

Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz

NNA

Berichte

13. Jahrgang, Heft 2, 2000



Klimaveränderungen
und Naturschutz

NNABer.	13. Jg.	H. 2	120 S.	Schneverdingen 2000	ISSN: 09 35 - 14 50
Klimaveränderungen und Naturschutz					

Herausgeber und Bezug:

Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
Telefon (05199) 989-0, Telefax (05199) 989-46
e-mail:nna@nna.de
Internet: www.nna.de

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

ISSN 0935-1450

Titelbild: Vaerøy/Lofoten (Foto: J. Schreiner)

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100% Altpapier)

NNA-Berichte

13. Jahrgang, Heft 2, 2000

Klimaveränderungen und Naturschutz

Inhalt

**Auswirkungen der Klimaerwärmung auf Flora, Fauna und die menschliche Kultur,
Fachtagung vom 29.09. – 01.10. 1999 auf Hof Möhr**

Kesel, R.:	Auswirkungen der Klimaerwärmung auf Flora und Fauna in Nordwestdeutschland	2
Ott, J..	Die Ausbreitung mediterraner Libellenarten in Deutschland und Europa	13
Handtke, K.:	Veränderungen in der Insektenfauna der Bremer Flussmarschen 1982 – 1999 – Zeichen des Klimawandels?	37
Schultz, R..	Auswirkungen der Klimaveränderungen auf die Arthropodenfauna der Salzgrünländer der mittleren Ostsee	55
Handelmann, D..	Klimabedingte Veränderungen im Ökosystem Boden am Beispiel von Küstendünen	62
Frahm, J.-P., Klaus, D.:	Moose als Indikatoren von rezenten und früheren Klimafluktuationen in Mitteleuropa	69
Kolb, E.:	Auswirkungen von Klimaveränderungen auf den Nährstoffhaushalt von Ökosystemen	76
Herbst, M..	Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf den ökosystemaren Kohlenstoff- und Wasserhaushalt	83
Klose, S.:	Konsequenzen globaler Klimaveränderungen für die biologische Vielfalt	90

**Klimaschutz durch Moorschutz, Fachtagung in Zusammenarbeit mit der Royal Society for the Protection
of Birds (RSPB) vom 10.-11. 06. 1999 in Schneverdingen**

Stahl, W., Berner, U.:	Das Klimaproblem – eine Betrachtung aus wissenschaftlicher Sicht	96
Dierßen, K..	Die Entstehung von Mooren – Typisierung und Prozesse	100
Höper, H., Blankenburg, J.:	Emissionen klimarelevanter Gase aus den niedersächsischen Mooren und Möglichkeiten der Reduzierung	110
Meyer, K..	Spurengasemissionen aus Niedermooren bei unterschiedlichem Vernässungsgrad	118

Auswirkungen der Klimaerwärmung auf Flora und Vegetation in Nordwestdeutschland

von Raimund Kesel

Einleitung

Klima wird beschrieben durch den mittleren Zustand, charakteristische Extremwerte und Häufigkeitsverteilungen der meteorologischen Größen (Druck, Bewölkung, Temperatur, Niederschlag, Licht u.a.m.), die diese über einen längeren Zeitraum und über einem größeren Gebiet annehmen. Als Ursachen einer Änderung des Klimas werden Zyklen der Erdbahn und der Erdachse, Zyklen der Sonnenaktivität, der Treibhauseffekt, und die Erhöhung der UV-B-Strahlung durch eine verringerte stratosphärische Ozonschicht angesehen.

Die internationale Fachwelt ist sich heute weitgehend einig, dass die Zunahme der atmosphärischen Treibhausgase (CO_2 , CH_4 , N_2O , O_3) seit der vorindustriellen Zeit (um 1750) zu Veränderungen im Klima der Erde geführt hat. In den vergangenen 250 Jahren hat dabei die Konzentration von Kohlendioxid um 30%, von Methan um 145% und von Stickstoffdioxid um 15% zugenommen, was vor allem auf die Verbrennung fossiler Brennstoffe und die Veränderungen in der Landnutzung und Landwirtschaft zurückzuführen ist (Moisier 1998). Es besteht dabei eine robuste statistische Beziehung zwischen der globalen mittleren Oberflächentemperatur und der CO_2 -Konzentration, so dass der Treibhauseffekt als Hauptursache am plausibelsten erscheint (Tol & De Vos 1998). Diese positive Korrelation von Temperatur und Treibhausgasen zeigen auch Analysen der Klimaentwicklung der letzten 220'000 Jahre (Woodwell et al. 1998). Man geht heute von einer globalen mittleren Temperaturerhöhung von $0,6^\circ\text{C}$ in 100 Jahren aus.

Weitere natürliche Phänomene wie die Sonnenaktivität und die Erdbahn- und Erdachsenparameter können dabei zwar bestimmte zyklische Schwankungen in der Klimaentwicklung erklären, aber nicht den Trend der letzten 150 Jahre. Jedoch, eine gewisse klimarelevante Bedeutung kommt dabei den 3

Milankovitch-Zyklen zu (s. Abb.1). Die Grundannahme besagt, dass die Erde durch den Raum wandert und dabei drei unterschiedliche zyklische Bewegungen in ihrer Kombination Veränderungen in der auf die Erde einfallenden Sonnenenergie verursachen (Killeen 1998):

1) Richtungswechsel der Erdachse (Präzession): Die Richtung der Erdachse ändert sich im ~ 23.000 Jahre Zyklus. Gegenwärtig ist die Erde im Januar der Sonne am nächsten (milde Winter) und am weitesten entfernt im Juli. In ~ 11.000 Jahre wird das Gegenteil eintreten und dadurch die Nordhemisphäre strengere Winter haben.

2) Neigung der Erdachse (Tilt, Obliquität): Der zweite Milankovitch Zyklus braucht ungefähr 41.000 Jahre und wird verursacht durch Änderungen in der Neigung der Erdachse. Gegenwärtig beträgt die Neigung $23,5^\circ$. Der Zyklus von 41.000 Jahren schwankt zwischen $\sim 22^\circ$ und $24,5^\circ$. Je geringer die Neigung, umso geringer sind die Unterschiede zwischen Sommer und Winter in den mittleren und hohen Breiten und umso mehr verschieben sich die warmen Breiten nach Norden.

3) Exzentrizität: Der Orbit der Erde um die Sonne geht von einem mehr elliptischen zu einem nahezu kreisförmigen über in einem Zyklus von ~ 100.000 Jahren. Gegenwärtig befindet sich die Erde in einer Periode mit geringer Exzentrizität ($\sim 3\%$), was einen jahreszeitlichen Wechsel in der Solarenergie von $\sim 7\%$ erzeugt und kürzere und mildere Winter bedeutet. Ist die Exzentrizität am höchsten ($\sim 9\%$), werden saisonale Unterschiede von $\sim 20\%$ erreicht und die Länge der Jahreszeiten ändert sich hin zu längeren Wintern und kürzeren Sommern.

Andere Faktoren wirken den Auswirkungen der orbitalen Änderungen der Erde entgegen bzw. verstärken sie: Die Staubmengen in der Atmosphäre, die Reflexion der arktischen und antarktischen Eisfelder (Albedo), die Konzentration der Treibhausgase, die sich verändernden Eigenschaften der Wolken, die

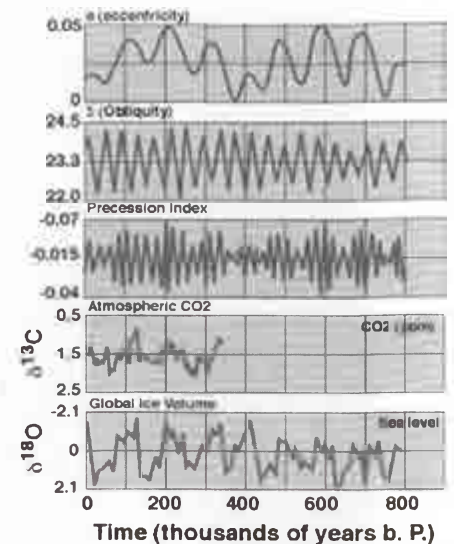


Abbildung 1: Korrelation der Milankovitch-Zyklen und der paläoklimatischen Entwicklung der letzten 800'000 Jahre. Es zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen der Exzentrizität der Erdbahn und den Eiszeiten, allerdings nicht bezüglich der gegenwärtigen Eisabnahme. Im Detail haben auch die Präzession (Richtungswechsel der Erdachse) und die Obliquität (Achsenneigung) einen gewissen Einfluss. Quelle: Killeen (1998).

Landhebung nach dem Abschmelzen der Gletscherlast, welche immer noch im Gange ist.

Die Hypothese, dass für die Klima-veränderungen allein Veränderungen der Sonnenparameter entscheidend sind, wird kaum unterstützt. Hauptsächlich wird dabei von der Beeinflussung der Bewölkung durch den kosmischen Strahlenfluss ausgegangen. Zyklische Änderungen der Sonneneinstrahlung um ca. $0,1\%$ im 11-Jahres-Rhythmus spielen jedoch nur eine vernachlässigbare bzw. modulierende Rolle bei der globalen Erwärmung (Killeen 1998).

Für das Ende des 21. Jahrhunderts wird eine Verdoppelung der CO_2 -Konzentration vorhergesagt, wodurch die globale Oberflächentemperatur im Mittel um $2-3^\circ\text{C}$ steigen wird und die Frequenz starker Wetterereignisse sich erhöht (Moisier 1998). Für die globale mittlere Lufttemperatur (regional sind deutliche Abweichungen zu erwarten) geben die Klimamodelle eine Erhöhung bis zum Jahre 2100 um 1 bis $3,5^\circ\text{C}$ (beste Schätzung 2°C) an (Killeen 1998).

So hoch wie heute waren die Treib-

hausgaskonzentrationen (CO_2 und Methan) in den letzten 420'000 Jahren nie. Auch sind sie in diesem Zeitraum nie so schnell angestiegen wie in den letzten hundert Jahren. Wir sind also mittendrin in den Klimaveränderungen und können davon ausgehen, dass deren Auswirkungen auf die Vegetation und die Verschiebung ihrer klimatischen Grenzen bereits voll im Gange sind. Viele Beobachtungen des Vordringens von Pflanzenarten z.B. entlang der Verkehrswege nach Norden (z.B. des Fliderspeers *Buddleja davidii* an den Bahnstrecken) oder der regionalen Ausbreitung einmal eingebrachter wärmeliebender Arten (z.B. des Götterbaumes *Ailanthus altissima* in vielen Städten) ist höchstwahrscheinlich auf die Klimaerwärmung zurückzuführen.

Im folgenden soll zunächst die lokale Klimaentwicklung in Bremen und damit stellvertretend die regionale Klimaentwicklung in Nordwest-Deutschland dargestellt werden. Auf dem Hintergrund einer Zusammenstellung neuester Ergebnisse zu den ökologischen Auswirkungen und auf Grundlage eines weit verbreiteten Klima- und Vegetationszonen-Modells (Holdridge's Lebenszonen-Modell, Walter's und Ellenberg's Vegetationszonen) wird dann eine Abschätzung der für Nordwestdeutschland zu erwartenden ökologischen Auswirkungen und Vegetationsveränderungen vorgenommen. In einem weiteren Teil wird eine floristische Entwicklungsabschätzung für bestimmte, nach den Temperatur-Zeigerwerten von Ellenberg zusammengestellte Artengruppen vorgenommen und abschließend die Bedeutung der Klimaverschiebungen und ihrer Auswirkungen für den Naturschutz diskutiert.

Allgemeine ökologische Auswirkungen der Klimaänderungen

CO_2 -Erhöhung

Die CO_2 -Erhöhung verändert die Pflanzenwelt: Die CO_2 -Anreicherung der Luft beeinflusst die Artenzusammensetzung und -vielfalt und zwar überall auf der Erde und nicht nur dort, wo der Großteil der Emissionen stattfindet. Nach *Saetersdal* et al. (1998) wird dabei eine Zunahme der Artendiversität um 26% im Mittel angenommen, wobei die Zunahme in südlichen Breiten größer sein wird als in den nördlichen (der Nordhe-

mispäre, in der Südhemispäre entsprechend umgekehrt).

Die CO_2 -Anreicherung in der Luft führt zu einer Ansammlung von Kohlenhydraten (v.a. in Form von Stärke) in den Blättern bei gleichzeitiger Reduzierung des Eiweißgehalts. Dies schafft ungünstige Bedingungen für viele Herbivoren. Bei ungedüngten Wiesenpflanzen bleibt die Eiweißmenge pro Bodenfläche gleich und das Mehr an Pflanzenmasse besteht hauptsächlich aus Zellulose. Die Wiesen werden 'strohiger' und verlieren an Futterwert (*Körner* et al. 1998).

Pflanzenarten reagieren bei sonst gleichen Bedingungen unterschiedlich auf CO_2 -Anreicherung. Die schwerwiegende Folge dieser simplen Beobachtung: die Wettbewerbsverhältnisse zwischen den Arten verändern sich. Bisher konnte bei vielen Wildpflanzen keine oder nur eine sehr geringe Stimulierung festgestellt werden. Bei langlebigen Pflanzen (z.B. Bäumen) wird der Effekt mit zunehmendem Alter immer kleiner (*Körner* et al. 1998).

Die einzelnen Pflanzenarten reagieren sehr unterschiedlich auf die neue Situation, zeigen im allgemeinen aber geringere Effekte als ursprünglich angenommen. Eine echte Düngewirkung von CO_2 besteht nur, wenn alle Bodennährstoffe in überreichem Maß vorhanden sind, was in der Natur nur sehr selten vorkommt. Die Ausnahme: Intensivlandwirtschaft. Hier ist eine 10-15%ige Wachstumssteigerung bei CO_2 -Verdoppelung zu erwarten, sofern nicht andere Klimabedingungen ungünstig sind (*Körner* et al. 1998). *Yu* et al. (1998) fanden bei Experimenten mit Sojabohnen sogar eine 70%ige Zunahme der totalen Biomasse und eine 56% Zunahme der grünen Biomasse bei $\text{CO}_2 \times 2$. Die Netto-Assimilation nahm dabei zu, die Dunkel-Respiration ab. Erhöhung von CO_2 und Niederschlag hatten zusammen einen positiven Effekt, der jedoch mit zunehmender Temperatur wieder abgeschwächt wurde, was wiederum bei weiter zunehmenden Niederschlägen verstärkt wird. Sie gehen von einer Zunahme der Wassernutzungs-Effizienz der Pflanzen aus, verursacht durch die Zunahme des CO_2 . Diese Entwicklung mache zudem viele Pflanzen resistenter und anpassungsfähiger gegen Umweltveränderungen.

Eine symmetrische Erwärmung, d.h. eine gleichstarke Erwärmung von Tag und Nacht, dürfte dabei einen stärkeren

Effekt auf die Produktivität haben, als eine asymmetrische stärkere Erwärmung in der Nacht (*Dhakhva & Campbell* 1998). Andere Autoren gehen auch von einer erhöhten Nährstoff-Verfügbarkeit durch Steigerung der Bodenaktivität durch erhöhte Temperatur und Bodenfeuchte aus, was allerdings auch zu weiterer CO_2 - und CH_4 -Freisetzung führt (*Moisier* 1998; *Lieros* et al. 1999). Die bidirektionalen Beziehungen von Boden und Klima sind allerdings aufgrund ihrer räumlichen wie zeitlichen Variabilität des Austausches zwischen Boden und Atmosphäre schwer zu messen und abzuschätzen (*Moisier* 1998).

Die Anpassung zwischen Temperatur und Treibhausgaskonzentration kann sich nach *Woodwell* et al. (1998) über relativ kurze Zeiträume von Jahren bis Jahrzehnten vollziehen. Dies ist hauptsächlich auf die Änderungen in der Respiration der terrestrischen Ökosysteme einschließlich ihrer Mikrobiota zurückzuführen. Das System reagiert sensibler und mit einem größeren Effekt auf Temperaturänderungen als insgesamt die Photosynthese. Sie stellen jedoch gegenläufig fest, dass im letzten Jahrzehnt eine C-Bindung infolge gesteigerter Bodenaktivität stattgefunden hat. Sie gehen allerdings davon aus, dass die Folgen der gegenwärtigen Rate der Temperaturerhöhung diese terrestrische Bindung deutlich übertreffen wird.

Ein zusätzlicher Erwärmungseffekt wird durch die Erniedrigung der Stomata-Leitfähigkeit bei erhöhten CO_2 -Gehalten erzeugt (*Woodward* et al. 1998). Dies führt allgemein zu einer Erhöhung des Blattflächen-Index (LAI) in den höheren Breitengraden und zu einer wuchshöheren Vegetation und in Folge zu einer Reduzierung der winterlichen Albedo, was eine Erwärmung nach sich zieht. In Äquatornähe hingegen wird dadurch die Vegetationsdecke dünner und in Folge die Albedo vom offenen Boden höher (was bereits schon durch die Abholzung und die Waldbrände verursacht wird), was eine Abkühlung bedeutet. Allgemein ist davon auszugehen, dass eine Erhöhung des LAI mehr Verdunstungskälte entstehen lässt und zu einem kühleren Bestandsklima führt. *Woodward* et al. (1998) gehen auch davon aus, dass der CO_2 -Düngungseffekt zu einer Reduzierung des Kohlendioxids in der Atmosphäre führen wird durch Bindung in der erhöhten Biomasse. Bei angenommenen 3,9°C globaler Erwär-

mung bis 2100 gehen sie dann von einer 12%igen Verringerung des CO₂ und einem Kühlungseffekt von -0,7°C aus.

Niederschläge und Wasser

Veränderte Regenfälle (Variation der Menge und Zeitpunkte) beeinflusst die Vegetation: Bei Verschiebung zu warmtemperatem Klima ist mit verstärkten Starkregenereignissen und mit nachfolgenden Überflutungen und kurzzeitigem superhumidem Klima zu rechnen (Bliss & Zedler (1998). Dies führt zu höheren Diversitäten in Feuchtgebieten und Flachtümpeln durch erhöhte Keim- und Etablierungsraten, was zusätzlich noch durch erhöhte Temperatur und Luftfeuchtigkeit stimuliert wird und eine Verschiebung zur Dominanz von Wärmekeimern bewirkt (Harte & Shaw 1995).

Auch die Wasserreserven werden dadurch beeinflusst. Es wird davon ausgegangen, dass die Klimaerhöhung zu einer Reduzierung der sommerlichen und winterlichen Regenabflussmengen ins Grundwasserreservoir und damit zu Defiziten in der Wasserversorgung für die Vegetation führt. Zudem verschlechtert sich die Wasserqualität durch erhöhte Nitratanreicherung infolge der erhöhten Bodenaktivität (Arnell 1998). Bei zunehmendem Wasserdefizit und dadurch steigender Trockenheit ist in den Wäldern mit einem Verlust an Biomasse zu rechnen (Neilson 1993), was in Folge eine Zunahme der offenen Vegetationstypen (Grasland, Wüste) zuungunsten der Wälder bewirkt (Friedlingstein et al. 1994).

Die Zunahme der Luftfeuchtigkeit (durch Erhöhung der Blattfläche und der allgemeinen Verdunstungsrate) verstärkt die Tendenz zu Monsun-artigem Klima mit hoher Luftfeuchtigkeit (Delworth et al. 1999). Das Monsun-Klima, z.B. in Ostasien, ist sehr wechselhaft. Nach Fu & Wen (1999) ist die räumliche und zeitliche Variabilität der Ökosysteme eng an die Monsun-Regenfälle gekoppelt. Sie sprechen daher von "monsoon-driven ecosystems".

Direkte Temperaturwirkungen

Die Temperaturerhöhung verändert die Vegetationsperiode: Die Verlängerung der Vegetationsperiode ist bereits seit längerem zu beobachten (Sparks & Carey 1995). In Südsandinavien ist sie seit 1980 um 7-8 Wochen länger gewor-

den (Carter 1998). Außerdem ist bei Zunahme der Boden- und Wassertemperaturen mit einer Bevorzugung bestimmter funktionaler Artengruppen (Wärme-, Trocken-, Luftfeuchtekeimer) zuungunsten anderer Gruppen (Kälte-, Frostkeimer) zu rechnen (Chapin et al. 1993).

