit vorwiegend Waldbinsensümpfen ohne spezielle Gefährdung oder Störung.
B	Inzmühlen-E	Größeres Heidemoor, umrahmt von Gagelstrauchgebüsch sowie von Heiden und Intensiv-Weiden, deshalb randlich ziemlich trittgeschädigt; talabwärts abgegrenzt durch Geländekante (Torfabbaukante) und Bruchwald. Rückstau bei Grundwasserabsenkung allenfalls möglich.
C1	Sahrendorf-SW hier 634	Gut entwickeltes, kleines schlenkenreiches Übergangsmoor, in Wegnähe, deshalb von dorthier zusätzlicher Stau, aber auch einige Ablagerungen und trittschäden und stark beweidetes, ehemals gut entwickeltes Heidemoor unter Quelleinfluss (vgl. Tab. 5).
C2	hier 635	Unter Hangwasserzufuhr stehende Waldbinsensümpfe mit etwas Grauseggenmoor und Torfmoos-schlenken, kaum beeinflussbar, aber leider ungepflegt, deshalb viel Streuauflage und verbuschend.
D/E	Döhle/Hörpel	Größere Heide- und Wollgrasmoore typischer Prägung innerhalb des Moor/Heide-Komplexes der "Hörpeler Teiche" im Komplex mit Braunseggenmooren und eingelassen in ausgedehnten Heiden. Besterhaltenes und vielseitigstes Gebiet!

Tabelle 6: Kurzer Kommentar zu den schutzwürdigsten Bereichen (Tab. 4 aus KLÖTZLI 1982)

Nr.	Gradient (gem. Ordination HKA)	gerichtet/nicht gerichtet Veränderung	Auto-korrelationstest	Ähnlichkeit	Fuzzy ordination	Bemerkungen	Legende
<b>B</b>		rel. kl. Veränderungen; keine eindeutige Richtung					<sup>0</sup> abhängig vom Bachlauf <sup>1</sup> starke Beweidung <sup>2</sup> Sturmschäden <sup>3</sup> Aufwuchs * im Grenzbereich ** vgl. WALTHER et al. 1999 Δ Veränderung ΔLi Licht-Veränderung WiWü Windwürfe WSch Wildschweinschäden
613	nein	nicht gerichtet	mittel	mäßig	relativ hoch	z.T. ΔLi <sup>1,2</sup>	
1001	deutlich	verstärkter Trend zu gerichteter Veränderung	hoch*	mittel	hoch	größte Veränderung unter B <sup>0</sup>	
1011	undeutlich ja	keine eindeutige gerichtete Veränderung	sehr hoch	hoch	sehr hoch	ΔLi <sup>3</sup>	
1014	noch nicht	± nicht gerichtet	rel. gering	gering	hoch	ΔLi; WiWü <sup>2</sup>	
1015	nein	nicht gerichtet	mittel	hoch	sehr hoch	WSch	
1016	nein	noch nicht gerichtet	sehr niedrig	mittel	relativ hoch	ΔLi (Parasit)	
1027	nein	nicht gerichtet	sehr niedrig	sehr hoch	sehr niedrig	WSch	
<b>Q</b>		stärkere Veränderungen durch ΔLichtgenuss					
618	ja	deutlich gerichtet -95	sehr hoch	gering	sehr hoch	ΔLi <sup>2</sup>	
1012	ja	deutlich gerichtet	hoch	sehr gering	hoch*	ΔLi <sup>2</sup>	
1026	nein	nicht gerichtet	gering	mittel	mittel	<sup>1</sup>	
<b>M</b>		schwacher Trend zu gerichteter Veränderung					
620a	schwach	Trend zu gerichteter Veränderung, Grenzbereich	hoch	mittel	hoch	sehr langsame Veränderung	
620b	geringfügig	schwacher Trend zu gerichteter Veränderung	sehr hoch	relativ hoch	sehr hoch	ΔLi <sup>1</sup>	
634	nein	schwacher Trend zu gerichteter Veränderung, aber im Grenzbereich	niedrig*	niedrig	niedrig*	ΔLi <sup>1</sup>	
640a	merkbar ja	± gerichtete Veränderung, aber Ähnlichkeit zu hoch	sehr hoch	sehr hoch	sehr hoch	äußerst langsame Änderung	
1002	undeutlich	schwacher Trend zu gerichteter Veränderung	relativ hoch	relativ hoch*	sehr hoch	Schwinggras	
<b>WW</b>		meist geringfügige gerichtet Veränderung					
635	ja	deutlich gerichtet	hoch	niedrig	hoch	Δ Bachlauf	
639	nicht deutlich	nicht gerichtet	mittel	mittel	hoch	Δ Beweidung	
1013	nein	nicht gerichtet	niedrig	mittel	hoch	Δ Beweidung	
1017	schwach	Trend zu gerichteter Veränderung	niedrig*	niedrig	hoch	do.	
1025	nein	nicht gerichtet	sehr niedrig	mittel	mittel		
<b>W mit gändertem Wasserhaushalt</b>		Renaturierungs- und Drainage-Versuch					
1018	nein	außerhalb der Grenzwerte für gerichtete Unterschiede, starke Fluktuationen	niedrig	mittel	mittel	seit 85/86 Einstau	
1019	nein starker Wechsel zwischen 89/90 und 91/92	nicht gerichtet, Drainage mit vorübergehender geringer Leistung	sehr niedrig	niedrig	hoch	seit 84 Drainage-bemühungen	