Eine weitere direkte Einwirkung der erhöhten Temperatur ist die Steigerung der Bodenaktivität mit ihrer nachfolgenden stärkeren Mineralisierung. Dies setzt zusätzliche Nährstoffe frei für eine verstärkte Biomassenbildung und führt zu einer Verschiebung im Artenspektrum (Leiros et al. 1999). Möglicherweise ist die zu beobachtende "Verbrenneselung" vieler Landschaftselemente mit auf diesen Effekt zurückzuführen.

Ozon-Abnahme und UV-B-Zunahme

Auswirkungen erhöhter UV-B-Strahlung im Bereich der Land- und Wasser-Ökosysteme: Veränderungen der Nahrungsproduktion, der Nährstoff-Kreisläufe und der Biodiversität sowie Veränderungen von Pflanzenstrukturen, des Primär- und Sekundärstoffwechsels, der ökologischen Lebensgemeinschaften, der Phänologie, der pathogenen Empfindlichkeiten der Pflanzen, der Anziehungskraft auf Pflanzenfresser und Bestäuber u.v.m. sind zu erwarten. Dabei können die potentiell schädlichen Wirkungen der UV-B-Strahlung in immergrünen Holz-Pflanzen von Jahr zu Jahr akkumulieren. In aufeinander folgenden Generationen von natürlicherweise einjährigen Pflanzen können ebenfalls schädliche Wirkungen der UV-B-Strahlung akkumulieren. Unter Bestrahlung jeder Generation intensiviert sich so die Manifestation nachteiliger Effekte in den Folgegenerationen.

Auswirkungen erhöhter UV-B-Strahlung in aquatischen Ökosystemen: Auswirkungen sind überall in den oberen 10 bis 15 Metern der Wassersäule zu beobachten. Die Bestrahlung mit UV-Licht verstärkt die Umsetzung des gelösten organischen Kohlenstoffs (dissolved organic carbon, DOC) zu CO₂ und Ammoniak. DOC und ausgefällter organischer Kohlenstoff (particulate organic carbon, POC, Schwebstoffe) sind Abbauprodukte lebender Organismen. Diese Substanzen sind für den Kreislauf des Kohlenstoffs in aquatischen Ökosystemen wichtig. Zusätzlich werden organische Produkte mit niedrigen Molekularge-

wichten erzeugt, die (dann) vollständig durch Mikroorganismen assimiliert werden. Zudem sind die DOC verantwortlich für die Absorption von Strahlung kurzer Wellenlängen im Wasser. Insbesondere in Küstengebieten und in Süßwasser-Ökosystemen ist die Eindringtiefe der solaren Strahlung durch hohe Konzentrationen gelöster Stoffe und partikulärer Stoffe (Schwebstoffe) begrenzt. Auf der anderen Seite resultiert aus Klimaerwärmung und Versäuerung (sauren Regen) eine schnellere Degradation dieser Substanzen und somit eine erhöhte Eindringtiefe der UV-Strahlung in Wasser.

Es besteht eine Wechselwirkung zur Klimaerwärmung: Die Abnahme der Kohlenstoff-Speicherung durch Veränderung einiger Prozesse in biogeochemischen Kreisläufen, z.B. durch Schädigung UV-sensitiver Torf bildender Moose (Sphagnum-Arten) oder durch Schädigung des marinen Phytoplanktons erhöht wiederum die Emission von klimawirksamen Spurengasen durch die Vegetation oder durch Veränderungen in den Boden- und marinen Ökosystemen.

Schlussfolgerung

Insgesamt zeigt sich eine Bestätigung und Widerspiegelung des Klimaänderungs-Prozesses in den Ökosystemen. Der allgemeine Trend wird jedoch durch die vielfältigen in gegenseitiger Wechselwirkung stehenden Prozesse in den Ökosystemen beeinflusst. Der eine Prozess verstärkt die Effekte, ein anderer schwächt sie wieder ab. Dadurch wird der allgemeine Trend der Verschiebung der klimatischen Lebenszonen beeinflusst, so dass es nicht zu einer linearen Veränderung kommen wird, sondern zu einem Hin und Her. Mit Kirilenko & Solomon (1998) kann gesagt werden, dass neue Biome im Entstehen sind, die es vorher nicht gab. Die Entwicklung bleibt also spannend.

Klimaerwärmung und Vegetationsentwicklung in Bremen

Klimaentwicklung in Bremen

Die Klimaentwicklung in Bremen zeigt auf Grundlage der Wetterdaten des Bremer Wetteramtes und nach Heinemann (1994) folgende Trends (zur weiteren Veranschaulichung siehe Kesel & Gödeke 1996):

■ Temperatur:

Anstieg um $\sim 1,5^\circ\text{C}$ in den letzten 100 Jahren, davon allein in den 1990er Jahren $+0,9^\circ\text{C}$; Jahresmitteltemperatur der 1990er Jahre = $9,5^\circ\text{C}$.

Anstieg aller Jahreszeitentemperaturmittel, am stärksten des Wintermittels um ca. 3°C ;

Anstieg des Julimits um $1,2^\circ\text{C}$ von 17°C im langjährigen Mittel 1950-80 auf $18,2^\circ\text{C}$ in den 90er Jahren. Befand sich der Bremer Raum nach dem langjährigen Mittel 1931-1960 noch auf der 17°C -Juli-Isotherme (Schüepp & Schirmer 1977), so ist im Mittel der 90er Jahre die 18°C -Isotherme überschritten; dies ist ein wichtiger Parameter für viele wärmeliebende mediterrane Arten.

■ Niederschlag:

Rückgang des Jahresniederschlags um ca. 31mm in den 90er Jahren gegenüber dem langjährigen Mittel 1950-1980 (716mm zu 685mm); dabei vor allem Rückgang im Sommer und Frühjahr und Anstieg im Herbst. Neuere regionale Modelle gehen jedoch von einer allgemeinen Zunahme aus.

Die Entwicklung des Bioklimas in Bremen

Entscheidend für die Entwicklung der Vegetation ist das Bioklima. Darunter versteht man die aus den meteorologischen Klimadaten ableitbaren biologisch wirksamen Klimagrößen Biotemperatur (t_b), Jahresniederschlag (P) und Potentielle Evapotranspirationsrate (PET/P).

Die Biotemperatur ist dabei die mittlere Jahrestemperatur aller Tage oder Monate über 0°C und unter 30°C . Dies wird als der Temperaturbereich angesehen, in dem Pflanzenaktivität stattfindet. Der Jahresniederschlag ist die Summe der Niederschläge eines Jahres. Die Potentielle Evapotranspiration (PET) errechnet sich nach Holdridge et al. (1971) aus der Multiplikation der mittleren Jahres-Biotemperatur t_b mit der experimentell gefundenen Konstante 58,93.

Für Bremen ergibt sich folgende Entwicklung des Bioklimas (Abb. 2):

■ Erhöhung der Biotemperatur um ca. 2°C seit 1950, sie bleibt noch im kühltemperaten Bereich, zeigt jedoch einen starken Trend zum warmtemperaten Klima ($t_b > 12^\circ\text{C}$), welches bei Fortsetzung des Trends im nächsten Jahrzehnt (2010) erreicht wird.

■ Erhöhung der potentiellen Evapotranspirationsrate um ca. 0,7, das bedeutet zunehmender Wassermangel für die Vegetation und Verschiebung von der humiden in die subhumide Klimалаge, einige Jahre (1959, 1991, 1996, 1999) bewegten sich bereits weit in den subhumiden Bereich hinein, der Trend zeigt einen Übergang in diese Klimazone in 1-3 Jahren an.

■ Leichter Rückgang der Jahresniederschläge mit leichtem Aufwärtstrend in den 90er Jahren, in denen allerdings auch starke Schwankungen stattfanden; zwei Jahre (1959 und 1996) bewegten sich bereits im Steppenklima ($P < 500\text{mm}$).

den; zwei Jahre (1959 und 1996) bewegten sich bereits im Steppenklima ($P < 500\text{mm}$).

Aus diesen drei Klimagrößen wurde von Leslie R. Holdridge (Holdridge et al. 1971) ein Lebenszonen-Modell entwickelt, welches in einer drei-dimensionalen, auf ein zweidimensionales Dreieck projizierten Grafik (die drei Achsen stehen mit einem Winkel von 60° aufeinander; ihre Skala ist geometrisch (log2)) die Verteilung der Lebens- und Vegetationszonen sehr gut widerspie-

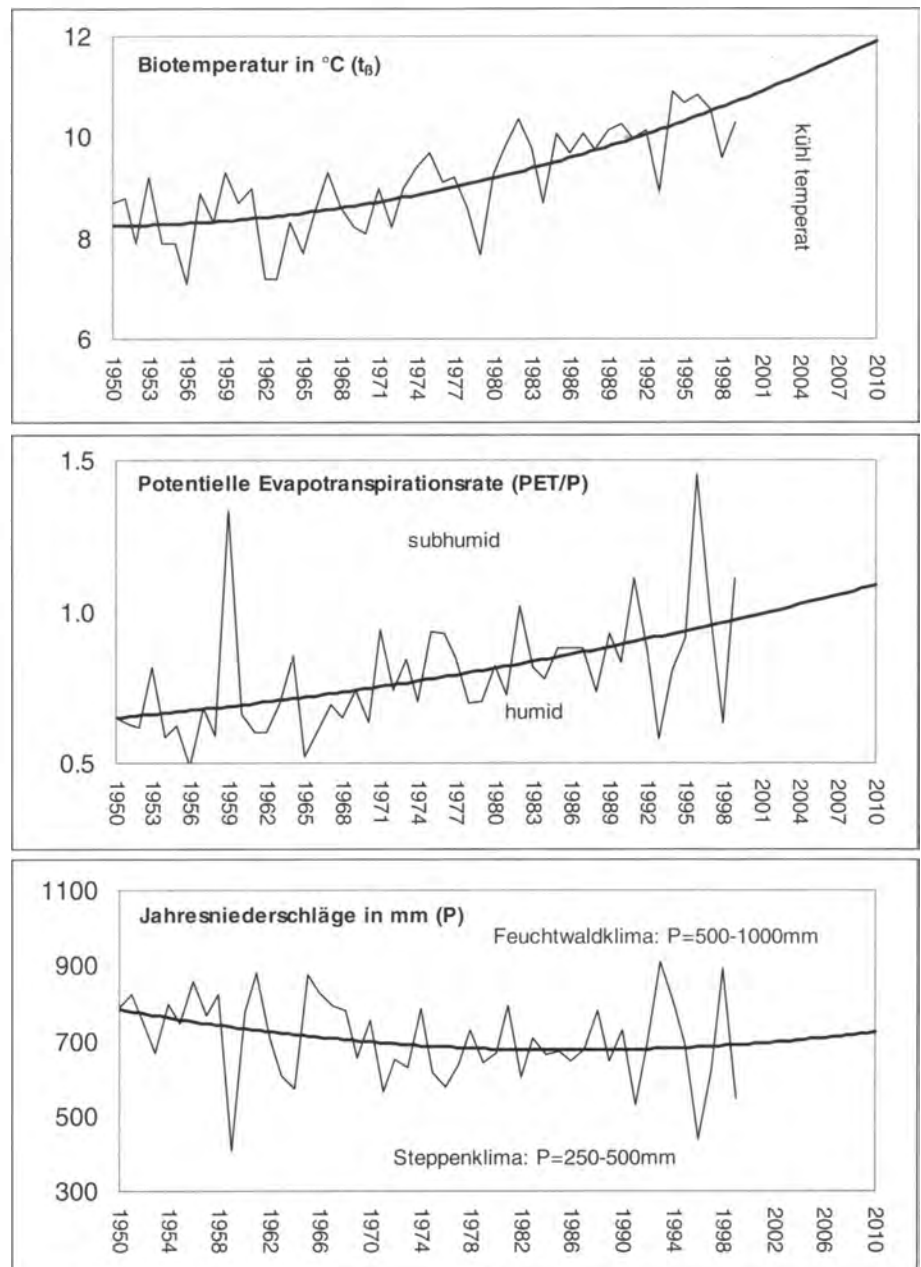


Abbildung 2: Entwicklung der Bioklima-Faktoren in Bremen von 1950-1999. Erläuterungen im Text.

gelt und realistische Prognosen erlaubt (Le Houérou 1994; Yates et al. 2000). Dieses Modell eignet sich damit hervorragend für die Sichtbarmachung der bisherigen biologischen Klimaverschiebung und zur Abschätzung zukünftiger Entwicklungen auch auf lokaler und regionaler Ebene.

ist dabei nicht linear verlaufen, sondern folgte den jährlichen Wetterbedingungen. Es bewegte sich dabei in dem grau unterlegten Bereich in Abb. 3. Vor allem in den 1990er Jahren erfolgten dabei einige "Ausflüge" ins Steppenklima oder in seine Nähe. Der Steppen-Typus ist in den kühl-temperaten Breiten

Verdoppelung des atmosphärischen CO_2 -Gehalts die Ausbreitung des warm-temperaten Zonobioms (immergrüner warmtemperater Mischwald) von Nordwest-Spanien durch ganz Frankreich und Benelux einschließlich der Britischen Inseln bis zur Elbemündung vorherrsicht. Ebenso breiten sich die laubabwerfen-

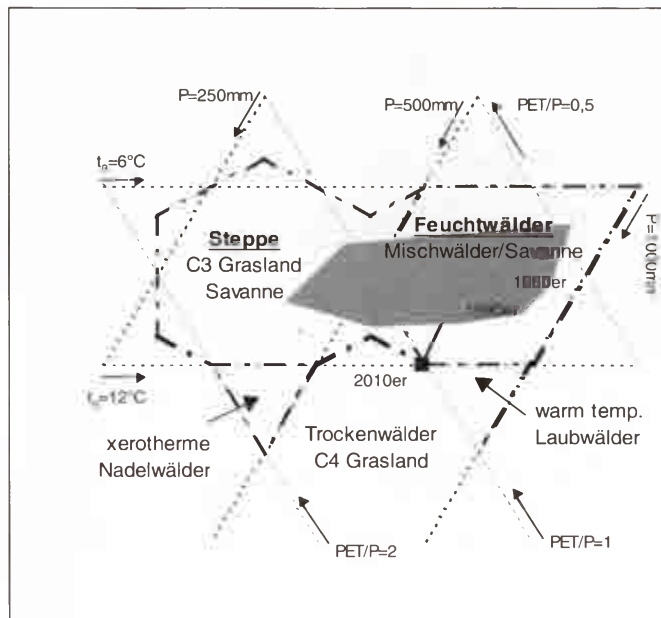


Abbildung 3: Das Holdridge Lebenszonen-Modell und die Entwicklung des Bremer Bioklimas von den 1950er Jahren und Prognose für die 2010er Jahre bei Fortsetzung des Trends.

Die Hexagone repräsentieren eine bestimmte Lebenszone (z.B. Feuchtwälder), deren tatsächliche Verbreitung kann jedoch auch in die Übergangszonen zu benachbarten Typen mit hineingehen (strich-punktierte Linie). Die unterstrichene Lebenszone (z.B. Steppe) kennzeichnet den allgemeinen Typus, die darunter stehend Bezeichnungen stehen für den entsprechenden Vegetationstypus für die kühl-temperate ($t_b=6-12^\circ\text{C}$) und die warm-temperate ($t_b>12^\circ\text{C}$) Klimazone (C3 Grasland/Savanne). Die graue Fläche kennzeichnet den Bereich, in dem sich das Bremer Bioklima seit 1950 bewegt.

Klimaentwicklung und Vegetation

Für Bremen und damit stellvertretend für Nordwestdeutschland ergibt sich eine interessante Entwicklung des Bioklimas und damit auch der Vegetation (Abb. 3).

Charakteristisch für das Mitteleuropa nördlich der Alpen ist bzw. war die kühl-temperate und humide Klimazone mit den Feuchtwäldern als Vegetationstypus (Zonobiom). Vorherrschend sind vor allem Buchen-Mischwälder. Bremen befand sich noch Mitte des letzten Jahrhunderts im Zentrum dieser Lebenszone, entwickelte sich jedoch der warm-temperaten und humiden Klimazone entgegen, die durch den Vegetationstypus der Trockenwälder gekennzeichnet ist.

Der 2010er-Punkt steht für den Klimaort, auf den sich das Bremer Bioklima bei Fortsetzung des Trends (s. Abb. 2) in nächsten Jahrzehnt befinden wird: an der Grenze zur warm-temperaten Klimazone mit ihren für Trockenwälder günstigen Klimabedingungen.

Die Entwicklung der letzten 50 Jahre

durch Grasland mit C3-Gräsern charakterisiert, welches in den warm-temperaten Breiten in Savanne übergeht.

Anhand des Lebenszonen-Modells lässt sich auf Grundlage der stetigen Verschiebung des Bioklimas hin zu warm-temperaten und subhumiden Bedingungen für Nordwestdeutschland folgende Vegetationsentwicklung ableiten:

- bei gleichbleibenden oder zurückgehenden Niederschlägen: Entwicklung von Trockenwäldern und savanne-ähnlichem Grasland, z.T. vermutlich eine Art Baum-Savanne;
- bei steigenden Niederschlagsmengen: Entwicklung von warm-temperaten Laubwäldern mit vielen breitlaubigen und lederblättrigen Gehölzarten.
- in trockeneren Bereichen, z.B. auf Dünen und collinen Sandflächen der Geest, ist eine Entwicklung von xerothermen und vermutlich grasreichen Nadelwäldern zu erwarten.

Dies stimmt weitgehend mit den Modellrechnungen von Sykes et al. (1999) überein, deren BIOME 1 bei einer

den Buchen-Feuchtwälder nach Skandinavien und bis weit nach Russland hinein aus und die xerophytische mediterrane Klimazone bis zu den Pyrenäen und Alpen und weit nach Südwest-Frankreich hinein. Auch die Studie von Le Houérou (1994) prognostiziert eine solche Verschiebung bezogen auf den Mittelmeerraum mit entsprechenden, z.T. drastischen Folgen für Vegetation, Landwirtschaft und Sozio-Ökonomie.

Das warm-temperate und regenreiche Zonobiom war in Europa an der nordwestspanischen Küste und an der türkischen Schwarzmeerküste ausgebildet. Die trockeneren Ausbildungen sind in Südwest-Frankreich im Übergang zwischen der mediterranen und der kühl-temperaten Klimazone zu finden (Walter 1990, Grabherr 1997). Obwohl dort vom Klima her immergrüne Lorbeerwald-Typen möglich wären, besteht die Baumschicht doch nur aus laubabwerfenden Bäumen wie der Traubeneiche (*Quercus petraea*). Die 2. Baumschicht und Strauchschicht dieser westlichen Regenwälder setzt sich dann aber aus immergrünen Arten zusammen wie der

Stechpalme (*Ilex aquifolium*) und Rhododendren (*Rhododendron ponticum*) (Grabherr 1997).

Vom Klima her wäre in diesen Wäldern ein größerer Artenreichtum zu erwarten, in Westeuropa ist aber hierfür das Artenrepertoire der Tertiärflora durch die Eiszeiten stark dezimiert worden (Grabherr 1997). Typische Ausbildungen dieser Lauriphyllen-Wälder sind noch auf den westlichen Kanaren-Inseln zu finden. Eine Ausbreitung der lauriphyllen Kanaren-Arten ist aufgrund ihrer etwas komplizierteren Verbreitungstechnik (Arêvalo et al. 1999) zunächst nicht zu erwarten, die Arten anderer warmtemperaten Zonen der Erde, z.B. den ostasiatischen, könnte jedoch aufgrund des internationalen Pflanzenhandels durchaus gefördert werden beim Aufeinandertreffen mit den weiter unten genannten Bedingungen.

Insgesamt kann dieses Zonobiom als "Buchen-, Eichen- und Kastanienland" bezeichnet werden. In den trockeneren Zonen kommen mediterrane Florenelemente hinzu. Nach Ellenberg (1996) ergibt sich für Bremen eine Verschiebung von den submontan-mitteuropäischen Rotbuchen- und Eichenmischwäldern zu leicht submediterran getönten Rotbuchen- und Eichen-Hainbuchenwäldern, wie sie um Dijon zu finden sind bzw. bei weiterer Temperaturzunahme zu collin-submediterranen Mischwäldern mit Flaumeiche und anderen Trockenheit ertragenden Sommergrünen und viel Edelkastanie, wie sie heute noch am Gardasee zu finden sind. Als potentielle zonale Vegetation auf Sand (collinplanar) sind Buchen-Eichen- und auf Lehm Eichen-Buchen-Mischwälder zu erwarten, auf Sonnenhängen (auf Sand) Kiefern und (auf Lehm) submediterrane Eichen-Mischwälder mit Flaumeichen und ihren Bastarden, in Schluchten und an Schatthängen Linden u.a. Großlaub-bäume mit Buchen. Azonal bilden sich in der Flussaue auf Auenlehm bis Feinsand Eichen-Ulmen-Wälder aus, auf Auen-sand Silberweiden, in Brüchen auf oligotrophem Rohhumus Moorbirken, auf meso- bis eutrophen Bruchtorfen Erlen, die eigentlichen Niedermoore sind gehölzfrei.

Insgesamt ist eine Verschiebung des burgundischen Klimas nach Norden und in die Oberrheinebene hinein zu erwarten und damit auch die Wanderung der Oberrheinischen Edelkastanienwälder nach Norden. In Westeuropa verschiebt

sich die warm-ozeanische Klimazone nach Norden, wodurch eine Zunahme der ozeanischen Arten zu beobachten sein wird.

Es wird von einer durchschnittlichen Wanderungsgeschwindigkeit der Klimagrenzen von 100 km pro 0,55°K bzw. in den Gebirgen um 100 m nach oben pro 0,55°K angenommen. Diese Werte sind jedoch aus der räumlichen Verteilung geschlossen. Die zeitliche Entwicklung wird von vielen weiteren Faktoren bestimmt werden wie der arteigenen Verbreitungsgeschwindigkeit oder den geographischen Gegebenheiten wie z.B. Gebirgen, die ein Hindernis für die ungestörte Wanderung der Arten darstellen.

Eine genauere Zusammenstellung sowohl des Beharrungsvermögens als auch der Wanderungsraten gibt Kirilenko & Solomon (1998). Sie ist auszugsweise in Tab.1 dargestellt (Quellen der Angaben siehe ebenda). Hiernach haben sowohl die warmtemperaten immergrünen als auch die temperaten laubabwerfenden Arten das längste Beharrungsvermögen und die geringste Wanderungsgeschwindigkeit. Für die Gräser, Kräuter und Sträucher hingegen sind schnellere Ein- und Auswanderungen (durchschnittlich 10km/Jahr) zu erwarten. Die Wanderung der Vegetationszo-

nicht linear und stetig verlaufen. Sowohl das Beharrungsvermögen der vorhandenen Vegetation als auch das Verbreitungsvermögen der Arten über lange Strecken und deren Ausbreitungsvermögen an einem Standort werden zu einer eher sprunghaften Entwicklung führen. Entscheidend für die Sichtbarwerdung eines solchen Sprunges ist das Zusammentreffen extremer, dem Trend vorweisender Bedingungen mit günstigen Verbreitungsbedingungen für die Arten des Klimabereichs, in den der Trend weist, und mit günstigen Ansiedlungsstandorten. Hierbei dürften das vermehrte Auftreten von West- und Südwest-Wetterlagen mit mitunter sturmartigen Winden als auch die Verbreitung durch Vögel und andere wandernde Tiere als auch durch den Menschen mit seinen internationalen Handelswegen eine große Rolle spielen. Am auffallendsten und schnellsten wird dies auf oft und zum richtigen Zeitpunkt gestörten Standorten sichtbar sein (Firbank et al. 1995), wozu auch Waldbrandflächen gehören (Sirois et al. 1994).

So dürfte das Aufkommen und die z.T. sprunghafte Ausbreitung einzelner wärmeliebender Grasarten in den letzten Jahren auf die Steppen-Extreme (vor allem 1996) zurückzuführen sein. In

Tabelle 1: Zusammenstellung des Beharrungsvermögens und der Wanderungsrate für eine Reihe von funktionalen Pflanzengruppen nach Kirilenko & Solomon (1998). Die Wanderungsraten entstammen der paläoökologischen Literatur.

funktionaler Pflanzentyp	Beharrung (Jahre)	Wanderungsrate (Jahre/km)	
		Mittel	Maximal
tropische Immergrüne	20	1	0.1
tropische Laubabwerfende	20	1	0.1
warme Gräser/Kräuter/Sträucher	10	0.1	0.01
warm-temperate Immergrüne	40	5	0.5
kühle Gräser/Kräuter/Sträucher	10	0.1	0.01
Sclerophylle/Sukkulente	5	1	0.1
kühl-temperate Immergrüne	40	3.33	0.2

nen wird einen weiteren Erwärmungseffekt durch die Freisetzung zusätzlichen CO₂ haben, abhängig vom Verhältnis der Migrationsrate zur Klimaänderungsrate. In der Wechselwirkung mit den anderen Effekten werden neue Biome entstehen, wie sie es bisher nicht gab (Kirilenko & Solomon 1998).

Allerdings wird die weitere Entwicklung aufgrund der von Jahr zu Jahr schwankenden Wetterbedingungen

diese Zeit fällt eindeutig das vermehrte Auftreten von *Vulpia bromoides* (Trespen-Fuchsschwengel), welche mit Saatgut eingebracht wurde (Kundel & Kesel 1999) und vermutlich auch das verstärkte Eindringen der eigentlichen Schuttfluren-Art *Arrhenatherum elatior* (Glatt-hafer) in die Wegränder und Böschungen Nordwestdeutschlands oder ebenso vermutlich das Eindringen von *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele) in

viele Heideflächen und Sandtrockenrasen.

Auch andere, meist durch den Menschen eingebrachte Arten weisen in die selbe Richtung. So ist das schlagartige Auftreten der tropisch-subtropischen *Azolla filiculoides* (Algenfarn) in Bremer und nordwesteuropäischen Gewässern recht gut auf die Klimaerwärmung zurückzuführen (Kesel & Gödeke 1996), ebenso wie die zumindest in einem Sommer auftretende Ausbreitung von *Eichhornia crassipes* (Wasserhyazinthe), *Pistia stratiotes* (Wasserspinat) und *Salvinia glandulifera* (Schwimmfarn) im Bremer Wallgraben sowie im Breiten Wasser bei Osterholz-Scharmbeck. In Gewässern kommt dabei noch ein Selbsterwärmungs-Effekt (um bis zu +12°C) durch Konvektionsströmungen zwischen bedeckten und unbedeckten Wasserflächen hinzu (Coates & Ferris 1994). Außerdem wird durch allgemein höhere Verdunstungsraten der Ariditätsfaktor zusätzlich gesteigert durch die dann entstehenden höheren Elektrolyt-Gehalte im Wasser. Gräben sind neben Verkehrswegen, Spülfächen und anderen Offenland-Arealen die am häufigsten gestörten Standorte. Aquatische Systeme sind von daher besonders geeignet für die Etablierung und Ausbreitung wärmeliebender submediterraner bis tropischer Arten.

Voraussetzung dafür ist das Vorhandensein der Verbreitungswege der Arten. Diese sind durch die veränderten Wetterlagen mit zunehmenden südlichen und westlichen Winden (Windverbreitung), durch das Einwandern südlicher Tierarten (Tierverbreitung, hauptsächlich Vogelverbreitung), durch die menschlichen Transportmittel (Haft- und

Klebsverbreitung) und den internationalen Handel mit Pflanzen und Saatgut (mit Verunreinigungen) und deren beabsichtigter und unbeabsichtigter Ausbringung gegeben.

Ellenberg's Temperatur-Zeigerwert und ein floristisch-klimatisches Wanderungsmodell

Der Temperatur-Zeigerwert

Die Temperaturzahl (besser: Wärmezahl) von Ellenberg (1992) basiert auf der Arealgeographie der Arten nach dem Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland (Häupler & Schönfelder 1989) und auf Karten der Jahresdurchschnittstemperaturen und der Phänologie mit Stand der 70er Jahre (z.B. Schüepp & Schirmer 1977).

Der Temperatur-Zeigerwert ermöglicht ein floristisches Ausbreitungsmodell auf Expertensystembasis. Ausgangspunkt für ein floristisches Wanderungsmodell ist die Annahme, dass bei anhaltendem Erwärmungstrend eine Verschiebung der Bremer Flora hin zur Pflanzenwelt der warm-temperierten Klimaten mit submediterranen Trockenzeiten zu erwarten ist. Natürlicherweise bilden sich unter solchem Klima je nach Niederschlagsmengen, wie weiter oben beschrieben, laurophylle (lederblättrige) und großblättrige Laubmischwälder aus oder grasreiche Steppen mit vorwiegend C3- oder C4-Gräsern je nach Temperatur.

Die Jahresmitteltemperatur 1990-99 betrug 9,5°C. Dies bedeutet, dass sich Bremen bezüglich des Temperatur-Zeigerwertes im submediterranen Bereich befand und günstige Temperatur-Bedingungen für T7- und T8-Arten aufwies

und ungünstige Bedingungen zumindest für T3-T5-Arten.

Das floristisch-klimatische Wanderungsmodell

Bei Fortsetzung der Klimaentwicklung lässt sich folgende Entwicklungsprognose für Bremen stellen:

■ verstärkte Ausbreitung von submediterranen T7-Arten, dabei bevorzugt von Gräsern.

■ Etablierung und/oder Wiedereinwanderung von submediterranen bis mediterranen T8-Arten.

■ an besonders günstigen Wuchsorten Einwanderung von mediterranen bis tropischen T9-Arten.

■ Etablierung und Ausbreitung in vielen Biotopen mit Schwerpunkt an trockenen und basischen Standorten des gesamten Nährstoffspektrums sowie im aquatischen Bereich (vgl. Zeigerwerte in Tab. 3).

Welche Arten dies sein können (und sind) zeigt die Tab. 3. Hierin sind nur eine Auswahl von Arten aufgelistet, die in der Zeigerwerte-Liste von Ellenberg (1992) verzeichnet sind und deren Ausbreitung beobachtet wird oder für Nordwest-Deutschland wahrscheinlich ist. Es ist zu erwarten, dass eine ganze Reihe weiterer, in der deutschen Flora bisher nicht bekannten Arten einwandern bzw. auftauchen werden. Dies werden nicht nur Elemente der Meditteran-Flora sein, sondern auch Arten vergleichbarer warmtemperater Biome der anderen Kontinente durch "Verwilderung" aus Gartenanlagen oder Saatgutverunreinigungen. Außerdem muss beachtet werden, dass es zur Bildung neuer Ökotypen mit unterschiedlichen

Tabelle 2: Einteilungsstufen des Temperatur-Zeigerwertes nach Ellenberg (1992).

T-Zahl	Höhenstufe des Verbreitungsschwerpunktes in Westdeutschland	Lufttemperatur Jahresmittel (ungefährer Bereich)	Bemerkungen
T1	alpin bis nival	<1,5	
T2	alpin (-subalpin)	1,0 - 1,5 - 3,5	
T3	subalpin	2,0 - 3,0 - 4,0	in NW-Deutschland Eiszeitrelikte
T4	hochmontan (-montan)	3,5 - 4,5 - 5,5	in NW-Deutschland Kältezeitrelikte
T5	montan bis planar	5,0 - 6,0 - 7,0	am weitesten verbreitet in Mitteleuropa
T6	submontan bis planar	6,5 - 7,5 - 8,5	temperat, verbreitet im norddeutschen Tiefland
T7	collin, planar (warme Tieflagen)	8,0 - 9,0 - 9,5	submediterran
T8	nur in besonders begünstigten Tälern (vor allem im Südwesten)	9,0 - 10,0 - 10,5	mediterran bis submediterran
T9	an wärmsten Plätzen (besonders im Oberrheingebiet)	>10,5	tropisch bis mediterran

Tabelle 3: Liste der T8- und T7-Wärmezeiger (Auswahl) nach Ellenberg (1992) mit Angabe ihrer ursprünglichen Florengebiete (nach Oberdorfer 1994), ihrem Rote-Liste-Status in Niedersachsen und Bremen (nach Garve 1993) und ihrer beobachteten Ausbreitungstendenz in Deutschland (eigene Beobachtungen und mündliche Mitteilungen; keine Eintragung bedeutet 'nicht bekannt').

Artname	Herkunft	F+	R	N	RL NiSa u. HB	Aus- brei- tung
T8: Wärmezeiger mit mediterranem bis submediterranem Schwergewicht						
Acer monspessulanum	Französischer Maßholder	smed	3	8	4	
Acer opalus	Frühlings-Ahorn	wsmed	4	8	6	
Ailanthus altissima	Götterbaum	China	5	7	8	+++
Azolla filiculoides	Algenfarn	warm-gemäß bis subtrop	11	x	8	+++
Calendula arvensis	Acker-Ringelblume	smed-med	4	8	6	
Castanea sativa	Esskastanie	smed-subatl	x	4	x	+
Centranthus ruber	Spornbaldrian	med-smed	6	8	5	
Ceratophyllum submersum	Zierliches Hornblatt	euras-med	12	8	7	3
Diplotaxis muralis	Mauersenf	med-smed	4	8	5	+
Erysimum cheiri	Goldlack	omed-smed	5	9	6	
Geranium rotundifolium	Rundblättriger Storchschnabel	med-smed	4	7	6	++
Geranium robertianum ssp. purpureum	Purpur-Ruprechtskraut	med				++
Heliotropium europaeum	Sonnenwende	med-smed	4	8	6	
Juglans regia	Walnuss	osmed	6	7	7	+
Melica transsilvanica	Siebenbürger Perlgas	gemäßkont-osmed	3	6	4	+
Quercus pubescens	Flaum-Eiche	smed	3	7	x	+
Sorbus domestica	Speierling	smed	4	8	3	+
Verbascum pulverulentum	Flockige Königskeze	smed	3	9	5	+
Vicia tenuissima	Zierliche Wicke	med	4	6	6	+
T7: Wärmezeiger in relativ warmen Tieflagen, submediterranes Schwergewicht						
Alisma lanceolatum	Lanzettblättriger Froschlöffel	smed-gemäßkont	10	7	5	(3) +
Althaea officinalis	Eibisch	omed-kont	7=	8	4	4 +
Alyssum saxatile	Steinkraut	smed	2	8	1	+
Antirrhinum majus	Großes Löwenmaul	wmed	5	7	6	
Aristolochia clematitis	Osterluzei	smed	4~	8	8	2
Brassica nigra	Schwarzer Senf	smed	8=	8	7	+
Bromus commutatus	Wiesen-Trespe	smed	4	7	3	(3) +
Buddleja davidii	Fliederspeer	China	4	7	4	+++
Centaurea jacea ssp. angustifolia	Panonische Wiesenflockenblume	gemäßkont-osmed	4	x	2	(3F) +
Cerastium pumilum	Dunkles Hornkraut	smed-subatl	2	8	2	3F
Ceratophyllum demersum	Rauhes Hornblatt	euras-med-subtrop	12~	8	8	+
Cornus mas	Kornelkirsche	osmed	4	8	4	2 +
Cymbalaria muralis	Mauer-Zimbelkraut	smed	6	8	5	(3F) ++
Diplotaxis tenuifolia	Stinkrauke, Schmalbl. Doppelsame	med-smed	3	x	6	++
Echinochloa crus-galli	Hühnerhirse	med-smed-euras	5	x	8	++
Eragrostis minor	Kleines Liebesgras	med-smed	3	x	4	++
Falcaria vulgaris	Sichelmöhre	smed-euras	3	9	x	2F +
Helianthus tuberosus	Topinabur	N-Am	6	7	8	++
Hypochoeris glabra	Kahles Ferkelkraut	subatl-smed-med	3	3	1	2F,0H
Impatiens glandulifera	Drüsiges Springkraut	Himalaya	8=	7	7	+++
Isatis tinctoria	Färber-Waid	europkont-smed	3	8	3	+
Laburnum anagyroides	Goldregen	smed	3	8	3	++
Lactuca serriola	Kompass-Lattich	smed-euras	4	x	4	+
Leonurus marrubiastrum	Andorn-Herzgespann	gemäßkont-osmed	6	8	8	3
Lepidium spec.	Stink-Kressen-Arten	med-smed				++
Misopates orontium	Acker-Löwenmäulchen	smed	5	5	5	2
Oenanthe fistulosa	Röhriger Wasserfenchel	subatl-smed-med	9=	8	5	3F,2H +
Pinus nigra	Schwarzkiefer	osmed	3	9	2	
Populus alba	Weißpappel	med-smed-euras	7~	8	6	+
Prunus mahaleb	Felsenkirsche	smed	3	8	2	+
Reynoutria sachalinensis	Sachalin-Staudenknöterich	Ostasien	8=	7	8	++
Rumex thyrsiflorus	Straußblütiger Ampfer	euraskont	3~	7	4	+
Salsola kali ssp. ruthenica	Kali-Salzkrut	kont-omed	4	8	5	
Schoenoplectus tabernaemontani	Salz-Binse	euras-med	10	9	6	+
Sedum rubens	Rötlicher Mauerpfeffer	smed	3	x	3	+
Senecio inaequidens	Schmalblättriges Greiskraut	S-Afrika	3	7	3	+++
Tragopogon dubius	Großer Wiesenbockbart	smed-gemäßkont	4	8	4	3 +
Typha angustifolia	Schmalblättriger Rohrkolben	euras-smed-med	10	7	7	+
Veronica catenata	Bleicher Gauchheil-Ehrenpreis	eurassubozean-smed	9=	7	7	++
Vicia lutea	Gelbe Wicke	med-smed	4	7	5	+
Viola persicifolia	Gräben-Veilchen	euras(kont)	8~	6	3	2F,1H
Viola tricolor ssp. curtisii	Sand-Stiefmütterchen	tempozean	3	6	3	+
Vulpia bromoides	Trespen-Fuchsschwengel	med	3	4	1	1F,0H ++
Vulpia myurus	Mäuseschwanz-Fuchsschwengel	med-smed	2	5	1	+

Genom-Größen kommen kann (Grime 1998). Am sichtbarsten wird jedoch das Vorrücken der im Südwesten Deutschlands vorhandenen mediterranen Florenelemente sein, da diese dort bereits etabliert sind.

Neben den ökoklimatischen Bedingungen spielen vor allem die ökologischen Lebenseigenschaften der Arten eine wichtige Rolle. Vor allem die Keimungsökologie ist hierbei von Bedeutung. Dabei muss das früher beobachtete Verhalten nicht unbedingt dem unter den neuen ökoklimatischen Bedingungen entsprechen. Dennoch sind sie in ein Expertensystem mit einzubeziehen.

Zum Beispiel die Dürre- und die Frostempfindlichkeit. Nach Ellenberg (1996, S.82) sind diese neben der Schattenverträglichkeit der Baumarten von entscheidender Bedeutung vor allem für die Vegetationszusammensetzung der Wälder. Demnach werden bei zunehmender Dürre folgende Baumarten gefördert (in absteigender Reihenfolge, die mit + gekennzeichneten Arten sind zusätzlich frostempfindlich): *Pinus nigra*+, *Pinus sylvestris*, *Pinus cembra*, *Quercus robur*+, *Ulmus minor*+, *Castanea sativa*++, *Quercus cerris*+, *Tilia cordata*+,

Quercus pubescens+, *Sorbus torminalis*+, *Sorbus aria*+, *Sorbus aucuparia*, *Acer campestre*+, *Taxus baccata*+, *Quercus petraea*+, *Tilia platyphyllos*+, *Acer pseudoplatanus*+, *Sorbus domestica*+, *Populus tremula*, *Acer platanoides*+, *Ulmus glabra*+, *Prunus avium*+, *Carpinus betulus*+, *Malus sylvestris*+, *Ostrya carpinifolia*++, *Pyrus communis*+

Es sind demnach in den kühl-temperierten Laubwäldern, die heute noch von der dürre- wie frostempfindlichen Buche dominiert werden, Verschiebungen auch in der Baumzusammensetzung zu erwarten hin zu mehr Eichen, Linden, Ahornen und Sorbus-Arten, über kurz oder lang auch mit Edelkastanien (*Castanea sativa*) und weiteren wärmeliebenden Arten wie Goldregen (*Laburnum anagyroides*) und Walnuss (*Juglans regia*). Auch in den Auwäldern sind Veränderungen wahrscheinlich. Bei ausreichender Wasserversorgung z.B. bei erhöhten Wasserständen in Feuchtgebieten und Auen werden bei zurückgehenden Frösten folgende Arten gefördert: *Fraxinus excelsior*, *Populus nigra*, *Populus alba*, *Ulmus laevis*, *Alnus glutinosa*, *Salix alba*, *Salix fragilis*.