Tabelle 7: Gerichtete und ungerichtete Veränderungen in den Dauerflächen der Nordheide 1975 bzw. 1983 – 2000

## 4 Diskussion und Schlussfolgerungen

### 4.1 Entwicklungstendenzen: Wie hat sich die Vegetation im Beobachtungszeitraum entwickelt?

Alle Kontrollgänge in den Jahren 1983 – 2000 erfolgten im Mai bzw. Juni. Somit wurden einigermaßen vergleichbare Zustände aufgenommen. Auch bei vorhergehenden Trockenmonaten (zum Beispiel März/April 1993) waren auf allen Dauerflächen sichtbare Wasserspiegel vorhanden oder aber der Oberboden war auch an trockenen Tagen

feucht bis nass. Auf der trockeneren Seite lagen die Flächen mit einem Bruch (1001), einer Heuwiese (1025) und einer Feuchtwiese (1013, 639 sowie 1017). Die einzige Fläche, die während zweier Jahre trocken lag und seither wieder regelmäßig vernässt, war die drainierte Pferde- und Rinderweide mit der Probefläche 1019. Diese Fläche zeigt uns eindrucksvoll, wie schnell ein Standort auf den tatsächlichen Abzug des Oberflächenwassers bzw. den Abzug des Wasser aus dem obersten Aquifer reagieren kann (vergleiche auch KLÖTZLI 1989).

Wie bereits angedeutet, ist aus vegetationskundlicher Sicht nichts Nachteiliges bekannt. So sind alle Bruchwälder, quellnahen Standorte, Moore verschiedener Art und feuchtes Wirtschaftsgrünland in nahezu demselben Zustand geblieben. Die meisten Abweichungen sind von klarer nicht hydrologisch bedingter Ursache, entweder durch äußere Faktoren bewirkt, oder aber zurückgehend auf ökosystemeigene (intrinsische) Vorgänge. Stärkere Änderungen ergeben sich in einigen Fällen durch Auflichtung der Baumkronen, durch Beweidung oder durch den Besuch von suhlenden oder „beackernden“ Wildschweinen, alles Einflüsse, die den Wasserhaushalt kaum berühren. Auch der Nährstoff-Haushalt wird durch Eingriffe solcher Art nur unwesentlich geändert, so dass somit weder zusätzliche grundwasserrelevante Pflanzen trockener Standorte noch dominant auftretende neuerdings zugezogene Nährstoffzeiger in Kraut- und Moos-Schicht zu erkennen sind.

Eigentliche Standortänderungen zeigen sich in gemäßigter Form auf einzelnen Übergangsmoor-Standorten, oft im Bereich von Hagelbusch (620a, 640a), wo sich Kraut- und Moos-Schicht in Richtung Hochmoor verwandeln (siehe auch KLÖTZLI 1999, WALTHEER et al. 1999; über Torfmoos-Wachstum siehe GROSVERNIER et al. 1997).

Keine qualitative Umwandlung der Krautschicht, aber dafür starke quantitative zum Teil von der Pflege abhängige Schwankungen bzw. die invasive Durchsetzung von dominanten Arten entwickelten sich immer wieder auf fast allen Flächen, zum Beispiel durch Ausbreitung von Poaceen (*Poa trivialis*, *Holcus mollis*, *Agrostis canina* usw.) oder dann durch dominante und invasive Arten (wie zum Beispiel *Sium erectum*, *Cardamine amara* usw.; für oligotrophe Standorte vergleiche zum Beispiel KLÖTZLI 1979, GÜSEWELL et al. 1998).

## 1.2 Schlussfolgerungen für die Praxis: Wie lässt sich die weitere Entwicklung aus der bisherigen ableiten und vorhersagen?