Für die Geschwindigkeit der Verschiebungen in den Wäldern sind allerdings noch eine Reihe weiterer ökologischer Faktoren und Arteigenschaften bestimmend, so u.a. die artspezifische Wanderungsgeschwindigkeit (s. Tab. 1) und die Verfügbarkeit von Wuchsorten. Letzteres wird allerdings bei zunehmenden Stürmen und infolgedessen steigendem Windwurf oder häufigeren Starkregenereignissen mit nachfolgenden Überschwemmungen durch den Klimawandel ebenfalls gefördert.

Der Temperatur-Zeigerwert ermöglicht auch ein floristisches Rückgangsmodell. Für Nordwestdeutschland ergibt sich danach folgende Entwicklungstendenz/prognose (s. Tab.4):

■ Rückgang von T4-Arten (Kühlezeiger, Kältezeit- und Eiszeitrelikte); hierunter befinden sich viele Rote-Liste-Arten, die bisher schon durch Zerstörung der meist oligotrophen Standorte gefährdet sind.

■ Lokale gegenläufige Tendenz, z.B. in Niedermoorgebieten durch Wiedervernässung und höhere Verdunstungskälte; allerdings wird sich die Artenzusammensetzung der neu entstehenden Nieder-

Tabelle 4: Liste der T4- und T3-Kühlezeiger (Auswahl) nach Ellenberg (1992) mit Angabe ihrer ursprünglichen Florengebiete (nach Oberdorfer 1994), ihrem Rote-Liste-Status in Niedersachsen und Bremen (nach Garve 1993) und ihrer beobachteten Rückgangstendenz in Deutschland (eigene Beobachtungen und mündliche Mitteilungen; keine Eintragung bedeutet 'nicht bekannt').

Artname	Herkunft	F+	R	N	RL NiSa u. HB	Rück- gang
T4: Kühlezeiger, montan-hochmontan, in NW-Deutschland Kaltzeitrelikte						
<i>Arnica montana</i>	Berg-Wohlverleih	pralp-nosubozean	5	3	2	2
<i>Betula pubescens</i> ssp. <i>carpatica</i>	Karpatenbirke	no	x	1	1	+++
<i>Callitriche hamulata</i>	Haken-Wasserstern	(no-)subatl	10~	6	4	
<i>Cardaminopsis halleri</i>	Wiesen-Schaumkresse	opralp	6	3	x	
<i>Carex canescens</i>	Grau-Segge	(arkt-)no-uras	9	4	2	+
<i>Carex lasiocarpa</i>	Faden-Segge	no	9=	4	3	2F,1H
<i>Carex vesicaria</i>	Blasen-Segge	no-uras	9=	6	5	3
<i>Carum carvi</i>	Wiesen-Kümmel	no-pralp	5	x	6	3
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	Wechselblättriges Milzkraut	(no-)euras(kont)	8=	7	5	3F
<i>Drosera longifolia</i>	Langblättriger Sonnentau	no(-euras)	9=	3	2	1,0H
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundblättriger Sonnentau	no-uras	9	1	1	3F,2H
<i>Equisetum fluviatile</i>	Wasser-Schachtelhalm	no-uras(subozean)	10	x	5	+
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Wald-Schachtelhalm	no	7	5	4	3F
<i>Isoetes lacustris</i>	Brachsenkraut	nosubozean	12	4	1	1
<i>Juncus filiformis</i>	Faden-Binse	no-arkt	9	4	3	3
<i>Lycopodiella inundata</i>	Sumpfbärlapp	nosubatl	9=	3	1	3F,1H
<i>Narthecium ossifragum</i>	Beinbrech	atl	9	2	1	3F,1H
<i>Polygonatum verticillatum</i>	Quirlblättrige Weißwurz	pralp(-nosubatl)	5	4	5	+
<i>Polygonum bistorta</i>	Wiesen-Knöterich	no-uras	7	5	5	3
<i>Potamogeton alpinus</i>	Alpen-Laichkraut	no-uras(subozean)	12	6	6	1H
<i>Potamogeton gramineus</i>	Gras-Laichkraut	no	12	5	5	2F,0H
<i>Potamogeton praelongus</i>	Gestrecktes Laichkraut	no(subozean)	12	8	4	1
T3: Kühlezeiger, subalpin, in NW-Deutschland Eiszeitrelikt						
<i>Betula nana</i>	Zwerg-Birke	arkt-no	9	1	2	1F,2H
<i>Rubus chamaemorus</i>	Moltebeere	arkt-no	8	2	1	1

moor- und Kleinseggensümpfe von der bisher beschriebenen unterscheiden, da eine Reihe eher nordischer Arten ausfallen dürften.

■ Verschwinden der 2 noch vorhandenen T3-Arten (Eiszeitrelikte) in Niedersachsen (*Betula nana* und *Rubus chamaemorus*).

Pflanzen als Klimaindikatoren

Sowohl aquatische als auch terrestrische Arten aus dem submediterranen bis tropischen Florenbereich sind als Indikatoren der Klimaerwärmung geeignet, ebenso Kühlezeiger des arktisch-alpinen Bereichs durch ihren Rückgang.

Das hier vorgestellte floristisch-klimatische Entwicklungsmodell stellt einen ersten Entwurf dar. In der weiteren Bearbeitung sind die individuellen Arteeigenschaften und deren Ökologie sowie vor allem Kartierungsergebnisse mit einzubeziehen. Ebenso zu berücksichtigen sind weitere direkte und indirekte Klimaeffekte (durch erhöhte Temperatur, UV-B, CO₂, DOC, Mineralisation, usw.). Und nicht zuletzt sind weitere Arten der weltweit verteilten warmtemperaten Zonobiome einzubeziehen, um fundiertere Aussagen treffen zu können.

Klimaänderung und Naturschutz

Durch die Klimaänderung und die damit verbundenen Einwirkungen auf die Ökosysteme ergeben sich für die Vegetation (in Nordwestdeutschland) Veränderungen der Artenzusammensetzung in allen Biotopen (wobei dies gleichermaßen für die Tierwelt gilt):

■ durch Einwanderung bzw. Ausbreitung von Arten des warmtemperaten Zonobioms;

■ im geringeren Maße durch Verschwinden von nordischen Arten;

■ durch Zunahme der Artenvielfalt;

■ durch Rückgang vieler bisher verbreiteter Arten durch zunehmend ungünstiger werdende Lebens- und Konkurrenzbedingungen;

■ je nach Klimaentwicklung durch die Tendenz zu Steppen- und Trockenwald-Lebenszonen mit starker Dominanz von Gräsern oder zu westlichen warmtemperaten Regenwäldern mit groß- und lederblättrigen Arten.

Diese Veränderungen, die wie in diesem Band gezeigt bereits voll im Gange

sind, haben in der Naturschutzdiskussion bisher kaum eine Rolle gespielt. Vor allem von Floristen wird die Klimafrage nicht wahrgenommen oder als irrelevant oder esoterisch abgetan. Dabei liefert gerade die fundierte ökologische Geobotanik von Heinrich Walter und Heinz Ellenberg die Basis für eine ebensolche immer fundierter werdende Abschätzung und Prognose der Klimafolgen für die Vegetation.

Für den Naturschutz ergeben sich im wesentlichen drei Probleme:

Zum ersten wird sich immer öfters die Frage aufdrängen, ob es sich angesichts der zu erwartenden Verschiebungen noch lohnt, bestimmte zumindest klimatisch relikthäre Pflanzenbestände mit meist größerem Aufwand zu erhalten zu versuchen, zumal wenn diese Arten woanders (in ihrem eigentlichen Zonobiotom) noch größere Vorkommen haben (wobei sich dort die Klimafrage ebenso stellt!). Hierfür könnte ein überregionaler europäischer Naturschutz durchaus Lösungen finden. Allerdings sollte man nicht einen (noch) vorhandenen Artenpool ohne sorgfältige Untersuchungen aufgeben.

Das zweite Problem ergibt sich aus der meist zu statischen, von einem einmal kartierten Zustand ausgehenden Betrachtungsweise, die auf den Erhalt eines Ist-Zustandes oder die Entwicklung eines War-Zustandes ausgerichtet ist. Würde der Naturschutz die Klimafrage ernsthaft einbeziehen, so würde dies ein weiteres starkes Argument für einen politischen Druck auf die Erfüllung der Klimaziele (Reduktion der Treibhausgase) liefern.

Auch die Frage der Neophyten wird in diesem Zusammenhang oft zu emotional und „rassistisch“ diskutiert. Gerade diese werden zukünftig durch eine Art natürliche Ansalbung vermehrt einwandern und unsere Flora bereichern und bestimmte funktionale Aufgaben übernehmen. Um Nachhaltigkeit zu erreichen müssen Leitbilder und Praxis der Renaturierung neu diskutiert werden unter Einbeziehung der öko-klimatischen Verschiebungen und des zu erwartenden Artenpools. Und nicht zuletzt könnte die Einrichtung und wissenschaftliche Untersuchung von öko-klimatischen Beobachtungs- und Experimentalflächen wertvolle Argumente für diese Diskussion liefern.

Literatur

- Arévalo, J.R., Fernández-Palacios, J.M. & Palmer, M.W. (1999): Tree regeneration and future dynamics of the laurel forest on Tenerife, Canary Islands. *J. Veg. Sci.* 10(6): 861-868.
- Arnell, N.W. (1998): Climate change and water resources in Britain. *Climatic Change* 39(1): 83-110.
- Bliss, S.A. & Zedler, P.H. (1998): The germination process in vernal pools: Sensitivity to environmental conditions and effects on community structure. *Oecologia* (Berlin) 113(1): 67-73.
- Carter, T.R. (1998): Changes in the thermal growing season in Nordic countries during the past century and prospects for the future. *Agricult. Food Sci. in Finland* 7(2): 161-179.
- Chapin, F.S. III, Rincon, E. & Huante, P. (1993): Environmental responses of plants and ecosystems as predictors of the impact of global change. *J. Biosciences* (Bangalore) 18(4): 515-524.
- Coates, M. & Ferris, J. (1994): The radiatively driven natural convection beneath a floating plant layer. *Limnol. Oceanogr.* 39(5): 1186-1194.
- Delworth, T.L., Mahlman, J.D. & Knutson, T.R. (1999): Changes in heat index associated with CO₂-induced global warming. *Climatic Change* 43(2): 369-386.
- Dhakha, G.B. & Campbell, C.L. (1998): Potential effects of differential day-night warming in global climate change on crop production. *Climatic Change* 40(3-4): 647-667.
- Ellenberg, H. (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). *Scripta Geobotanica* 18: 9-166.
- Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- Firbank, L.G., Watkinson, A.R., Norton, L.R. & Ashenden, T.W. (1995): Plant populations and global environmental change: The effects of different temperature, carbon dioxide and nutrient regimes on density dependence in populations in *Vulpia ciliata*. *Funct. Ecol.* 9(3): 432-441.
- Friedlingstein, P., Mueller, J.F. & Brasseur, G.P. (1994): Sensitivity of the terrestrial biosphere to climatic changes: Impact on the carbon cycle. *Environ. Pollut.* 83(1-2): 143-147.
- Fu, C. & Wen, G. (1999): Variation of ecosystems over East Asia in associa-

- tion with seasonal, interannual and decadal monsoon climate variability. *Climatic Change* 43(2): 477-494.
- Garve, E. (1993): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 13(1): 1-37.
- Grabherr, G. (1997): Farbatlas Ökosysteme der Erde. Ulmer, Stuttgart, 364 S.
- Grime, J.P. (1998): Plant classification for ecological purposes: Is there a role for genome size? *Ann. Bot. London* 82 (Suppl. A): 117-120.
- Haeupler, H. & Schönfelder, P. (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. Ulmer, Stuttgart, 768 S.
- Harte, J. & Shaw, R. (1995): Shifting Dominance Within a Montane Vegetation Community: Results of a Climate-Warming Experiment. *Science* 267(5199): 876-880.
- Heinemann, H.-J. (1994): Homogenisierung der Säkularreihe der Jahresmitteltemperaturen von Bremen. *Meteorol. Z.* 3: 35-38.
- Holdridge, L.R., Grenke, W.C., Hatheway, W.H., Liang, T. & Tosi Jr., J.A. (1971): Forest environments in tropical life zones. Pergamon, Oxford et al., 747 p.
- Kesel, R. & Gödeke, T. (1996): *Wolffia arrhiza*, *Azolla filiculoides*, *Lemna turionifera* und andere wärmeliebende Pflanzen in Bremen – Boten eines Klimawandels? *Abh. Naturwiss. Verein Bremen* 43(2): 339-362.
- Killeen, T. (1998): Introduction To Global Change I: The Paleoclimate Record and Climate Models. http://www.sprl.umich.edu/GCL/Notes-1998-Fall/climate_rec.html.
- Kirilenko, A.P. & Solomon, A.M. (1998): Modeling dynamic vegetation response to rapid climate change using bioclimatic classification. *Climatic Change* 38(1): 15-49.
- Körner, C., Fuhrer, J., Gobat, J.-M. & Nösberger, J. (1998): CO₂-Erhöhung verändert die Pflanzenwelt. Climate Press No 3. <http://130.92.225.40/Press/Climate-Press-03D.html>
- Kullman, L. (1998): The occurrence of thermophilous trees in the Scandes Mountains during the early Holocene: Evidence for a diverse tree flora from macroscopic remains. *J. Ecol.* 86(3): 421-428.
- Kundel, W. & Kesel, R. (1997): *Vulpia bormoides* (L.) S.F. Gray im Bremer Grünland. *Flor. Rundbr.* 31(2): 151-156.
- Le Houérou, H.N. (1992): Vegetation and land-use in the Mediterranean basin by the year 2050: A prospective study. In: JEFTIC, L., MILLIMAN, J.D. & SESTINI, G. (ed.), *Climatic change and the Mediterranean*. Edward Arnold, London et al., 175-232.
- Leiros, M.C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S. & Gil-Sotres, F. (1999): Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biol. Biochem.* 31(3): 327-335.
- Moisier, A.R. (1998): Soil processes and global change. *Biol. Fertil. Soils* 27(3): 221-229.
- Neilson, R.P. (1993): Vegetation redistribution: A possible biosphere source of CO₂ during climatic change. *Water Air Soil Pollut.* 70(1-4): 659-673.
- Oberdorfer, E. (1994): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. 7. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- Saetersdal, M., Birks, H.J.B. & Peglar, S.M. (1998): Predicting changes in Fennoscandian vascular-plant species richness as a result of future climatic change. *J. Biogeography* 25(1): 111-122.
- Schüepp, M. & Schirmer, H. (1977): *Climates of Centrale Europe*. in: WALLÉN, C.C. (ed.), *Climates of Centrale and Southern Europe*. World Survey of Climatology 6: 3-74. Elsevier, Amsterdam, Oxford, New York.
- Sirois, L., Bonan, G.B. & Shugart, H.H. (1994): Development of a simulation model of the forest-tundra transition zone of northeastern Canada. *Canadian J. Forest Res.* 24(4): 697-706.
- Sparks, T.H. & Carey, P.D. (1995): The responses of species to climate over two centuries: An analysis of the Marsham phenological record, 1736-1947. *J. Ecol.* 83(2): 321-329.
- Sykes, M.T., Prentice, I.C. & Laarif, F. (1999): Quantifying the impact of global climate change on potential natural vegetation. *Climatic Change* 41(1): 37-52.
- Tol, R.S.J. & De Vos, A.F. (1998): A Bayesian statistical analysis of the enhanced greenhouse effect. *Climatic Change* 38(1): 87-112.
- Walter, H. (1990): *Vegetation und Klimazonen*. 6. Aufl. Ulmer, Stuttgart, 382 S.
- Woodward, F.I., Lomas, M.R. & Betts, R.A. (1998): Vegetation-climate feedbacks in a greenhouse world. *Philosophical Transactions Royal Soc. London, B – Biol. Sci.* 353(1365): 29-39.
- Woodwell, G.M., MacKenzie, F.T., Houghton, R.A., Apps, M., Gorham, E. & Davidson, E. (1998): Biotic feedbacks in the warming of the earth. *Climatic Change* 40(3-4): 495-518.
- Yates, D.N., Kittel, T.G.F. & Figge Cannon, R. (2000): Mechanistic biogeographical models for assessing vegetation distribution response to climatic change. *Climatic Change* 44: 50-87.
- Yu, M., Gao, Q. & Guo, J.P. (1998): Sensitivity analysis of individual responses of plants to global change. *Acta Bot. Sin.* 40(12): 1143-1151.

Anschrift des Verfassers:

Raimund Kesel
Dipl.Biologe und Vermessungsingenieur
Büro für ökologische Information
Grünenweg 12/13
28195 Bremen

Die Ausbreitung mediterraner Libellenarten in Deutschland und Europa – die Folge einer Klimaveränderung?

von Jürgen Ott

1. Einleitung

In jüngster Zeit wurde von Meteorologen vermehrt auf klimatische Veränderungen im Sinne einer Erwärmung hingewiesen (Schönwiese 1992), wobei nun auch aktuelle Trendentwicklungen für das Klima in Deutschland (Rapp & Schönwiese 1996, Rapp 1997) und Europa (zusammengefaßt in Bissolli 1999) vorliegen.

Derartige Veränderungen haben selbstverständlich auch auf die belebte Umwelt ihre Auswirkungen, doch liegen vor allem in Deutschland hierzu erst wenige umfassendere und verlässliche Studien bzw. Publikationen vor (z.B. Peters & Lovejoy 1992, Gates 1993, Bundesamt für Naturschutz 1995), besonders gilt dies für Invertebraten.

Eine stärkere Beachtung in der Öffentlichkeit hat das Thema aber erst erfahren, als Konsequenzen für Land- und Forstwirtschaft (Ertragseinbußen), Medizin (Ausbreitung von Krankheiten) und die Wasserwirtschaft (Hochwasserschutz) immer deutlicher wurden, und als Naturkatastrophen zunahmen (vgl. z.B. in Lozán et al. 1998, Glogger 1998).

Das vermehrte Auftreten mediterraner Libellenarten in Deutschland und Europa in den letzten Jahren – ab etwa Anfang/Mitte der achtziger Jahre – ließ es sinnvoll erscheinen, dieses Material nun einmal gezielt zusammenzutragen und mit den klimatischen Veränderungen in Beziehung zu setzen. Die Libellen sollen dabei als ein gut dokumentierbares Beispiel für das mittlerweile generell beobachtete Phänomen der Ausbreitung wärmeliebender Arten nach Norden dienen.

2. Material und Methode

Für die vorliegende Studie wurden alle verfügbaren Veröffentlichungen und Informationen, auch sogenannte „graue Literatur“ und bisher unveröffentlichte Beobachtungen, zusammengetragen. Teilweise wurden Spezialisten und Kolle-

gen hierzu direkt angesprochen bzw. - geschrieben.

Die Ver- und Ausbreitung der Feuerlibelle in Rheinland-Pfalz wurde größtenteils durch den Verfasser selbst im Gelände über die Jahre nachverfolgt.

3. Ergebnisse

3.1 Das Beispiel „Feuerlibelle“

3.1.1 Zur Ökologie der Art

Die Feuerlibelle (*Crocothemis erythraea*) ist eine Stillgewässerart, die ein relativ breites Spektrum an Lebensräumen besiedelt (Tümpel, Teiche, flache Stillgewässer, Gräben etc.; siehe Robert 1959, Jurzitza 1988, Askew 1988); in Deutschland scheint sie dabei eine deutliche Vorliebe für Sekundärgewässer wie Sand- und Kiesgruben zu haben (z.B. Ott 1988, Sternberg 1989).

Die Art wurde zwar von manchen Autoren als eine Wanderart (Dumont 1967, Weitzel 1978) bezeichnet, was immer wieder zitiert bzw. aufgegriffen wird (z.B. d' Aguilar et al. 1985), ohne dass dies aber näher belegt worden ist. Eine Durchsicht umfangreicher Originalliteratur hat dagegen ergeben, dass eigentliche Wanderzüge, wie sie von anderen Libellenarten durchaus bekannt sind, nicht festgestellt wurden (Ott 1988).

Einzeltiere (s.u.) können zwar immer wieder in größerer Entfernung, z.T. mehrere hundert Kilometer von bekannten bodenständigen Populationen angetroffen werden und neue Gewässer werden auch relativ schnell (wieder-)besiedelt (Ott 1995a), doch stellte sich bei Markierungsversuchen an einem für die Art optimalen Biotop heraus, dass sie eine relativ hohe Ortstreue – ähnlich wie der Große Blaupfeil (*Orthetrum cancellatum*) und die Große Heidelibelle (*Symptetrum striolatum*) – aufwies (Ott 1988).

Die Larve ist einjährig und ihr wird allgemein eine gewisse Thermophilie zugesprochen (Schanowski & Buchwald

1987: „sommerwarme...Gewässer“, Sternberg 1989), ohne dass hierzu jedoch detailliertere Untersuchungen vorliegen; andererseits weisen verschiedene Beobachtungen darauf hin, dass die Larve offensichtlich gegenüber sehr kalten Wintern relativ unempfindlich ist, da sie auch größere Eisdicken (ca. 40 cm) toleriert (Ott 1988, Trockur & Didion 1994, Ott in prep.). Für die Imagines hat Sternberg (1989) erste Untersuchungen zur Thermophilie angestellt, doch sollten diese noch ausgeweitet werden, um die auslösenden und bestimmenden Faktoren (Maximaltemperatur, Temperatursumme, Licht, etc.) klar herauszustellen.

3.1.2 Ausbreitung und aktuelle Bestandssituation von *Crocothemis erythraea* in Deutschland

Die Ausbreitung der Art in Deutschland wurde jüngst detailliert dargestellt (Ott 1996); an dieser Stelle soll dies noch einmal kurz rekapituliert werden und aktuelle Daten bis 2000 ergänzt werden.

In Deutschland wurde die Feuerlibelle erstmals 1918 durch Bollow (1919) in der Mark Brandenburg nachgewiesen und danach mehrfach in Baden-Württemberg (u.a. Rosenbohm 1922, 1965; Jurzitza 1965). Ihre Verbreitung wird in zusammenfassenden Werken noch bis Mitte dieses Jahrhunderts (z.B. Schiemenz 1953, Robert 1959) mit Afrika, Asien und Südeuropa angegeben. Nach diesem Autor wandert sie vereinzelt bis nach Mitteleuropa, wo sie jedoch nicht heimisch ist. Robert (1959) charakterisiert „ihr Auftreten ... als ein kurzfristiges Gastspiel in warmen Sommern“.

Die ersten über mehrere Jahre dauerhaften Vorkommen wurden in Baden-Württemberg in der Rheinebene nachgewiesen (zusammengestellt in Sternberg 1989). Buchwald et al. (1984) und Schanowski & Buchwald (1987) bezeichneten die Vorkommen noch als „zerstreut“ oder „selten“ (im Jahr 1987 waren es 19), doch war sie 1995 bereits auf 69 Messtischblättern mit mehr als 50 bodenständigen Vorkommen nachgewiesen worden (Buchwald schr. Mitt. 1995). Bodenständige Vorkommen werden heute auch bis zu einer Höhe von 410 m ü NN gefunden (Buchwald schr. Mitt. 1995). Die Zahl der Vorkommen nahm im Laufe der Jahre kontinuierlich zu und sie besiedelte zunehmend auch Gewässer abseits des Rheintales und in höheren Lagen.

Ähnliches gilt für Rheinland-Pfalz: während *Itzerott* (1961, 1965) die Art noch nicht fand, konnte dann 1967 der erste Nachweis für dieses Bundesland an der Ruchheimer Wiese bei Mutterstadt erbracht werden (*Friedrich et al.* 1976). Mitte der siebziger Jahre trat sie dann häufiger auf, auch mit ersten Nachweisen der Bodenständigkeit (*Niehuis* 1984). Spätestens Mitte der achtziger Jahre war sie dann aber, trotz mehrerer kalter Winter, bis mindestens nach Ludwigshafen vorgedrungen, wo sie über mehrere Jahre an einer Kiesgrube bei Ludwigshafen (Höhe ü NN ca. 90 m) bodenständig (*Ott* 1988, 1991, 1995 a) war. Nördlich wurde sie 1995 bis auf die Höhe von Koblenz gefunden (ca. 50,2° N) (*Mansfeld*, schr. Mitt.) und auch im Pfälzerwald bei Kaiserslautern hat sie sich angesiedelt, wo sie seit mehreren Jahren bereits an mindestens drei Gewässern (Höhe ü NN ca. 250 m) bodenständig ist (*Ott* 1993).

Auch nach dem sehr strengen Winter 1995/1996 schlüpfte sie im Frühsommer 1996 an verschiedenen Gewässern, so an der bereits o.g. Kiesgrube bei Ludwigshafen, nicht jedoch an einem Flachgewässer bei Rodenbach / Kaiserslautern, welches mit Sicherheit gänzlich durchfror (*Ott* unveröff. Daten).

Im Saarland tauchte die Art erstmals 1986 an fünf Gewässern im Saartal auf *Röhliger* (1988). Nachweise der Bodenständigkeit dieser Art gelangen dann ab 1990 und 1991 mehrfach (*Trockur & Didion* 1994). Auch in diesem Bundesland konnten nach dem strengen Winter 1995/1996 keine nennenswerten Bestandsrückgänge festgestellt werden (*Didion & Trockur* mdl. Mitt. 1997), die Art war an den früher besetzten Gewässern auch weiterhin präsent. Dies ist auch heute noch der Fall, wobei sich mittlerweile die Populationen auch stabilisiert haben (*Didion* mdl. Mitt. 1999).

Für Hessen ist die Art bis nach Mittel-Hessen bekannt geworden, dort wird sie seit zwei Jahren bei Gießen (50,5° N) nachgewiesen (jeweils Einzel-funde, schr. Mitt. *Patrzich* 1995, Funde von Korn). *Schroth* (schr. Mitt. 1996) berichtet von einem Bodenständigkeitsnachweis im Kreis Offenbach aus 1989 und von einer dauerhaften Besiedlung eines Gewässers südlich von Hanau seit 1990. Weiterhin konnte er im Juli 1996 ein einzelnes Tier in einem Braunkohle-Tagebau-Restloch bei Friedberg beobachten.

Während *Reich & Kuhn* (1988) die Feuerlibelle für Bayern noch als einen „seltenen Gast“ mit „3 historischen Nachweisen in Südbayern“ bezeichnen, ist sie Mitte der neunziger Jahre schon von „knapp 30 Messtischblättern“ nachgewiesen (*Voith* schr. Mitt. und *Börszony* mdl. Mitt. 1995), wobei sich etliche mit Reproduktionsnachweis befinden. In der Nähe von Markt (LK Altötting, Obb.) beschreibt beispielsweise *Bierwirth* (1994) ein Vorkommen, bei dem er auch Paarung und Eiablageaktivitäten feststellte. Über ein größeres Vorkommen, das seit 1994 an verschiedenen Kiesgruben im Schuttermoos im Raum Ingolstadt festgestellt wurde, berichtet *Krach* (1996) und *Krach & Wilms* (1997). Nördlich wurde sie in Bayern bis nach Markt-Heidenfeld (49,8° N) am Main (*Malkmus* 1993: 8 Tiere an einem Baggersee) bzw. ca. 20 km südwestlich von Bamberg (*Werzinger*, schr. Mitt. 1995) und Tischenreuth (ca. 49,9° N) beobachtet. Den bisher höchst gelegenen Reproduktionsnachweis in Deutschland erbrachte *Bönisch* (schr. Mitt. 1996): Er fand 1995 zwei Exuvien an einem Gartenteich in 550 m ü. NN (Landkreis Tischenreuth, Oberpfalz). Nach dem kalten Winter 1995/1996 war sie dort jedoch 1996 nicht mehr anzutreffen (*Bönisch*, schr. Mitt. 1997).

Auch 1996 gelangen wieder etliche Nachweise (*Königsdorfer* 1997, *Krach* 1996 und 1997, *Krach & Wilms* 1997) und die Art scheint sich auch in diesem Bundesland weiter auszubreiten. Nach dem neueren Stand ist nach *Burbach* (1998) mit einer dauerhaften Ansiedlung in Bayern zu rechnen.

Nach dem ersten Fund 1977 in Nordrhein-Westfalen bei Köln (*Kikillus & Weitzel* 1981) wurde die Art dann mehrfach vereinzelt beobachtet. Der bisher nördlichste Nachweis einer Population in Deutschland (ca. 51,7° N) liegt durch *Bauhus* (1996) vor, der in einem Altarm der Lippe ca. 15 km nordwestlich von Dortmund mehrere Tiere beobachtete. Aktuelle Funde von Einzeltieren aus der Senne (Ostwestfalen, ca. 51,9° N) teilt *Hahn* (1996) mit, der in 1994 an drei Stellen einzelne Männchen und in 1995 ein einzelnes Männchen beobachtete (dort zusammen mit *Hemianax ephippiger*, *Orthetrum brunneum* und *Sympetrum fonscolombii*). Über Einzeltiere in der Emsaue im Münsterland berichtet *Artemeyer* (2000). *Rudolph* (1998) geht davon aus, dass mittlerweile auch repro-

duzierende Populationen bestehen.

In Sachsen-Anhalt wurde die Feuerlibelle noch nicht gefunden (*Müller* 1999), jedoch gelang in Sachsen 1997 der Erstnachweis für die Art (*Xylander et al.* 1998).

Im Vergleich zur Situation, wie sie durch *Lohmann* (1980) mit Stand Ende der siebziger Jahre zusammengestellt wurde, ergibt sich damit das folgende Verbreitungsbild in Deutschland (Tab. 1).

Aus der Tabelle 1 wird deutlich, dass sich *Crocothemis erythraea* in den letzten zwei Jahrzehnten in Deutschland angesiedelt hat und in einer massiven Ausbreitung nach Norden begriffen ist. War sie zunächst nur im Oberrheintal verbreitet, stößt sie nunmehr bis nach Nordrhein-Westfalen, Nord-Hessen und Nord-Bayern und Sachsen vor, wo sie fast überall auch bodenständige Populationen etabliert hat.

Außerdem besiedelt sie nun dauerhaft auch höher gelegene Gewässer abseits der Flussauen: Während die Art früher nur in tieferen Lagen der Rheinebene (ca. 90 m ü NN) bodenständig war, ist sie nun auch in der Pfalz in Gewässern auf einer Höhe von ca. 250 m ü. NN (*Ott* 1993), in Baden-Württemberg (*Buchwald* schr. Mitt. 1995) auf einer Höhe von 410 m ü. NN und in Bayern sogar auf 550 m ü NN (*Bönisch* schr. Mitt. 1996) bodenständig zu finden.

3.2 Beobachtungen zur Ausbreitung der Feuerlibelle in anderen europäischen Ländern

Der für Deutschland geschilderte Ausbreitungsprozess ist aber kein Einzelfall: auch in anderen Ländern wurde die Art in den letzten Jahren weitaus häufiger nachgewiesen und hat sich auch dort ausgebreitet.

In Frankreich ist die Art vor allem im Süden stark verbreitet, stößt aber auch bis ganz in den Norden vor, wo sie bereits vor 1900 anzutreffen war; besonders nördlich der Loire zeigt sie deutliche Fluktuationen – offensichtlich infolge klimatischer Bedingungen (*Dommanget* schr. Mitt. 1995). Andererseits zeigt ein Vergleich der Daten aus landesweiten Erfassungen bis 1987 bzw. bis 1993, dass die Art in der Zwischenzeit deutlich häufiger geworden ist – insbesondere auch im Norden und Nordosten (*Dommanget* 1987, 1994). *Brugiere* (1999) bezeichnet sie in seiner Fauna für das Département Loire dann auch als eine „Art in Expansi-

Tab. 1: Vergleich der heutigen Bestandssituation von *Crocothemis erythraea* in Deutschland mit der vor 1980

Bundesland	Situation bis 1980 (Lohmann 1980)	Situation bis 2000 (Ott 1996, aktuell ergänzt)
Bayern	verschollen	1992 bis 2000 etliche neue Funde, aktuell auch an mehreren Stellen bodenständig, deutliche Ausbreitungstendenzen, höchster Reproduktionsnachweis in 550 m ü. NN
Baden-Württemberg	lokal bodenständig	im Rheintal deutlich zunehmende Populationen, bodenständig, deutliche Ausbreitungstendenz auch in andere Landesteile und in höhere Lagen (420 m ü. NN)
Rheinland-Pfalz	Einzelfunde, nicht bodenständig	im Rheintal und in der Pfalz bodenständig (bis in ca. 250 m ü. NN), zunehmende Größe und Zahl von Populationen, deutliche Ausbreitungstendenz in andere Landesteile
Saarland	kein Nachweis	bodenständige Populationen, Ausbreitungstendenz
Hessen	kein Nachweis	sicher bodenständig im Rheintal bis ca. Frankfurt, Einzelfunde bis nach Gießen in Mittel-Hessen
Nordrhein-Westfalen	kein Nachweis (ein Einzelnachweis durch Kikillus & Weitzel (1981) im Jahre 1977)	1977 – 2000 etliche Einzelfunde; bodenständig bei Köln, eventuell nördlich bei Dortmund ebenfalls (1994 / 1995) mehrere Tiere in 1994 und 1995 in der Senne (Ostwestfalen). Reproduktion anzunehmen
Sachsen	kein Nachweis	Erstnachweis in 1997
Brandenburg	ein historischer Nachweis, (Bollow 1919)	aktuell keine neuen Funde

on“. Dies wird durch regionale Erfassungen bestätigt, so ist sie zum Beispiel in der Ile-de-France mittlerweile häufig, wo sie bis vor einigen Jahren nur vereinzelt nachgewiesen wurde (Arnaboldi & Dommanget 1996). Auch im nördlichsten Departement Frankreichs (Pas-de-Calais) taucht sie, zusammen mit anderen mediterranen Arten (z.B. *Lestes barba-*

rus), vermehrt auf (Lemoine 1996, Lemoine schr. Mitt. 1997). Gleiches gilt für die Normandie, wo sie früher nicht zu finden war (Lecompte 1999).

Auch in der Schweiz mehren sich deutlich die Nachweise, so wurde sie aus den Kantonen St. Gallen, Genf und Zürich gemeldet (Kiauta & Kiauta 1984, Meier 1989), und eine Ansiedlung im

Reusstal beschrieben (Vonwil 1994). Auch Hoess (2000, schr. Mitt.) berichtet über erfolgreiche Ansiedlungen.

In Österreich wurden zwar auch früher bereits etliche Nachweise registriert (z.B. Landmann 1983), doch ist die Zunahme der Funde augenscheinlich; so wurden bei Wien aus 1989 neue Funde (auch mit Larvalentwicklung) gemeldet (Schweiger-Chwala 1990) und neu geschaffene Biotope wurden schnell angenommen (Chovanec 1994), was auf eine generelle Präsenz der Art im Raum schließen lässt.

In England wurde *Crocothemis erythraea* vom Festland überhaupt erstmals 1995 festgestellt (Jones 1996), wo am 8.8.1995 ein Männchen an der Südspitze Englands in Cornwall mehrfach beobachtet wurde. Der Autor vermutet den Herkunftsort dieses Tieres in Frankreich oder der Iberischen Halbinsel. Früher gelangen lediglich in den vierziger Jahren einmal Nachweise auf den Kanal-Inseln (Insel Jersey, zusammengestellt von Silsby & Silsby 1988). Bis zum Jahre 1998 (in 1999 Fehlanzeige) gelangen insgesamt drei Nachweise (Butler & Butler 1998, Parr 1999).

Nach älteren Nachweisen vor mehreren Jahrzehnten (1922, 1968) wurde für Polen in 1989 ein nicht ganz ausgefärbtes Weibchen in den östlichen Karpaten entdeckt (Czekaj 1994). Weitere Funde gelangen 1999 verschiedenen Autoren (Bernard 2000, Kalkman & Dijkstra in prep.), wobei im Bereich Bialowiecza auch eine Population zu bestehen scheint (Theuerkauf in prep.).

Während in der Zusammenstellung von Geijskes & van Tol (1983) für die Niederlande sich lediglich ein Nachweis eines Einzelexemplares aus dem Jahre 1959 findet, berichtet nun Wasscher (1995) über eine kleine, seit 1994 bodenständige Population in Zeeuws/Vlaanderen und Gubbels et al. (1995) von weiteren aktuellen Funden in der Provinz Limburg, wo sie 1995 ebenfalls wie *Orthetrum brunneum* an mehreren Stellen aufgetaucht ist. Mittlerweile gibt es mehrere, offensichtlich auch stabile, Populationen (Verbeek in prep.).

Auch im Nachbarland Belgien war die Art nach Einzelnachweisen (z.B. Goffart 1983, Tailly 1991) zusehends häufiger anzutreffen (De Knijf & Anselin 1995, 1996, De Knijf 1995) und zeigte Ausbreitungstendenzen; heute ist sie mit mehr als 100 Populationen vertreten und in manchen Gegenden die dominierende Anisoptere (De Knijf, mdl. Mitt.

2000). Ihre Einstufung in der belgischen Roten Liste ist nach den Autoren gemäß den IUCN-Kriterien jedoch bisher noch nicht ganz klar.

Ähnliches gilt für Luxemburg, wo sich die Art erst in den 80er Jahren angesiedelt hat und nun an etlichen Stellen, auch mit Bodenständigkeitsnachweisen, zu finden ist und sich weiter ausbreitet (Gerend & Proess 1994, Proess 1996).

Diese Ausbreitung der Feuerlibelle in einigen europäischen Ländern soll in der folgenden Tabelle 2 nochmals zusammengefasst werden.

3.3 Ausbreitungstendenzen bei anderen mediterranen Libellenarten in Deutschland

Ähnliche Ausbreitungstendenzen und Arealerweiterungen wie sie hier bei der Feuerlibelle gezeigt wurden, können in den vergangenen Jahren auch für andere mediterrane Libellen-Arten festgestellt werden. Dies soll die folgende Zusammenstellung aktueller Funde mediterraner Arten aus den letzten zehn Jahren in Deutschland verdeutlichen.

Es zeigt sich deutlich, dass bei einer Vielzahl von Arten mediterranen Ursprungs bzw. hauptsächlich mediterraner Verbreitung eine Ausbreitung nach Norden oder auch eine generelle Zunahme in den bereits besiedelten Gebieten in Deutschland festzustellen ist. Die genannten Arten sind zwar zum Teil viel ausbreitungsfreudiger als *Crocothemis erythraea* und haben einen deutlich stärker ausgeprägten „Invasionscharakter“ (z.B. *Sympetrum fonscolombii*, *Hemianax ephippiger*, z.T. *Aeshna affinis*), doch mehrten sich auch hier die Nachweise von bodenständigen Vorkommen und eine deutliche Zunahme der Funddichte ist zu verzeichnen. Andere mediterrane Arten mögen aufgrund ihrer Unauffälligkeit manchmal übersehen worden sein (z.B. *Erythromma viridulum*, *Cercion lindenii*), doch kann auch hier der Ausbreitungsprozess größtenteils recht gut nachverfolgt werden. Neben der Ausbreitung nach Norden wäre noch genauer zu prüfen, ob nun auch generell – wie dies bei der Feuerlibelle der Fall ist – auch höher gelegene Gewässer besiedelt werden.