Natürliche Fluktuationen sind in der Regel auf allen Dauerflächen zu beobachten, ob mit oder ohne Störung von außen. Im Vergleich von langjährig fassbaren Veränderungen in der Krautschicht mit den von Jahr zu Jahr auftretenden Art-Fluktuationen sind einzelne Pflanzengesellschaften (-gruppen) an größere langjährige ( $G > J$ ) oder aber an größere Jahres-Schwankungen angepasst. So sind Wiesen und Weiden in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung eher starken jährlichen Änderungen unterworfen, wirken langfristig gesehen doch ziemlich beständig, da die

Gesamtzahl der fluktuierenden Arten klein ist und somit jedes Jahr in unauffälliger Art und Weise durch andere „zufällige“, aber wenig beständige Arten ergänzt wird. Bruchwälder dagegen vermitteln einen generell ausgeglichenen Eindruck, dies bezüglich jährlich stattfindenden und langjährigen/langfristigen Änderungen. Dies trifft auch für Moore verschiedener Art zu, wobei der „Durchgang“ von Pflanzenarten bei den Mooren tief, bei den Bruchwäldern sehr hoch sein kann. Eine relativ niedere Zahl von persistenten Arten steht einem starken Arten-Wechsel gegenüber (vergleiche Tab. 2; vergleiche zum Beispiel SYKES et al. 1994).

Ein Vergleich der Zahl der persistenten Arten (mit und ohne Moose) in Prozenten der Gesamtzahl der häufiger auftretenden persistenten und (stärker) fluktuierenden Arten (Tab. 5, Bereich G •, +, -, - -) zeigt, dass auch hier – trotz der relativen Unschärfe einzelner Ergebnisse und der Unvorhersehbarkeit der Entwicklung – gewisse Gesetzmäßigkeiten nachweisbar sind (vergleiche auch Angaben über Chaos-Theorie & celluläre Automaten in Abschnitt 3). Diesmal fallen Wiesen und Weiden mit eher höheren Prozentzahlen auf (rd. 60 – > 80 %) bei geringerem totalen „Durchgang“ von Arten. Moore und Bruchwälder wirken dagegen weniger ausgeglichen, und zwar mit Prozentzahlen von rund 40 – 90 % bzw. 35 – 85 %.

Alles in allem hat sich während der Beobachtungsjahre 1975 – 2000 auf den in den Tabellen zitierten Dauerflächen keine vegetationskundlich fassbare Änderung ergeben, die rein auf Einflüsse von Grundwasserabsenkungen zurückzuführen wären. Zukünftige Entwicklungen dürften – bei gleichem Trend – in die gleiche Richtung zielen.

## 5 Zusammenfassung

1) Zweck der Untersuchungen in den Jahren (1975 –) 1983 – 2000 ist die Erfassung der Grundwasser-Dynamik von Pflanzengesellschaften der Feuchtgebiete in der Nordheide. Basis ist die Kombination von Zeigerpflanzen zur Indikation von Wasser- und Nährstoff-Haushalt (Pflanzengesellschaften siehe Tab. 1).

*Hauptziel* ist die Früherkennung von Änderungen im Wasser-Haushalt und die Möglichkeit einer konsequenten Anwendung von Schutzmaßnahmen, die für das Überleben seltener Pflanzengesellschaften im Eventualfall notwendig sind (Perimeter siehe Abbildung 1).

2) Mithilfe von Vegetationsaufnahmen und den übrigen Grundsätzen und Methoden



der Vegetations- und Standortüberwachung („Biomonitoring“) einschließlich der feldmäßigen Erfassung des Wasserspiegels im Kontrollgebiet können etwaige Veränderungen in der Arten-(gruppen)-Kombination von Jahr zu Jahr (J-Wert) erkannt werden. Ab ca. 10 Jahren Überwachung können auch die allgemeinen Trends abgeleitet werden (G-Wert). Bei bekannten Unterschieden zur Normalität sind Prognosen möglich.

Die Einleitung von Drainagen oder der Aufstau eines kleinen Rückhaltebeckens zeitigt schon in einem Jahr eine starke Änderung der Vegetation. Dagegen ergeben sich von Jahr zu Jahr auch stärkere Fluktuationen bei vielen Arten-(gruppen), wobei einige der persistenten Arten ohne Änderung des Standorts kaum in Kombination und Häufigkeit mutieren.

- 3) Auf der Grundlage von Karten zur Hydrogeologie und zum Naturschutz (Naturschutz-Wert) wurden Kontroll- oder Dauerflächen auf den feuchtesten Standorten ausgewählt, die bezüglich Wasserhaushalt möglichst empfindliche Pflanzengesellschaften tragen und auf Lokalitäten stehen, die sich bei Grundwasser-Absenkungen schnell verändern würden.

Wie erinnerlich wurden die gemäß Unterlagen (der achtziger Jahre) empfindlichsten Probeflächen (Dauerflächen) gewählt (Abschnitt 2.5). Damit ist eine Einflussnahme unter den gegebenen Umständen und nach den aktuellen Erfahrungen unwahrscheinlich.

Während es keine Bereiche gibt, wo die empfindlicheren Pflanzengesellschaften auf den empfindlichsten Lokalitäten stocken, sind empfindliche Lokalitäten mit empfindlichen Pflanzengesellschaften, oder dann solche empfindlichster Art auf mäßig empfindlichen Lokalitäten recht häufig. In solchen Gebieten wurden die Dauerflächen nach den Kriterien des Biomonitoring angelegt und eingemessen. Eindeutig gefährdete Gebiete enthalten hier keine schützenswerten Pflanzengesellschaften auf großer Fläche.