Wie auch bei der Feuerlibelle (vgl. Kap.3.1) hat der kalte Winter 1995/96 diesen Arten offensichtlich ebenfalls nichts ausgemacht: So berichtet Müller (1996), dass *Aeshna affinis* den strengen Winter in Sachsen-Anhalt überstanden

Tab. 2: Ausbreitungstendenzen von *Crocothemis erythraea* in Europa

Land	Beobachtungen	Autoren
Schweiz	vermehrtes Auftreten, bodenständige Populationen Populationen bei Martigny und Fanel in 1999	Meier (1989), Vonwil & Osterwalder (1994) Hoess (schr. Mitt. 2000)
Österreich	vermehrtes Auftreten, bodenständige Populationen	Schweiger-Chwala (1990)
Polen	Einzelnachweis In 1999 drei neue Nachweise, davon wahrscheinlich eine Population	Czekaj (1994) Bernard (2000) Kalkmann & Dijkstra (in prep.) Theuerkauf (in prep.)
Tschechische Republik	Wiederfund in Böhmen nach mehr als 100 Jahren	Mocek (1998)
Belgien	etliche Nachweise und deutliche Ausbreitungstendenzen	De Knijf & Anselin (1996)
Frankreich	Häufigkeitszunahme und Ausbreitungstendenzen 1995 mehrere Nachweise im Departement Pas-de-Calais seit einigen Jahren deutliche Ausbreitung im Departement Yvelines und in der gesamten Ile-de-France	Dommanget (1987, 1994) Lemoine (1996) Arnaboldi & Dommanget (1996)
Niederlande	neue Funde in Limburg (1995) und bodenständige Population in Vlaanderen, mittlerweile mehrere kleine stabile Populationen – so z.B. auch an der holländischen Küste	Gubbels et al. (1995), Hermans & Gubbels (1997) Wasscher (1995) Dijkstra et al. (1999)
Luxemburg	erste Nachweise in den 80er Jahren, Zunahme der Populationen in den 90er Jahren	Gerend & Proess (1994), Proess (1996)
England	Erstfund auf der Hauptinsel Weitere Funde in 1997 und 1998	Jones (1996) Butler & Butler (1998), Parr (1999)

hat und in den vorjährigen Biotopen zu beobachten war und Drees et al. (1996) zeigen dies ebenfalls für dieselbe Art aus Niedersachsen.

Ein weitere Aspekt ist in diesem Zusammenhang zu nennen: Während in früheren Jahren lediglich einwandernde Tiere von *Sympetrum fonscolombii* festgestellt wurden (Lempert 1987), mehrten sich nun die Beobachtungen, dass auch in Deutschland eine zweite Gene-

ration (wie dies in südlichen Ländern mit besseren klimatischen Verhältnissen ja durchaus üblich ist) ausgebildet wird (weiteres siehe unten).

Auf die Tendenz von *Crocothemis erythraea*, nunmehr auch höher gelegene Gewässer zu besiedeln, wurde bereits hingewiesen; ähnliches wird nun auch von weiteren Arten beobachtet, wie z.B. *Orthetrum brunneum*, der im Regierungsbezirk Koblenz (Rheinland-

Tab. 3: Aktuelle Nachweise und Ausbreitung mediterraner Libellenarten in Deutschland (Auswahl)

Art	Verhalten / Funde	Autor(en)
Südliche Mosaikjungfer (<i>Aeshna affinis</i>)	Wiederfund 1994 Thüringen Exuvienfund in Sachsen-Anhalt Erstnachweis für Niedersachsen 1994, zahlreiche Funde 1995 Wiederfund 1994 für Brandenburg nach 40 Jahren zahlreiche Nachweise 1995 in der Elb-Aue, weitere Funde in anderen Teilen Sachsen-Anhalts Erstnachweis für Schleswig-Holstein im Jahr 1994 Erster Bodenständigkeitsnachweis für Rheinland-Pfalz Entwicklungserfolg nach strengem Winter in Niedersachsen Erneute Schlupfnachweise im Drömling in 1998 Erstnachweis in der Niederlausitz 1996 Bodenständigkeit an vielen Orten – v.a. im Elbtal – in Sachsen belegt	Reinhardt & Sander (1994 / 95) Petzold (1994) Martens & Gasse (1995) Mauersberger (1995) Müller (1995) AdomBent (1995) Ott (1997) Drees et al. (1996) Suhling et al. (1998) Donath (1997) Müller & Steglich (2000)
Schabrackenlibelle (<i>Hemianax ephippiger</i>)	Fund eines juvenilen Tieres in Baden-Württemberg Fund in Rheinland-Pfalz Massen-Einwanderung in Bayern starke Invasion in 1995, weitere Funde 1996, Fortpflanzungsnachweise, Zusammenstellung aller Funde Mittel- und Nordeuropas Bodenständigkeitsnachweis / Herbstschlupf in Bayern 1998	Fischer (1987) Schorr (1989) Burbach (1995) Burbach & Winterholler (1997) Burbach & Werzinger (1998)
Kleine Königslibelle (<i>Anax parthenope</i>)	Ansiedlung zwischen 1993 und 1997 in Braunkohlenrestgewässern (Sachsen) deutl. Zunahme mit Bodenständigkeit seit ca. 10 Jahren an der Spree	Unruh (1999) Beutler (mdl. Mitt 2000)
Südlicher Blaupfeil (<i>Orthetrum brunneum</i>)	Ausbreitung in Rheinland-Pfalz Ausbreitung in Nordrhein-Westfalen Erstnachweis in Sachsen 1994 Erstnachweise in Schleswig-Holstein Zweiter Fund für Niedersachsen Erstfund im Regierungsbezirk Koblenz in 1995 in über 300 m ü NN	Niehuis (1984) Krüner (1992) Brockhaus & Hering (1994) AdomBent (1995) AdomBent (1996 b) Fahl (1996)
Frühe Heidelibelle (<i>Sympetrum fonscolombii</i>)	Ausbreitung und gelegentlich Invasionen bodenständig an mehreren Stellen in Ostwestfalen bodenständig, Schlupf einer zweiten Generation in 1991 (Nord-Hessen / Niedersachsen) und in 1995 (Bayern) zweite Generation in Ost-Sachsen zusammen mit <i>I. pumilio</i> Besiedlung von Helgoland, nördlichster Entwicklungsnachweis	Lempert (1987 und 1997) Hahn (schr. Mitt. 1996) Pix (1994) Burbach (mdl. Mitt. 1997) Xylander & Stephan (1997) Lempert (1998)

Forts. Tab. 3: Aktuelle Nachweise und Ausbreitung mediterraner Libellenarten in Deutschland (Auswahl)

Art	Verhalten / Funde	Autor(en)
Südliche Heidelibelle (<i>Sympetrum meridionale</i>)	Schlupfnachweis in Nordbayern Schlupfnachweis in der schwäbischen Alb	<i>Pankratius</i> (2000) <i>Kuhn</i> (mdl. Mitt. 2000)
Große Heidelibelle (<i>Sympetrum striolatum</i>)	Generelle Ausbreitung Wiederfund im Krs. Herzogtum Lauenburg in 1995	<i>Joedicke & Woike</i> (1985), <i>Buck</i> (1990) <i>AdomBent</i> (1996)
Pokal-Azurjungfer (<i>Cercion lindenii</i>)	Ausbreitung in Nordrhein-Westfalen Ausbreitung in Bayern Erstfund Niedersachsen Ausbreitung in Hessen Ausbreitung in Niedersachsen Ausbreitung im Harz Erstnachweis für Thüringen in 1997	<i>Jödicke et al.</i> (1989) <i>Banse et al.</i> (1984) <i>Berthelmann</i> (1989) <i>Xylander</i> (1996) <i>Binkowski</i> (1995) und <i>Martens & Wimmer</i> (1997) <i>Martens & Wimmer</i> (1997) <i>Cerff</i> (1998)
Kleines Granatauge (<i>Erythromma viridulum</i>)	allgemeine Ausbreitung, Neunachweise in Bremen, Ausbreitung in Nordrhein-Westfalen deutliche Ausbreitung in Schleswig-Holstein nördlichster Fund einer Population mit Schlupfnachweis auf Helgoland Erstnachweis auf Rügen, damit nördlichster Fund	<i>Fliedner</i> (1993) <i>Jödicke et al.</i> (1989) <i>AdomBent</i> (1995 und 1996) <i>Lempert</i> (1998) <i>Fuhrmann</i> (1999)

Pfalz) früher nicht anzutreffen war, nun aber dort in Gewässern auf über 300 m ü NN anzutreffen ist (*Fahl* 1996).

3.4 Ausbreitungstendenzen von anderen mediterranen Libellenarten in verschiedenen europäischen Ländern

Auch in anderen europäischen Ländern konnten Ausbreitungstendenzen und Arealerweiterungen wie sie hier bei der Feuerlibelle bzw. anderen mediterranen Arten in Deutschland gezeigt wurden, beobachtet werden.

Dies zeigt die folgende Zusammenstellung (Tab. 4) von Veröffentlichungen aus der jüngsten Vergangenheit.

Diese Zusammenstellung von Nachweisen der verschiedensten Arten zeigt sehr gut die allgemeinen Ausbreitungstendenzen südlich verbreiteter Arten nach Norden und die zunehmende Etablierung von – meist auch dauerhaft – bodenständigen Populationen.

Zwar sind hierunter auch sehr wanderfreudige Arten, wie *Hemianax ephippiger*, die zwar auch schon früher sehr weit entfernt von ihrem normalen Areal angetroffen wurde (z.B. in Island, *Norling* 1967), doch hat das nunmehr beobachtete stark gehäufte Auftreten der Art in Mitteleuropa bis in die Ukraine eine andere Qualität. Dazu kommt, dass dieses Ausbreitungsverhalten nun auch von anderen Arten gezeigt wird (*Aeshna affinis*, *Crocothemis erythraea* etc.) und auch weniger vagile Kleinlibellen-Arten ebenfalls in deutlicher Ausbreitung begriffen sind (*Cercion lindenii*, *Erythromma viridulum*).

Im Vergleich zu früheren Untersuchungen (*Heath* 1978) konnten auch in England verschiedene mediterrane Arten weitaus häufiger und weiter nördlich angetroffen werden, so z.B. *Anax imperator* und *Libellula depressa* (*Merritt et al.* 1996). Gerade *Anax imperator* scheint sich auf breiter Front auszubreiten, wobei sie dort auch bodenständig wird. Den bisher nördlichsten Reproduk-

tionsnachweis in Europa erbrachten *Ellwanger & Zirpel* (1996) aus Estland und neuere Funde aus Dänemark – ebenfalls an der Grenze ihres Verbreitungsgebietes – meldet *Nielsen* (1996) aus 1994 und 1995.

3.5 Verschiebungen innerhalb von Regionalfaunen

3.5.1 Beispiel Pfalz (Süddeutschland)

Itzerott (1965) beschrieb die Großlibellenfauna der Pfalz, wobei er die Fauna der Vorderpfalz (Weinbauzone des östlichen Gebirgsrandes und die Rheinebene) und die der Westpfalz (Nordpfalz und Bergwaldzone des Pfälzerwaldes) anhand der Einteilung in mediterrane und eurosibirische Arten von *St. Quentin* (1960) verglich.

Die klimatisch weniger begünstigte Westpfalz war bei seiner Studie viel artenärmer und dort überwog auch das eurosibirische Element: Es wurden dort doppelt so viele eurosibirische Arten

Tab. 4: Aktuelle Nachweise und Ausbreitung mediterraner Libellenarten in einigen europäischen Ländern (Auswahl)

Art	Beobachtungen / Funde	Autor(en)
Südliche Mosaikjungfer (<i>Aeshna affinis</i>)	mehrere Einzelnachweise in Polen Seit 1986 im Reusstal nachgewiesen Wiederentdeckung nach über 30 Jahren (1993) in Luxemburg, dort dann deutliche Zunahme in 1995 Funde an verschiedenen Stellen in der Provinz Limburg (1995), Erstbeobachtung nach 1951 Nachweis im Roussilion Herbst 1997 Einwanderung an 17 verschiedenen Orten in Vlandern (Belgien) zw. 1994 und 1996	<i>Bernard</i> (1992) und <i>Bernard & Samolag</i> (1994) <i>Vonwil</i> (1990 und 1996) <i>Proess</i> (1996) <i>Hermans</i> (1995) <i>Jaquemin</i> (1998) <i>Andries</i> (1997)
Schabrackenlibelle (<i>Hemianax ephippiger</i>)	Massenschlupf im Reusstal (Schweiz) in 1989 und Funde in 1994 / 1995 Bei Wien (Österreich) zwischen April und Mai 1989 mehrfach Tiere beobachtet, auch Paarungen Einwanderung in Frankreich bis in die Region von Lyon Bodenständigkeits-Nachweise in der Ukraine Zusammenstellung der Funde in England Einflug auf der Isle of Man 1995 Neuerlicher Einflug in 1998 Nordöstlichster Fund bei Kiev (1995) Gehäuftes Auftreten an 7 Stellen in West-Polen, mit Paarungsaktivitäten Mehrere neue Fundstellen in Ungarn mit Larven/Exuvien und Imagines zwischen 1992 und 1996 Nach Einwanderung in 1995 weitere Funde auch in 1996 in Bayern, Brandenburg, Schweiz und den Niederlanden Erstnachweis für Holland Erstnachweis für Norwegen (1995) Funde aus Öland / Schweden Erstnachweis für Lettland Schlupfnachweis im französischen Departement Jura	<i>Vonwil</i> (1990) und <i>Vonwil & Wildermuth</i> (1990) und <i>Vonwil</i> (1996) <i>Schweiger-Chwala</i> (1990) <i>Grand</i> (1990) <i>Gorb</i> (1992) <i>Silsby</i> (1993) und <i>Parr</i> (1996) <i>Fairhurst</i> (1997) <i>Parr</i> (1999) <i>Gorb</i> (1996) <i>Bernard & Musil</i> (1995) <i>Ambrus et al.</i> (1996) <i>Burbach & Winterholler</i> (1997) <i>Edelaar et al.</i> (1996) <i>Olsvik</i> (1996) <i>Ottval</i> (1996) <i>von Rintelen</i> (1997) <i>Prot</i> (1998)
Kleine Königslibelle (<i>Anax parthenope</i>)	erster Nachweis in England neuerliche Nachweise in 1998 erster Bodenständigkeitsnachweis an zwei Orten auf der britischen Hauptinsel in 1999 etliche Beobachtungen in der Schweiz	<i>Philips</i> (1997) <i>Parr</i> (1999) <i>Jones</i> (2000) <i>Hoess</i> (2000, schr. Mitt.)
Große Königslibelle (<i>Anax imperator</i>)	erster Fund in Nord-Polen starke Zunahme der Funddichte in England Entwicklungsnachweis in Estland Erstnachweis für Dänemark Mögliche Bodenständigkeit	<i>Reinhardt</i> (1996) <i>Merritt et al.</i> (1996) <i>Ellwanger & Zirpel</i> (1995) <i>Nielsen</i> (1996) <i>Nielsen</i> (1998)

Forts. Tab. 4: Aktuelle Nachweise und Ausbreitung mediterraner Libellenarten in einigen europäischen Ländern (Auswahl)

Art	Beobachtungen / Funde	Autor(en)
Feuerlibelle (<i>Crocothemis erythraea</i>)	siehe Kap. 3.1	diese Arbeit
Südlicher Blaupfeil (<i>Orthetrum brunneum</i>)	Funde in Limburg (1995), 93 Jahre nach dem letzten Nachweis für die Niederlande Nachweis einer Population in den Niederlanden	Gubbels et al. (1995) Wasscher (1995)
Frühe Heidelibelle (<i>Sympetrum fonscolombii</i>)	Fund eines einzelnen Weibchens in Polen Larvenfunde bei Zalom (Polen) Einflug und Ausbreitung in England (1996) Starker Einflug 1996 nach Holland und Bodenständigkeit Gehäufte Vorkommen in Tirol Ausbreitung in Cornwall 1998 Bodenständigkeit in den Midlands Gehäuftes Auftreten in der Schweiz in 1999, v.a. in überfluteten Bereichen Invasionen an der holländischen Küste	Czekaj (1994) Buczynski (1998) Parr (1997 c) Dijkstra & van der Weide (1997) Mungenast (1999) Pellow (1999) Whitehouse (1999) Hoess (2000, schr. Mitt.) Dijkstra et al. (1999)
Gefleckte Heidelibelle (<i>Sympetrum flaveolum</i>)	seit langen Jahren stärkste Einwanderung nach England (1995), etliche Fortpflanzungsnachweise	Silsby & Ward-Smith (1997)
Plattbauch (<i>Libellula depressa</i>)	Wiederfund in Norwegen erneute Einwanderung in Finnland	Dolmen (1989) Valtonen (1995)
Violetter Sonnenzeiger (<i>Trithemis annulata</i>)	Ausbreitung in Spanien und Erstfunde in Frankreich Bodenständigkeit in den französischen Pyrenäen	Grand (1994 und 1996) Grand (1998)
Pokal-Azurjungfer (<i>Cercion lindenii</i>)	Etablierung einer größeren Population, Erstfund 1992, mittlerweile von 11 Gewässern im Gebiet (Polen) bekannt Ausbreitung in Belgien	Bernard (1995) De Knijf (1995)
Kleines Granatauge (<i>Erythromma viridulum</i>)	Einzelfund in Polen (1991)	Bernard (1992)
Südliche Binsenjungfer (<i>Lestes barbarus</i>)	Wiederentdeckung in Belgien (1994), auch Paarungsaktivitäten Erfolgreiche Ansiedlung / Bodenständigkeit in Belgien vermehrtes Auftreten in Luxemburg 1995 Funde im Departement Pas-de-Calais, Frankreich Wiederfunde nach Jahrzehnten im Gebiet Meinweg / Groote Peel (Holland) in 1995 Invasionen an der holländischen Küste Ausbreitung in der Schweiz	De Knijf (1994) Stocks & de Block (1998) Proess (1996) Lemoine (1996) Slaats & Ramackers (1997) Dijkstra et al. (1999) Hoess (schr. Mitt. 2000)

Tab. 5: Zusammensetzung der pfälzischen Anisopterenfauna bis zum Jahr 1965 (Itzerott 1965) und bis 1995 (aus Literatur und eigenen Daten zusammengestellt), V : Vorderpfalz (klimatisch begünstigt), W : Westpfalz

Mediterrane Anisopteren	Situation 1965		Situation 1995		Eurosibirische Anisopteren	Situation 1965		Situation 1995	
	V	W	V	W		V	W	V	W
Keilflecklibelle (<i>Aeshna isosceles</i>)	x		x		Torf-Mosaikjungfer (<i>Aeshna juncea</i>)		x	x	x
Frühe Mosaikjungfer (<i>Brachytron pratense</i>)	x		x		Große Mosaikjungfer (<i>Aeshna grandis</i>)	x	x	x	x
Südliche Mosaikjungfer (<i>Aeshna affinis</i>)	x		x		Blaugrüne Mosaikjungfer (<i>Aeshna cyanea</i>)	x	x	x	x
Große Königslibelle (<i>Anax imperator</i>)	x	x	x	x	Herbst-Mosaikjungfer (<i>Aeshna mixta</i>)	x		x	x
Kleine Königslibelle (<i>Anax parthenope</i>)	x		x	x	Gemeine Keiljungfer (<i>Gomphus vulgatissimus</i>)	x		x	x
Schabrackenlibelle (<i>Hemianax ephippiger</i>)				x	Grüne Keiljungfer (<i>Ophiogomphus cecilia</i>)	x		x	x
Westliche Keiljungfer (<i>Gomphus pulchellus</i>)	x		x	x	Gemeine Smaragdlibelle (<i>Cordulia aenea</i>)	x	x	x	x
Kleine Zangenlibelle (<i>Onychogomphus forcipatus</i>)	x		x	x	Glänzende Smaragdlibelle (<i>Somatochlora metallica</i>)	x	x	x	x
Zweigestreifte Quelljungfer (<i>Cordulegaster boltoni</i>)	x	x	x	x	Gefleckte Smaragdlibelle (<i>Somatochlora flavomaculata</i>)	x		x	
Gestreifte Quelljungfer (<i>Cordulegaster bidentatus</i>)				x	Arktische Smaragdlibelle (<i>Somatochlora arctica</i>)		x		x
Kleiner Blaupfeil (<i>Orthetrum coerulescens</i>)	x	x	x	x	Zweifleck (<i>Epiptera bimaculata</i>)			x	
Südlicher Blaupfeil (<i>Orthetrum brunneum</i>)	x		x	x	Vierfleck (<i>Libellula quadrimaculata</i>)	x	x	x	x
Großer Blaupfeil (<i>Orthetrum cancellatum</i>)	x	x	x	x	Plattbauch (<i>Libellula depressa</i>)	x	x	x	x
Frühe Heidelibelle (<i>Sympetrum fonscolombii</i>)	x		x	x	Spitzenfleck (<i>Libellula fulva</i>)	x		x	
Südliche Heidelibelle (<i>Sympetrum meridionale</i>)	x		x		Gefleckte Heidelibelle (<i>Sympetrum flaveolum</i>)	x		x	x
Große Heidelibelle (<i>Sympetrum striolatum</i>)	x	x	x	x	Gemeine Heidelibelle (<i>Sympetrum vulgatum</i>)	x	x	x	x
Sumpf-Heidelibelle (<i>Sympetrum depressiusculum</i>)	x		x		Schwarze Heidelibelle (<i>Sympetrum danae</i>)		x	x	x
Blutrote Heidelibelle (<i>Sympetrum sanguinem</i>)	x		x	x	Kleine Moosjungfer (<i>Leucorrhinia dubia</i>)		x		x
Feuerlibelle (<i>Crocothemis erythraea</i>)			x	x	Große Moosjungfer (<i>Leucorrhinia pectoralis</i>)				x
Summe	16	5	17	14		13	11	16	16

registriert wie in der Vorderpfalz, dagegen waren hier insgesamt dreimal so viele mediterrane Arten vertreten wie in der Westpfalz. Itzerott (1965) interpretierte dies so: „Der Einfluss des Klimas auf die Verbreitung der Pfälzer Großlibellen ist unverkennbar und es ist zweifellos richtig, wenn die Pfalz auch odonatologisch in die warme Vorder- und die kältere Westpfalz unterteilt wird. Es ist daher kein Wunder, dass die Vorderpfalz für die sonnenhungrigen Libellen geradezu prädestiniert ist und dass in der Rheinebene im Vergleich zur Westpfalz (mittlere Jahrestemperatur von + 9° C, Julimittel 17 bis 18° C) das mediterrane Element bei weitem überwiegt.“

Die zwischenzeitlich erbrachten Nachweise mediterraner Arten ließ es sinnvoll erscheinen, nach rund dreißig Jahren zu überprüfen, ob diese Verteilung noch Bestand hat (siehe Tab. 5 und 6), wozu die aktuelle Literatur zur pfälzischen Libellenfauna ab Niehuis (1984) ausgewertet und mit eigenen Beobachtungen ergänzt wurde.