Falls oberflächennahes Grundwasser infolge direkter Nutzung oder durch Verbindung („Fenster“) mit dem obersten Aquifer tatsächlich abgesenkt wird, so wäre bei einer Überschreitung der Toleranzgrenze (10 bis 20 cm) eine Veränderung möglich bzw. sichtbar geworden. Denn bei den vorherrschenden sandigen oder torfigen Böden ist die Toleranzgrenze nahe und die Überführung in die standörtlich nächstverwandte Pflanzengesell-

schaft etwas trockenerer Böden schnell gegeben (vergleiche Abschnitt 4, zum Teil 2, Einzelheiten über Grundwasserstand und Vegetation).

Da die meisten Pflanzengesellschaften eine ihnen eigene Grundwasser-Dynamik aufweisen – ausdrückbar in idealisierter Grundwasser-Überschreitungs-Dauerlinie – kann aus der Veränderung der Grundwasser-Dynamik die mutmaßlich entstehende Pflanzengesellschaft prognostiziert werden. Veränderungen dieser Art konnten auf den Weideflächen bei Aufstau (1018) oder Drainage (1019) beobachtet werden und auch bezüglich der Reversibilität Aussagen abgeleitet werden.

Anhand der Abbildung. 4 bzw. 5 ist die Lage der einzelnen Pflanzengesellschaften der Feuchtgebiete – aus Bruchwald, Quelltopf & Moor sowie Wiesen & Weiden – im Landschaftsprofil ersichtlich.

- 4) Die statistische Auswertung mit Autokorrelation (bezüglich Zeitfaktor), Korrelation mit „fuzzy ordination“ und mit der Hauptkomponenten-Analyse erlaubt die Ansprache von gerichteten und ungerichteten Entwicklungen bzw. einfachen ökosysteminternen Fluktuationen (Abbildung 4a/b/c).

Dennoch zeigen gewisse Dauerflächen Trends eher schwächerer Art an gerichteter Veränderung (Flächen mit Bruch, Schwingrasen, Binsenwiese, Feuchtwiede bzw. Flächen-Nr. 1001, 1002, 635, 1017), die mit einer Ausnahme (Bruch auf Fläche 1001) nicht auf eine Absenkung des Wasserspiegels zurückzuführen sind. Weitere schwach gerichtete Veränderungen ergeben sich durch das Lichterstellen nach Windwürfen (Quelltopf 618, Quellgraben 1012) oder durch eine natürliche Sukzession von Flach- zu Hochmoor (620a/b, 640, siehe auch Abbildung 2).

Wesentlich klarere Veränderungen ergaben sich auf den manipulierten Feuchtweiden mit den Dauerflächen 1018 bei Einstau und bei 1019 durch Drainage, was den Vergleich der Auslenkungen bei gerichteten und ungerichteten – neben den event. stationären Grundwasserständen – noch erleichtert (siehe Tab. 6 gerichtete/ungerichtete Veränderungen, Tab. 3/4 konstante und veränderte Präsenz von Pflanzenarten in Kraut- & Moos-Schicht).

Alle Pflanzengesellschaften mit wenig schwankendem oberflächennahen Grundwasserspiegel (0 – 30 cm u.F. = Medianwert) werden durch Grundwasser-Absenkungen binnen eines Jahres umgewandelt

(vergleiche Abschnitte 2.6, 2.3, Vegetation & Standort bzw. Zeigerpflanzen).

Kleinere Störungen – ob durch Wildschweine, längere Überflutungen usw. – werden durch die meist aus ausläufertreibenden Pionier-Arten oder pionierhaft reagierenden Arten von Jahr zu Jahr ausgeglichen. Eine klare Ansprache von Trend und Richtung ist in der Regel nach rund 10 Jahren Beobachtung gegeben.

Tabelle 2 & 7 zeigen die derart langfristig stärker oder schwächer fluktuierenden Arten unter Angabe von Prozentzahlen des von Jahr zu Jahr wechselnden Anteils von Arten beziehungsweise den Prozentzahlen des langfristigen Wechsels (Durchsatz von Pflanzenarten (J- & G-Werte)).

5) Von den einzelnen Gruppen von Pflanzengesellschaften aus Bruchwald, Quelltopf, Moor und Wiesen/Weiden sind meist deutlich spezifische bzw. individuelle Fluktuationen bzw. Durchsätze bekannt:

- Bruchwälder sind ziemlich ausgeglichen, aber mit einem recht hohen Durchsatz von Arten versehen, die nur kurzfristig bis wenige Jahre auftreten.
- Moore verschiedener Art zeigen langfristig gesehen einen Durchsatz von  $G = 25 - 50\%$  der Arten (ohne Sukzession), aber einen von Jahr zu Jahr mäßigen Durchsatz.
- Quelllöcher weisen einen starken Durchsatz auf, in dem sich etwa  $50\%$  der Arten ändern und auch von Jahr zu Jahr stärkere Fluktuationen zu erwarten sind. Allgemein sind die Quellwasserführungen stark schwankend, und quellige Stellen sind auch empfindlich gegenüber Trittschäden.
- Wiesen/Weiden schließlich haben einen tiefen Durchsatz, aber von Jahr zu Jahr starke Fluktuationen ( $J > G$ ; Zusammenfassung in Tab. 5).

Alles in allem zeigen sich in den Pflanzengesellschaften keine nachteilig wirksamen Änderungen, die auf veränderte Grundwassereinflüsse zurückgeführt werden könnten (Tab. 7).

6) Außerhalb des eigentlichen Untersuchungsgebietes wurden zum Vergleich zwei weitere Lokalitäten regelmäßig besucht und mit Vegetationsaufnahmen belegt. Das erste Gebiet liegt an der oberen Este, ist nahezu die ganze Vegetationsperiode oberflächlich abgetrocknet und erstreckt sich parallel zum ebenfalls recht

trockenen Bachlauf der Este. Eine Regeneration dieses eher seltenen Moortyps durch eine dauerhafte leichte Anhebung des Grundwasserspiegels um 20 bis 30 cm wäre möglich und dem Schutzwert angemessen (Beobachtungen der Jahre 2001 – 2003).

Das andere Gebiet ist die ehemalige Feuchtweide im Schierhorner Moor, die vor circa 15 Jahren ohne Abschürfung in die Extensivierung entlassen wurde. Nach etwa 5 Jahren hatte sich eine Entwicklung in Richtung eines sauren Braunseggenmoores angebahnt, wobei Störungszeiger (zum Beispiel *Juncus effusus*, *Agrostis stolonifera*) immer noch dominieren.

Beide Flächen illustrieren die Schnelligkeit, mit der im Wasserhaushalt veränderte Gebiete reagieren können. Damit ergibt sich eine weitere Stütze für die Beurteilung von Unterschieden zwischen den achtziger und neunziger Jahren, die sich in den untersuchten Gebieten der Nordheide ergeben haben.

Neuere statistische Methoden (inkl. der Anwendung von zellulären Automaten „CA“) erlauben eine ungefähre Bestimmung der zukünftigen Entwicklung.

#### Literatur

- Bakker, J. P., Olf, H., Willems, J.H., Zobel, M. 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? – *J. Vegetation Science* 7, 147–156.
- Barthlott, W. & Winiger, M. 1998. Biodiversity. A challenge for development research and policy. – Springer Verlag, Berlin, 429 pp.
- Bathke, M. 2003. Biotypenkartierung für ausgewählte Teilbereiche des Wassergewinnungsgebietes Nordheide. – Hamburger Wasserwerke GmbH (unveröff.) 55 pp. 12 Anlagen, 14 Tabellen, 20 Fotos.
- Belde, M., Richter, O. 1997. Zellulärer Automat zur Simulation der Sukzession auf Niedermoorstandorten bei unterschiedlichen Managementmaßnahmen. – *Verh. Ges. Ökol.* 27, 189–198.
- Blume-Winkler, D., Engelmann, A., Prueter, J. (Hrsg.) 1995. Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – *Dokum. Natur u. Landsch.* S.Heft 24, 87 pp (1077 Lit.-Zitate).
- Boller-Elmer, K. 1977. Stickstoff-Düngungseinflüsse von Intensiv-Grünland auf Streu- und Moorwiesen. – *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel*, 63, 103 pp.
- Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensoziologie*. 3. Aufl., Springer, Wien
- Brülsauer, A., Klötzli, F. 1998a. Notes on the ecological restoration of fen meadows, ombrogenous bogs and rivers, definitions, techniques, problems. – *Bull. Geobotan. Inst. ETH*, 64, 47–61.