Etliche Arten sind dabei zwar nicht oder nicht über einen längeren Zeitraum bodenständig (z.B. *Hemianax ephippiger* und *Leucorrhinia pectoralis* bei Kaiserslautern, *Aeshna juncea* bei Ludwigshafen), doch machte auch Itzerott zur Bodenständigkeit bei seiner Analyse keine genaueren Angaben. Eine detaillierte Auswertung diesbezüglich ist somit nicht möglich, doch ist dies für das Ergebnis letztendlich nur von untergeordneter Bedeutung.

Es zeigt sich in Tab. 6 deutlich, dass das Verhältnis zwischen mediterranen und eurosibirischen Faunenelementen in den beiden Räumen nunmehr fast gleich ist und der von Itzerott (1965) noch beschriebene und auf klimatische Bedingungen zurückgeführte Unterschied in der faunistischen Zusammensetzung mittlerweile praktisch nicht mehr gegeben ist. Innerhalb der letzten dreißig Jahre ist es zu einem völligen Ausgleich innerhalb dieser Regionalfauna gekommen, was als ein weiteres Indiz für eine klimatische Änderung und Beeinflussung der Fauna angesehen werden kann.

3.5.2 Beispiel Niedervieland (Norddeutschland)

In seiner aktuellen Zusammenstellung, die einem langfristigen Monitoringpro-

gramm entspringt, zeigt Handke (2000, in diesem Band) sehr deutlich, dass im Niedervieland bei Bremen sowohl bei Libellen, als auch bei anderen Insektenarten, recht deutliche Verschiebungen im Artenspektrum zu verzeichnen sind. Neben *Lestes barbarus*, *Ceriagrion tenellum* und *Erythromma viridulum* kamen auch die drei Heidelibellenarten *Sympetrum striolatum*, *S. pedemontanum* und *S. depressiusculum* hinzu. Ähnliche Ergebnisse zeigten sich bei Schmetterlingen, Heuschrecken und Wanzen, wo ebenfalls wärmeliebende Arten hinzu kamen, wenngleich bei Libellen die Veränderung am deutlichsten war. Bei Laufkäfern war eine Verschiebung des Artenspektrums ebenfalls auffällig: Es nahmen wärmeliebende zu, während hygrophile Arten deutliche Rückgänge zeigten.

Die Ergebnisse aus mehreren taxonomischen Gruppen verdeutlicht sehr anschaulich, dass durch die dort registrierten trockeneren und niederschlagsärmeren Sommermonate der letzten Jahre die ganze Biozönose und nicht nur einzelne Artengruppen betroffen sind.

3.5.3 Beispiel Reuss-Tal (Schweiz)

Aus dem Reuss-Tal im Kanton Aargau liegen durch Vonwil (Vonwil in Vonwil & Osterwalder 1994, und Vonwil schr. Mitt.

Gesamt-Schweiz viele mediterrane Arten dort nun als häufig bis sehr häufig eingestuft sind (z.B. *Erythromma viridulum*, *Crocothemis erythraea*).

Dies soll die folgende Tabelle 7 verdeutlichen: Innerhalb der letzten 14 Jahre konnten bis zu 8 mediterrane Arten neu festgestellt werden.

Die Sommer-Trockenheit hat hier aber durchaus auch negative Auswirkungen auf die Libellenfauna, da besonders kleinere Flachgewässer sehr früh austrocknen, das Larvalstadium nicht gänzlich durchlaufen werden kann und die Gewässer damit als Lebensraum ausfallen.

3.6 Die Ausbreitung südlicher Libellenarten – nicht nur ein europäisches Phänomen

Auch aus Japan liegen erste vergleichbare Beobachtungen bzw. Untersuchungen vor: So konnte Aoki (1997) für *Ictinogomphus pertinax* eine nordwärts gerichtete Ausbreitung nachweisen, die mit einer Temperaturerhöhung zwischen 1,0° und 1,7° C. im Jahresmittel einhergeht. Dies ist der einzige bisher bekannte (ökologisch relevante) Faktor, der sich in der Zeit des Ausbreitungsprozesses geändert hat und dürfte somit hierfür zumindest mitverantwortlich sein.

Tab. 6: Zeitliche Entwicklung der prozentualen Anteile mediterraner und eurosibirischer Faunenelemente (FE) in der Großlibellenfauna der Pfalz in den letzten 30 Jahren – V: Vorderpfalz, W: Westpfalz

1965		Anzahl Arten	med. FE (in %)	eurosib. FE (in %)
	V	29	55	45
	W	16	31	69
1995		Anzahl Arten	med. FE (in %)	eurosib. FE (in %)
	V	33	52	48
	W	30	47	53

1996) eine Dauerbeobachtung seit 1982 bis 1995 vor. Der Autor konnte eindrucksvoll die Zunahme mediterraner Arten in seinem Untersuchungsgebiet dokumentieren, wobei im Vergleich zur

Inoue (schr. Mitt. 1995) berichtet von einigen weiteren Arten (*Trithemis auro-ra*, *Brachydiplax chalybea flavovittata* und *Brachytemis contaminata*), die sich ebenfalls nach Norden ausbreiten.

Tab. 7: Zunahme mediterraner Arten im Reusstal (Kanton Aargau, Schweiz), nach Vonwil (1996), # = Nachweis, ? = fraglich

Art	Jahr	'82	'83	'84	'85	'86	'87	'88	'89	'90	'91	'92	'93	'94	'95
<i>L. barbarus</i>														#	#
<i>A. affinis</i>						#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
<i>H. ephippiger</i>									#	?				#	#
<i>C. erythraea</i>				#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
<i>O. albistylum</i>		#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
<i>O. brunneum</i>			#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
<i>S. fonscolombii</i>				#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
<i>S. meridionale</i>							#							#	

Weiterhin führt Naraoka (1999) die deutliche Ausbreitung von *Pseudotheremis zonata* in Japan auf eine Klimaerwärmung zurück.

Ähnliches wird aus Nordamerika berichtet: so weist Valley (1998) auf die nordwärts gerichtete Ausbreitung von *Libellula luctosa* und *Libellula saturata* im US-Staat Oregon hin.

In Ontario (Kanada) erweiterte zwischen 1959 und 1996 die Kleinlibelle *Enallagma civile*, was sich anhand intensiver früherer und aktueller Erfassungen nachweisen ließ, ihr Gebiet um rund 200 km nach Norden, was Catling (1996) ebenfalls auf günstigere klimatische Verhältnisse zurückführt. Auf eine generelle nordwärts gerichtete Ausbreitung weisen neuere Daten von Catling (1998) auch aus dem benachbarten US-Staat New York hin.

Für Kanada eine gänzlich neue Art wurde neuerdings mit *Enallagma basidens* gemeldet, die sich aus dem Süden hierher ausgebreitet hat (Skevington & Carmichael 1997).

4. Klimaveränderung – der auslösende Faktor ?

Wenn sich wärmeliebende Arten ausbreiten, so dürften hierfür generell klimatische Gründe die Ursache sein, oder zumindest (mit-)entscheidend an diesem Prozess beteiligt sein. Dies ist insbesondere anzunehmen, wenn es sich wie bei den Libellen um poikilotherme (wechselwarme) Tierarten handelt, die direkt von

der Umgebungstemperatur abhängig sind und für die die Temperatur einer der wichtigsten arealbestimmenden Faktoren ist.

Direkte Kausalanalysen sind jedoch schwierig, solange keine speziellen Untersuchungen zur direkten Abhängigkeit der Art (Larve, Imago, beide ?) von bestimmten klimatischen Faktoren oder Faktorenkomplexen vorliegen (z.B. Maximal-, Minimaltemperatur, Sonnenscheindauer, Temperatursumme, Tageslänge, Dauer des Sommers, u.v.a.).

Larvalzeit und Schlupfphänologie von Libellen werden neben der Photoperiode besonders von der Temperatur beeinflusst (Norling 1984). Bei der Feuerlibelle weisen bestimmte Beobachtungen aber darauf hin, dass die Larven der Art offensichtlich entweder kältetolerant oder wenig empfindlich sind (Ott 1988, Trockur & Didion 1994), oder sie bestimmte Kompensationsstrategien (z.B. winterliches Abwandern der Larven in größere Tiefen) entwickelt haben müssen, da sie strenge Winter mit größeren Eisdicken auf dem Brutgewässer sehr gut vertragen. Leider gibt es keine Datenerhebungen über einen längeren Zeitraum zur Wassertemperatur in verschiedenen Tiefen von Kiesgruben (Landesamt für Wasserwirtschaft, Mainz, mdl. Mitt. 1996), so dass hier keine näheren Analysen erfolgen können. Gefrieren die Gewässer jedoch ganz durch, sterben die Larven offensichtlich ab (vgl. Kap. 3.1).

Spezielle, sich auf die Verbreitung von

Tieren, Pflanzen oder deren Ansprüche ausgerichtete Klimaauswertungen liegen zur Zeit nur in Ansätzen vor, wenngleich die praktische Bedeutung derartiger Ansätze aufgezeigt wurde (vgl. Rapp & Schönwiese 1994, 1995). Die vorliegenden Daten für Deutschland zeigen, dass sich offensichtlich langfristig eine deutliche Klimaveränderung in Mitteleuropa vollzogen hat bzw. vollzieht (Schönwiese et al. 1993, Rapp 1994, Rapp & Schönwiese 1996, Rapp 1997). Für die letzten 100 bzw. besonders für die letzten 20 – 30 Jahre ist in Europa flächendeckend mit einer Erhöhung von 0,5 bis maximal 1,5° C. auszugehen. Die Jahresmitteltemperatur stieg beispielsweise in Frankfurt zwischen 1857 und 1992 um plus 0,77° C. an. Auch die Dauer der thermischen Jahreszeiten veränderte sich: generell verlängerte sich in Deutschland die Dauer von Frühling und Sommer, wenngleich hier auch regionale Unterschiede auftreten.

Diese Trends werden für die letzten dreißig Jahre auch durch eigene Klimaauswertungen (DWD, versch. Jahre) für die Pfalz verdeutlicht: die Tagesmitteltemperaturen der Monate Juni sind zwar etwas uneinheitlich (Kaiserslautern und Neustadt: Anstieg; Mannheim und Karlsruhe: Rückgang), doch vor allem in den Monaten Mai, Juli und August steigen sie an den vier Stationen deutlich an (bis zu fast 2 °C., vgl. Abb. 1). Auch die Jahresmitteltemperaturen aller Stationen steigen über diesen Zeitraum an, dabei am deutlichsten in Kaiserslautern (etwas mehr als 1 °C). Diese

Daten werden durch Angaben von *Rapp* (mdl. Mitt. 1996) gestützt, der einen durchschnittlichen Temperaturanstieg in Rheinland-Pfalz von bis zu 1,4 °C. feststellt, jedoch im Zeitraum von 1961 bis 1990, also ohne die letzten teils sehr heißen Sommer.

Auch andere phänologische Daten (*SLFA*, versch. Jahre) zeigen, dass auf diese Veränderung offensichtlich eine Reaktion erfolgt: so verschoben sich der Austriebs-, der Blüh- und der Reifetermin bei verschiedenen Rebsorten zwischen 1963 und 1995 in der Pfalz um mehrere Tage nach vorne (z.B. Riesling: ca. 1, 4 und 3; Silvaner: ca. 1, 5 und 6 Tage). Während der Austrieb (i.d.R. Ende April) nur wenig beeinflusst wurde, zeigen sich damit deutliche Verschiebungen bei der Blüte (Mitte Juni) und der Reife (Mitte August) der Reben, also gerade nach den warmen Sommermonaten.

Damit liegt es nahe, eine Temperaturwirkung vor allem auf die Libellen-Imagines zu postulieren, da eine Erhöhung ja vor allem in der Hauptflugzeit im Sommer stattfand, wobei neben den makro- auch meso- und mikroklimatische Effekte betrachtet werden sollten (Sand- und Kiesgruben stellen je nach ihrer Lage im Gelände oft Wärmeinseln dar), die diesen Trend gegebenenfalls noch verstärken können. Der deutliche Temperaturanstieg in Neustadt und Kaiserslautern kann dann auch als ein Grund zur Verschiebung innerhalb der Regionalfaunen (vgl. Kap. 3.5.1) interpretiert werden.

5. Probleme und Konsequenzen

5.1 Die Einstufung einwandernder Arten in den Roten Listen

Während die Feuerlibelle in früheren Roten Listen noch als „Invasionsart“ oder „Vermehrungsgast“ eingestuft wurde (BRD: *Clausnitzer* et al. 1988, Rheinland-Pfalz: *Itzerott* et al. 1985, Bayern: *Kuhn* et al. 1988), kann sie so nach den vorliegenden Daten nunmehr nicht mehr klassifiziert werden. In den aktualisierten Listen wird sie in Rheinland-Pfalz (*Eislöf-fel* et al. 1993) nun als „A 3 – Art (gefährdet)“ eingestuft, in Bayern (*Kuhn* 1992) unter „A 4 S“ (Potentiell gefährdet wegen Seltenheit). Auch in Baden-Württemberg erscheint sie als „A 2 – Art (stark gefährdet)“ (*Buchwald* et al. 1990, *Borsutzki* et al. 1993).

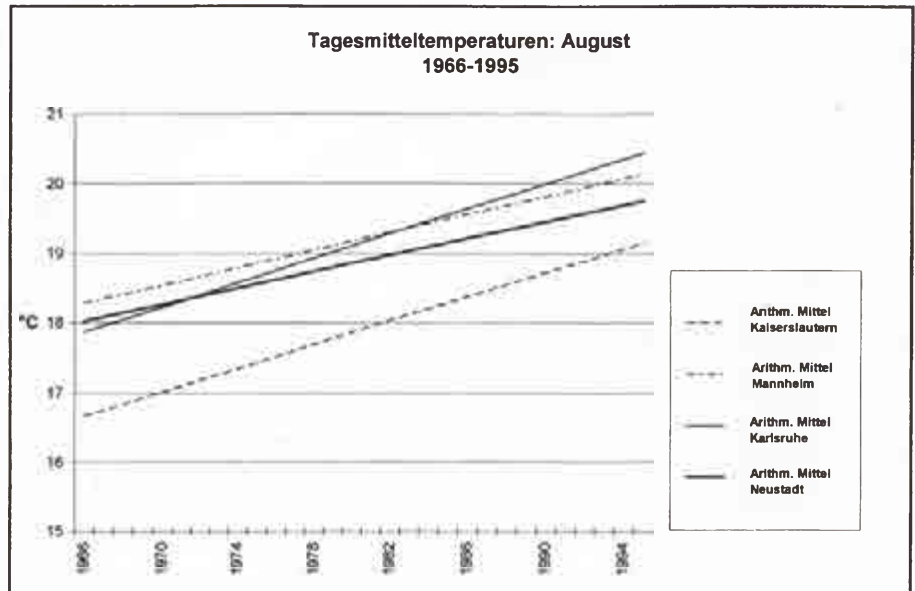


Abb. 1: Tagesmitteltemperaturen August für vier Stationen (1966 - 1995) (nach Daten DWD)

In Belgien tut man sich offensichtlich ebenfalls noch schwer, eine sinnvolle Einstufung anzugeben: So wird sie durch *De Knijf & Anselin* (1996) zunächst einmal in die Kategorie „IUCN – Insufficiently known“ gestellt. *Gerend & Proess* (1994) stellen in Luxemburg *Crocothemis erythraea* in die „Kategorie 3“, obwohl die Bestände dort nicht rückläufig sind.

Sinnvoll erscheint jedoch eher eine generelle Kategorisierung dieser Arten als „Neozoon“ (sensu *AN* (1996), auch wenn die Bedingung „nach dem Jahr 1492 unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt“ bei Insekten mangels verfügbarer Daten nicht möglich ist. Eine Einstufung unter einer der „A-Kategorien“ in den Roten Listen ist bei diesen Arten insgesamt problematisch anzusehen: Das Schutzziel wäre dann natürlich, die Vorkommen der wärmebedürftigen Art mit entsprechenden Maßnahmen zu fördern. Dies könnte am besten und langfristigen bei wärmeliebenden Arten aber durch eine Klimaveränderung geschehen, was aufgrund der negativen Folgen für andere stenöke und gefährdete Arten jedoch sehr kritisch betrachtet werden muss und den Arten- und Biotopschutz insgesamt eher konterkariert.

So wurde die Art dann auch in der neuesten Roten Liste – nicht nur wegen der Kriterien – folgerichtig nicht mehr aufgenommen (*Ott & Piper* 1998).

5.2 Die Ausbreitung mediterraner Arten – ein Anzeichen für eine generelle Artenverschiebung und eine Änderung allgemeiner Biotopbedingungen ?

Biodiversität und Naturschutzfragen – Konsequenzen für die Biozönose

Klimaveränderungen auf der Erde (*McElroy* 1994), sowie die damit verbundenen dynamische Prozesse bei Flora und Fauna gab es schon immer und wird es auch in Zukunft geben (z.B. *Coope* 1994, *Küster* 1996). Arealverschiebungen oder -ausweitungen – auch aufgrund klimatischer Schwankungen – sind natürliche Prozesse und prinzipiell ist die Bereicherung der Fauna, d.h. die Erhöhung der Biodiversität eines Betrachtungsraumes, zunächst gerade aus Naturschutzsicht nicht negativ zu werten. Diese können manchmal auch nur von kurzer Dauer sein und Arealverschiebungen, besonders an der Arealgrenze, als kurz- bis mittelfristige Oszillationen aufgefasst werden.

Es handelt sich bei der Feuerlibelle und den anderen mediterranen Arten zudem nicht um eingeschleppte exotische Arten, die sich etwa aggressiv oder verdrängend gegenüber der ursprünglichen autochthonen Fauna verhalten, wie dies z.B. von der Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) bekannt ist.