- Brüllsauer, A., Klötzli, F. 1998b. Habitat factors related to the invasion of reed (*Phragmites australis*) into wet meadows of the Swiss Midlands. – *Z. Ökol. Nat.sch.* 7, 125–136.
- Burga, C. A., Kratochwil, A. (Hrsg.) 2001. *Biomonitoring: General and Applied Aspects on Regional and Global Scales*. Kluwer Academic publishers, Dordrecht.
- Buttler, A. 1992. Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. – *Vegetatio* 103, 113–124.
- Dahl, H. J. (H'Koord.; et al.) 1981. Bewertung von Flächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“, die im Zusammenhang mit geplanten Grundwasserentnahmen durch die Hamburger Wasserwerke potentiell gefährdet sind. – Mskr. Nieders. Landesverw. Amt, Hannover, 83 pp.
- Dierschke, H. 1994. *Pflanzensoziologie*. – UTB Ulmer, Stuttgart, 683 pp.
- Gassmann, F., Klötzli, F., Walther, G.-R. 2000. Simulation of observed types of dynamics of plants and plant communities. – *J. Veg. Sci.* 11, 397–408.
- Glenn-Lewin, D. C. & van der Maarel, E. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: „Plant succession: theory and prediction“, Glenn-Lewin, D. C., Peet, R. U. & Veblen, T. T. (Eds.), 11–59. – Chapman & Hall, London.
- Gorissen, I. 1998. Die großen Hochmoore und Heidelandschaften in Mitteleuropa – Natur-Landschaft-Naturschutz. – Selbst-V. Siegburg, 190 pp.
- Grootjans, A. P. 1985a. Changes in groundwater regime in wet meadows. – Diss. Univ. Groningen, 146 pp.
- Grootjans, A. P. 1985b. Der Einfluss von Eingriffen in den Wasserhaushalt auf die Verbreitung von Ried- und Grünlandpflanzen. (holl.) – Lab. Pl. Ecol., Haren (NL), 94 pp.
- Grosvernier, O., Matthey, Y., Buttler, A. 1997. Growth potential of three Sphagnum species in relation to water table level and peat properties with implications for their restoration in cut-over bogs. – *J. appl. ecol.* 34, 471–483.
- Güsewell, S., Buttler, A. & Klötzli, F. 1998. Short-term and long-term effects of management on the vegetation of two calcareous fens. – *J. Veg. Sci.*, 861–872.
- HWW 1986. Kurzfassung eines Vortrages von Prof. Dr. Klötzli (Zürich). Wassergewinnung in Feuchtgebieten in der Nordheide. – *Wassermagazin* 1986 (5), 9–10.
- IGN/AG Ldsch.Ökologie. 1988. Projekt Nordheide. Vegetationsaufnahmeflächen außerhalb des NSG Lüneburger Heide. Mskr., Garlstorf, 59 pp.
- Kaiser, Th., von Harling, H.-J. 1998. Die Farn- und Blütenpflanzen des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide“. – *Braunsch. naturkd. Schr.* 5, 667–683.
- Kapfer, A. 1988. Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes. Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – Diss. Bot. 120.
- Kaule, G. 1991. *Arten- und Biotopschutz*. – Ulmer, Stuttgart, 519 pp.
- Klötzli, F. 1969. Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. – *Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz* 52, 296 pp.
- Klötzli, F. 1979. Ursachen für Verschwinden und Umwandlung von Molinion-Gesellschaften in der Schweiz. *Ber. Intern. Symp. Intern. Verein. Vegetationskunde*, Rinteln, 1978, 451–467.
- Klötzli, F. 1981. Zur Frage der Neuschaffung von Mangelbiotopen. – *Ber. Intern. Symp. Intern. Verein. Vegetationskunde*, Rinteln, 1971/72, 601–606.
- Klötzli, F. 1982. Zur Wirkung von Grundwasserentnahmen der Hamburger Wasserwerke auf die Vegetation der Feuchtgebiete in der Nordheide, WSG Lüneburger Heide. – Mskr. HWW, 20 pp.
- Klötzli, F. 1986. Tendenzen zur Eutrophierung in Feuchtgebieten. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 87, 343–361.
- Klötzli, F. 1987. Disturbance in transplanted grasslands and wetlands. pp 79–96. – In: Van Andel et al., *Disturbance in Grasslands*. Symposium, 1986, Groningen. Dr. W. Junk, Dordrecht, NL.
- Klötzli, F. 1989. Grundwasserstand und Vegetationsentwicklung in der Nordheide: Prüfung der Ursächlichkeit der Vegetationsentwicklung in den instabilen Dauerflächen. – *Ber. z.H. HWW*, Mskr. 5 pp.
- Klötzli, F. 1991. Möglichkeiten und erste Ergebnisse mitteleuropäischer Renaturierungen. – *Verh. Ges. für Ökologie* 20, 229–242.
- Klötzli, F. 1993a. Grundsätze ökologischen Handelns. – *DVGW Schr. R. Wasser* 78, 9–25.
- Klötzli, F. 1993b. Ökosysteme. Aufbau, Funktionen, Störungen. – G. Fischer, Stuttgart, Jena, 447 pp.
- Klötzli, F. 1994. Grenzen ökologischer Freiräume. *Wasserwirtschaft* 84, 378–380.
- Klötzli, F. 1995. Zur Vegetationsentwicklung in der Nordheide in der gesamten Beobachtungsperiode 1975 – 1994 sowie im Berichtsjahr 1993/94. Mskr. HWW, 8 pp & Tab.-Anhang 34 pp.
- Klötzli, F. 1996. Grundlagen und ökologische Aspekte der Biotopkartierung. – *Sympos. „Biotopkartierung im Alpenraum“*, 1994. – *Sauteria* 8, 131–144.
- Klötzli, F. 1997. Zur Dynamik von Naturschutzgebieten in der Schweiz. In: „*Internationaler Naturschutz*“, K.H. Erdmann (Hrsg.), pp 191–225.
- Klötzli, F. 1998. Fluctuations, chaos and succession in a living environment. pp 111–127. In: Barthlott, W., Winiger, M. (eds.), *Biodiversity*, Springer, Berlin, 429 pp.
- Klötzli, F. 1999. On the birth of raised bogs. In: Maltby, E., Maclean, L. (eds.), *Peatlands under pressure*. *Sympos. Soc. Wetland Scientists*, Anchorage, Alaska, 1998, pp 24–28.
- Klötzli, F. 2000. Biomonitoring – Tasks and limits. In: Burga, C. & Kratochwil, A. (eds.), *Biomonitoring*. Symposium, 1998, Zürich, pp 5–16.
- Klötzli, F., 2000: Zur Dynamik der Feuchtgebiete in der Nordheide – Umfassender Überblick über die

vegetationskundlich fassbaren Vorgänge auf den Dauerflächen der Nordheide in den Jahren 1975 – bzw. 1984 – 2000. Wissenschaftliches Gutachten zu Hd. der HWW. 36 S., Tab. A – F, Abb. 1 – 5, Annex.

Klötzli, F. et al. 1999. Manifest: Welche Forschung braucht der Naturschutz heute? – Vierteljahrschr. Naturf. Ges. Zürich 144, 89–100.

Klötzli, F., Walther, G. R., Carraro, G. & Grundmann, A. 1996. Anlaufender Biomwandel in Insubrien. – Verh. Ges. für Ökologie 26, 537–550.

Krökel, I. 1987. Die aktuelle Problematik in der Nordheide durch die Grundwasserentnahme der Hamburger Wasserwerke. – Mskr. Univ. Hamburg, 80 pp.

Langenauer, R. 1996 (= TOPOS 1996). Auswertungen von Vegetationsaufnahmen aus 21 Dauerflächen in der Nordheide (1975 – 1995) mittels multivariater Analysen. – Mskr. HWW, 9 pp., Tab.-Anhang, 48 pp. (ähnliche Fassung TOPOS 1999).

Larcher, W. 1984. Ökologie der Pflanzen. – Ulmer, Stuttgart, 403 pp.

Leuschner, Ch. 1994. Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). – Phytocoen 22, 289–324.

Leuschner, Ch., Immenroth, J. 1994. Landschaftsveränderungen in der Lüneburger Heide 1770 – 1985, Dokumentation und Bilanzierung auf der Grundlage historischer Karten. – Arch. Natur u. Landsch. Schutz 33, 85–139.

Luetkepohl, M., Toenniessen, J. 1992. Naturschutzpark Lüneburger Heide. – Ellert & Richter, Hamburg, 240 pp.

McLaughlin, A. & Minean, P. 1995. The impact of agricultural practises on biodiversity. – Agric. Ecosyst. Environ. 55, 201–212.

Meisel, K. 1984. Erläuterungen zu den Dauerbeobachtungsflächen im Raum Hanstedt – Undeloh. – Mskr. BFA Naturschutz & Ldsch.ökologie Bonn, 5 pp + 12 Tab.

Müller-Dombois, D., Ellenberg, H. 1974. Aims and methods in vegetation ecology. – Wiley, New York, London u.a., 547 pp.

Odum, E. P. 1983. Grundlagen der Ökologie. Bd. 1 & 2. – Thieme, Stuttgart, 502 & 368 pp.

Pfadenhauer, J. & Klötzli, F. 1996. Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. – Vegetatio 126, 101–115.

Plachter, H. 1991. Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege. – ANL Laufen/Salzach, Lauf. Sem. Beitr. 7, 7–29.

Pohle, W., Luick, R. 1986. Naturschutz als Beitrag zur Ressourcensicherung. – Ein Renaturierungsprojekt in der Nordheide. – Fachl. Ber. HWW 5 (2), 52–59.

Poschold, P. 1997. Grundwassermoore in der Kulturlandschaft. Nutzungsgeschichte, Schutz- und Entwicklungsstrategien. In: Biewer, H., Poschold, P. (Hrsg.): Regeneration artenreichen Feuchtgrünlands. Veröff. PAÖ (= Projekt „Angew. Ökol.“) 24, 325–346. LA f. Umweltsch. Bad.-Württ./Karlsruhe.

Pott, R. 1995. Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl. – UTB Ulmer, Stuttgart, 622 pp.

Pott, R., Hüppe, J. 1999. Die Landschaftsentwicklung der Lüneburger Heide. – Phytocoenosis 11 (NS), 131–128 (Lit.).

Quast, R. & J. G. 1979. Untersuchung über die Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf den Haushalt und Struktur des Naturschutzparkes Lüneburger Heide. – Mskr., TU Hannover, Inst. Landsch.pfl. & Natursch.

Rademacher, D., Toenniessen, J. 1995. Lüneburger Heide. – Umschau-V., Frankfurt, 160 pp.

Remmert, H. 1989. Ökologie. Ein Lehrbuch. – Springer, Heidelberg, Berlin, 374 pp.

Riecken, U. 1992. Grenzen der Machbarkeit von „Natur aus zweiter Hand“. – Natur und Landschaft 67, 527–535.

Ringler, A. 1987. Lebensräume auf der Roten Liste. – BLV, München, 195 pp.

Roberts, D. W. 1986. Ordination on the basis of fuzzy set theory. – Vegetatio 66, 123–131.

Schmidt, W., Kohls, K., Garbitz, D. 1991. Die Untersuchung von Flora und Bodenvegetation in niedersächsischen Naturwäldern – Beispiele aus dem „Mening Holz“ (Lüneburger Heide) und dem „Staufenberg“ (Harz). – NNA-Ber. 4 (2), 138–144.

Schreiber, K. F. 1995. Sukzessionsdynamik – Die Entwicklung von Gehölzen und Krautschichten in den 20jährigen ungestörten Sukzessionsparzellen der Bracheversuche Hepsisau und St. Johann in Baden-Württemberg. – Nürtinger Hochschulschriften 13, 139–163.

Stetzka, K. 1991. Daueruntersuchungen zur Veränderung in der Bodenvegetation in niedersächsischen Naturwäldern. – NNA-Ber. 4 (2), 144–150.

Steubing, L., Buchwald, K. 1989. Analyse der Artenverschiebungen in der Sand-Ginsterheide des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – Natur u. Landsch. 64, 100–105.

Streit, B. 1980. Ökologie. Ein Kurzlehrbuch. – Thieme, Stuttgart, 235 pp.

Sykes, M. T., van der Maarel, E., Peet, R. K. & Willems, J. H. 1994. High Species Mobility in Species-Rich Plant Communities: An International Comparison. – Folia Geobot. Phytotax. Praha 20, 439–448.

Thannheiser, D., Möller, I. 1999. Naturschutzpark Lüneburger Heide. – Hamburger Geogr. Stud. 48, 375–387.

Tönniessen, J. 1992. Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Projekt: Lüneburger Heide. – Natur u. Landsch. 67, 358–364.

TOPOS 1996. s. bei Langenauer 1996 (vergleiche auch TOPOS 1999).

Van der Maarel, E. 1996a. Vegetation dynamics and dynamic vegetation science. – Acta Bot. Neerl. 45, 421–442.

Van der Maarel, E. 1996b. Pattern and process in the plant community: 50 years after A.S. Watt. – *J. Veg. Sci.* 7, 19–28.

Van der Valk, A. G. 1982. Succession in temperate north american wetlands. In: Gopal, B., Turner, R. E., Wetzel, R. G., Wigham, D. F. (Eds.), *Wetlands Ecology and management*, pp 169–179. – NIE/Int. Sci. Publ., New Delhi.

Walther, G.-R., Klötzli, F., Gassmann, F. 1999. On the application of chaos theory to analyse fluctuations in wet meadows. Preliminary results. – *Ann. Bot.* 57, 31–40.

Warning, D. 1996. Die Entwicklung von Vegetation und Boden auf ehemaligen Ackerflächen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Ergebnisse einer Chronosequenzanalyse. – *Tuexenia* 16, 451–495.

Wilmanns, O. 1998. Ökologische Pflanzensoziologie. – UTB. 6. Aufl., Quelle & Meyer, Wiesbaden, 405 pp.

Wheeler, B.D. 1993. Botanical diversity in British mires. – *Biodiversity Conserv.* 2, 490–512.

Wheeler, B. D. 1995. Introduction, restoration and wetlands. – pp 1-18. In: Wheeler, B. D., Shaw, S. C., Fojt, W. J., Robertson, R. A. (eds.), *Restoration of temperate wetlands*. – Wiley, Chichester.

Wildi, O. 1994. Datenanalyse mit MULVA-5. – *Arb.Mskr. WSL, Birmensdorf*, 74 pp.

## Verdankungen

Wie ersichtlich erstreckte sich der Untersuchungszeitraum über fast ein Vierteljahrhundert. Den Hamburger Wasserwerken gebührt deshalb besonderer Dank, dass sie die Untersuchung mit dauerhafter Konstanz in derselben Jahreszeit ermöglichen haben.

Bedanken möchte ich mich ebenfalls bei allen direkt an der Feldarbeit Teilnehmenden sowie bei allen Freunden und Kollegen, die durch fachmännisches und gedankliches Mitgehen die Auswertungen begleitet haben.

Wir alle hoffen mit dieser Arbeit nicht nur zur Erhaltung der Vielfalt an Feuchtgebieten in der Nordheide einen Dienst erwiesen, sondern auch einige innovative Gedanken in den Bereich populationsökologischer Prozesse eingebracht zu haben.