Wenngleich Langzeitstudien oder Untersuchungen zur Larvalökologie der

Arten fehlen, so zeigte sich doch bei der Feuerlibelle, dass zumindest die Imago eine spezielle Nische zwischen den anderen Libellenarten am Gewässerufer besiedelt (Ott 1988, 1995 c, Sternberg 1989). Die Art verhält sich sicher in einem gewissen Maße aggressiv gegenüber anderen Arten (dabei u.a. Libelluliden), doch eine Verdrängung von *Sympetrum*-Arten, wie es Krach (1996) beschreibt, konnte ich an den von mir untersuchten rheinland-pfälzischen Gewässern noch nie beobachten. Am Schleusenloch, dessen Libellenfauna nunmehr seit 1980 fast kontinuierlich registriert wird, kommen *Sympetrum striolatum* und *S. vulgatum* nach wie vor noch neben *Crocothemis erythraea* vor, in jüngster Zeit hat sich mit *S. sanguineum* sogar noch eine weitere Art ansiedeln können (die Verkleinerung der Population ergab sich eher durch andere Faktoren, wie u.a. den Fischbesatz – vgl. Ott 1995 c).

Korreliert die massive Einwanderung einer oder mehrerer Arten aber mit einer generellen und längerfristigeren Veränderung abiotischer Bedingungen, wie hier offensichtlich den klimatischen, so kann dies eine mittelfristige Veränderung ganzer Biozönosen andeuten. Dies hätte natürlich weitreichende Konsequenzen für Flora und Fauna (vgl. Graß 1992), da diese ja in ganz besonderem Maße von den Faktoren Temperatur und Feuchte abhängig sind.

Vier generelle Reaktionen auf die neuen Bedingungen sind dabei nach Graves & Reavey (1996) zu erwarten:

- Änderung des bisherigen Verbreitungsgebietes
- Tolerierung des neuen Zustandes
- Evolution (Mikroevolution) und Anpassung an den neuen Zustand
- Aussterben.

Wichtig ist in diesem Zusammenhang natürlich, ob überhaupt und wenn ja wie schnell die Arten auf diese Veränderungen reagieren und sich ggf. anpassen können und mit welchen Biotopveränderungen (abiotischen Parameter, Veränderungen innerhalb der Zönose) überhaupt zu rechnen ist. Voraussagen zur Mikroevolution einzelner Arten sind, wie Holt (1990) aufzeigt, nur sehr schwer zu treffen, für größere Systeme praktisch gar nicht.

Aufgrund bisheriger Erfahrungen ist wohl vor allem mit einem früheren

Trockenfallen von flachen bzw. temporären Gewässern, einer geringeren Schüttung von Quellen und von einer generellen Veränderung von Moorgewässern (in Verbindung mit Mineralisationsprozessen der Biomasse) zu rechnen.

Als mögliche biologische Effekte bei Libellen in unseren Breiten infolge einer Erwärmung könnten dabei die in der nächsten Tabelle 8 zusammengestellten infrage kommen.

Beispielhaft soll an dieser Stelle auf den Komplex „Larvalentwicklung / Anzahl Generationen“ eingegangen werden, da sich gerade hier Beobachtungen zu Veränderungen in jüngster Zeit deutlich häufen.

Viele Libellenarten, die vom mediterranen oder auch afrikanischen Raum bekannt sind und bis nach Mitteleuropa hinein verbreitet sind, bilden im Süden zwei (oder sogar drei) Generationen aus, in unseren Breiten dagegen nur eine. Dies Trennung schient sich nun aufzuheben.

Bereits vor mehreren Jahren führte Pix (1994) den Nachweis, dass *Sympetrum fonscolombii* zumindest an einer Stelle seines Untersuchungsraumes in Nordhessen / Niedersachsen im Jahr 1991 zwei Generationen ausbildete. Ähnliches konnte dann auch Burbach

(mdl. Mitt. 1997) in Bayern 1996 und Lempert (1997) an mehreren Orten beobachten.

Erstmals gelang Inden-Lohmar (1997) für *Ischnura elegans* und *Ischnura pumilio* die Beobachtung, dass diese beiden Arten nördlich der Alpen zwei Generationen in einem Jahr ausbilden können. Fast zeitgleich berichten Xylander et al. (1998) über das gleiche Phänomen bei *Ischnura pumilio* und *Sympetrum fonscolombii*. Neuerdings erbrachte Hoess (1999) auch für *Ischnura elegans* in der Schweiz den Nachweis, dass sie in einem Jahr zwei Generationen ausbildet und Kuhn (2000, mdl. Mitt.) berichtet über eine 2. Generation bei *Sympetrum fonscolombii* am Schmiedener See, der in einem klimatisch nicht gerade begünstigten Gebiet liegt.

Der Herbstschlupf der Kleinen Königslibelle (*Anax parthenope*) und der Becher-Azurjungfer (*Enallagma cyathigerum*), von dem Burbach & Werzinger (1998) aus Bayern berichten, legt ebenfalls den Verdacht nahe, dass es sich hier um eine zweite Generation handelte.

Weiterhin stellte Jödicke (1999) erstmals für Deutschland die univoltine Entwicklung eines Teils einer Population von *Aeshna cyanea* – die sonst semivoltin ist – in einem Kleingewässer fest, was

Tab. 8: Biologische Effekte einer Klimaerwärmung auf Libellen (weiteres siehe Text)

Effekt	bereits beobachtet / publiziert
Schlüpftermine verschieben sich jahreszeitlich nach vorn	Ja
generelle Änderung der Phänologie wärmeliebende Arten: Flugzeit beginnt früher, dauert länger; bei anderen Arten: Verkürzung der Flugzeit möglich	Ja
Änderung der Aktivitätszeiten im Tagesverlauf	–
Änderung der Habitatpräferenzen (z.B. Wahl anderer Aufenthaltsbereiche)	–
schnellere Entwicklung der Larven (kürzere Dauer der Larvalphase, früherer Schlupf)	Ja
Ausbildung einer zweiten Generation im Jahr	Ja
Bodenständigkeit verschiebt sich weiter nach Norden und in höhere Lagen	Ja
generell stärkere Neigung zur Ausbreitung	Ja

vielleicht auch als ein Indiz für eine schnellere Entwicklung gewertet werden kann.

Sicher wird in Zukunft verstärkt auf diese Entwicklung zu achten sein, besonders auch, inwiefern die Arten mit der Koordination ihrer Phänologie mit den Umweltgegebenheiten zurecht kommen und wie sich dies auch für das aquatische System auswirkt (veränderte Dominanzen?). Dabei sollte auch verstärkt sowohl auf eine Vorverlegung der Flugzeit, als auch auf eine Verlängerung (vgl. Jödicke 1998) geachtet werden.

Sicherlich ist auch mit einer Änderung der allgemeinen Fitness und eventuell auch der Fertilität zu rechnen.

Begünstigt dürften hiervon vor allem euryöke Generalisten mit einem breiteren ökologischen Spektrum sein, die mit der neuen Situation besser zurecht kommen und die Gewässer auch schnell wieder besiedeln können. Es ist anzunehmen, dass sie alleine durch ihre Populationsgröße andere Arten verdrängen können.

Ähnliches trifft natürlich auch für andere Arten der jeweiligen Zönose zu, wodurch sich unvorhersehbare Interaktionen, zum Beispiel veränderte Prädationsverhältnisse und eine Umschichtung im Nahrungsnetz, ergeben können.

Negativ besonders betroffen wären dabei die folgenden Arten- bzw. ökologischen Anspruchsgruppen, wobei auch mit Interaktionen aus der „neuen“ Biozönose zu rechnen ist und Synergismen (Versauerung, Eutrophierung etc. – s.u.) sicherlich auch nicht zu vernachlässigen sind:

- Moorarten
- Arten der Quellen und Bachoberläufe
- montan / alpin verbreitete Arten
- Arten temporärer Gewässer
- Arten mit kühleren Vorzugstemperaturen (kaltstenotherme Arten).

Erste Hinweise für eine derartige Verschiebung des Artenspektrums aufgrund einer Reaktion von Moorarten gibt es aus dem Raum Kaiserslautern: Dort waren bis vor ca. 15 Jahren noch *Aeshna juncea* und *Coenagrion hastulatum* weit verbreitet (z.B. Niehuis 1984), doch sind diese aus vielen der ehemals besiedelten Gewässern verschwunden (Ott 1993, unpubl. Daten), obwohl diese Gewässer noch bestehen und auch keine auffälligen Veränderungen erkennbar sind. Mediterrane Arten wie *Sympetrum*

fonscolombii und *Crocothemis erythraea* siedelten sich dagegen im gleichen Gebiet an oder breiteten sich stark aus, wie z.B. *Erythromma viridulum*.

Gerade von Moorlibellen ist bekannt, dass sehr feine Abhängigkeiten sowohl der Imagines als auch der Larven von (mikro-)klimatischen Bedingungen bestehen (Sternberg 1993, 1995), weshalb sehr wahrscheinlich durch veränderte klimatische Bedingungen an den Gewässern und deren Umfeld deutliche Verschiebungen in den Konkurrenzverhältnissen und als Folge im Gesamtareal der Arten entstehen.

Burckhart (1999, mdl. Mitt.) berichtet beispielsweise davon, dass *Erythromma viridulum* nach ihrer Ansiedlung in zwei Standorten (Norddeutschland, bei Bremen) die dort früher ansässige *Ceriatrigon tenellum* verdrängt hat.

Zu denken wäre weiterhin auch an synergistische Wirkungen von Erwärmung und zunehmender Eutrophierung (Ellenberg 1989), wie sie heute bei uns allgegenwärtig ist: Betroffen sind hier sehr wohl ebenfalls besonders die Moorarten, bzw. die gesamte Moorbiozönose.

Auch Arten periodisch austrocknender Gewässer wären betroffen, da die Larvalentwicklung in den früher austrocknenden Gewässern nicht mehr abgeschlossen werden kann (Beispiel: Glänzende Binsenjungfer (*Lestes dryas*) – Ohliger (1990), siehe auch die Hinweise von Vonwil & Osterwalder (1994)).

Sollten sich die Klimazonen gar in stärkerem Maße verschieben, so könnten selbst einige Arten landesweit bedroht sein, da einerseits keine geeigneten Biotope in dem „neuen“ Verbreitungsareal mehr vorhanden sind oder es andererseits dort zu neuen, und für die Art negativen, Konkurrenzsituationen kommen kann.

Schematisch ist dies in der Abbildung 2 verdeutlicht: Durch eine Temperaturerhöhung verschiebt sich das Verbreitungsgebiet (alt: schraffiert, neu: gepunktet) in eine höhere Breitenlage oder in ein höher gelegenes Gebiet.

Ein anschauliches Beispiel hierfür könnte die in England auf ein kleines Areal bzw. auf den nördlichen Bereich der britischen Insel beschränkte Verbreitung einiger Moor-Arten sein (Merritt et al. (1996) oder die (heute nicht mehr ganz aktuelle) Verbreitung einiger Arten in Europa, wie sie von Aguilar et al. (1985) zusammengestellt wurde.

Die Konsequenzen einer Verschiebung des Areals analog zu dem theoretischen Beispiel aus Abbildung 3 liegen auf der Hand: Bei einer Klimaänderung im Sinne einer Erwärmung ergäbe sich eine Verschiebung des Verbreitungsgebietes bisher südlich verbreiteter Arten nach Norden und eine Reduktion des Verbreitungsgebietes für Arten, die nur im Norden Europas und in höheren Lagen vorkommen. Gegebenenfalls könnte dies zu einer gänzlichen Auslöschung dieser Populationen führen, wenn keine geeigneten Gewässer mehr vorhanden sind. Eine nordwärts gerichtete Ausbreitung ist ja bereits für einige südlich verbreitete Arten, wie *Crocothemis erythraea*, *Trithemis annulata*, *Aeshna affinis* u.a. bereits nachgewiesen worden (vgl. Tab. 4).

Direkte Beispiele für derartig massive Arealverschiebungen aufgrund klimatischer Veränderungen kennen wir aus der Geschichte: Coope (1994) zeigte dies für Laufkäfer, die je nach den herrschenden Temperaturverhältnissen ihr Verbreitungsgebiet deutlich veränderten.

Bioindikation und Biomonitoring

Die Bedeutung von Libellen als Bioindikatoren ist bereits beschrieben (Schmidt 1983) und auch einige Langzeituntersuchungen liegen bereits vor, die die Reaktion auf sich ändernde Umweltbedingungen bzw. anthropogene Belastungen hinweisen (Donath 1988, Ott 1995 c).

Als Bioindikator für eine klimatisch bedingte Faunenverschiebung eignet sich die Feuerlibelle nach bisherigen Erkenntnissen sehr gut: Sie reagiert in einem relativ überschaubaren Zeitraum auf eine klimatische Veränderung, ist durch ihre Auffälligkeit sehr gut zu erfassen und aufgrund ihrer exophytischen Eiablage nicht von der (viel langsamer reagierenden) Vegetation abhängig. Sie ist flugfähig und wird durch Barrieren (Flüsse, größere intensiv genutzte Flächen o.ä.) nicht in ihrer Ausbreitung gehindert. Da sie zudem vor allem an Sekundärgewässern vorkommt, ist sie ohne Beeinträchtigungen sensibler Lebensräume (wie dies z.B. bei Moorarten der Fall wäre) und damit ohne Konflikte mit dem Naturschutz leicht zu erfassen. Die Beobachterdichte für Libellen erscheint, wie Erfahrungen zeigen, ausreichend gut zu sein (vgl. Ott 1994), um eine gesicherte Datenlage für eine derartige



Abb. 2: Fiktive Veränderung des Verbreitungsgebietes einer Art (alt: schraffiert, neu: gepunktet); linker Teil: Verschiebung in eine höhere Breitenlage, rechter Teil: Verschiebung in ein höher gelegenes Areal (N: Norden, S: Süden, a.s.l.: Höhe über NN)

Aussage gewährleisten zu können. Zusammen mit den anderen Arten (vgl. Kap. 3), also den weniger mobilen und sich etwas langsamer ausbreitenden Zygopteren und den weitaus flugfähigeren und längere Distanzen überbrückenden Aeshniden, ergibt sich sicher eine recht gute Synopse.

Bedingung für ein derartiges Monitoring ist jedoch eine kontinuierliche faunistische Erfassung – zumindest von Referenzgewässern – um die Entwicklung nachverfolgen zu können. Es wird dabei erneut deutlich, dass lediglich mit Vegetations- oder Biotoptypenkartierung als alleiniger Erfassung derartige Entwicklungen nicht dokumentiert werden können, was erneut die Bedeutung faunistischer Kartierungen im Zuge landesplanerischer Planungen oder einer generellen ökologischen Umweltbeobachtung unterstreicht.

Auch eine Verschiebung in dem Verhältnis mediterraner zu eurosibirischer Arten (sensu St. Quentin 1960) in weiteren Referenzräumen über einen größeren Zeitraum wäre zu prüfen, wie auch Verschiebungen bei der Relation ökologisch ähnlicher Arten, wie der eurosibirischen *Sympetrum vulgatum* und der mediterranen *S. striolatum*.

5.3 Szenario „Weitere regionale und globale Klimaveränderung“ und planerische Aspekte

Die beschriebene Temperaturerhöhung kann wohl nicht mehr nur als natürlicher Prozess interpretiert und losgelöst von direkten anthropogenen Einwirkungen im Rahmen natürlicher klimatischer Schwankungen angesehen werden (vgl. Rapp 1994, Rapp & Schönwiese 1995, Lozán et al. 1998, Glogger 1998).

Können zumindest einige der klima-relevanten Prozesse (Gase, Emissionen etc.) eindeutig identifiziert werden, so ist von Interesse, wie sich diese in Zukunft auswirken können.

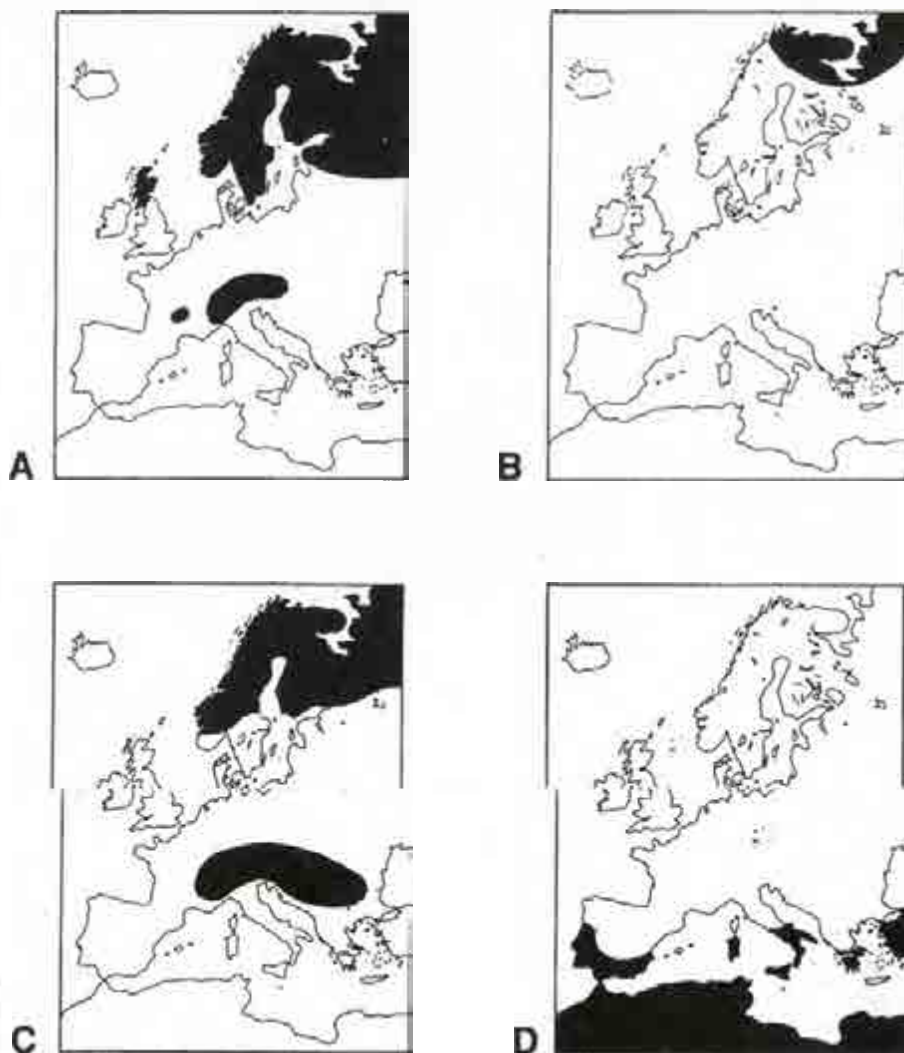


Abb. 3: Verbreitungsgebiet von *Aeshna caerulea* (A: Norden, höhere Lagen), *Somatochlora sahlbergi* (B: Norden), *Somatochlora alpestris* (C: Norden, höhere Lagen), *Trithemis annulata* (D: Süden, mediterran) nach Aguilar et al. (1985)

Aufgrund unveränderter Rahmenbedingungen (Zunahme des Energieverbrauchs und der Emissionen weltweit trotz verstärktem Einsatz regenerativer Energien und Energiesparmaßnahmen in vielen Bereichen) ist zumindest mittelfristig nicht von einer Veränderung dieser Trends auszugehen. So weisen neuere Daten des Umweltbundesamtes und des Statistischen Bundesamtes aus, dass beispielsweise die energiebedingten jährlichen Emissionen des Treibhausgases CO₂ in Deutschland von 1980 bis 1990 nur minimal von 1.091 auf 1.003 Millionen Tonnen abgenommen haben (UBA/SB 1995). Weltweit stiegen sie jedoch von 19.400 auf 22.100 Tonnen jährlich an, vor allem durch die zunehmenden Emissionen in den Entwicklungsländern (Zunahme von Industrialisierung und Kfz-Verkehr) und eine schnelle Bindung des CO₂ in Vegetation oder eine Aufnahme in den Ozeanen ist nicht zu erwarten (Tans & Bakwin 1995). Die Süddeutsche Zeitung (SZ 1997) berichtet über eine Studie des Worldwatch-Institutes, nach der die Kohlenstoff-Emissionen im Jahre 1996 weltweit auf schätzungsweise 6,25 Milliarden Tonnen angestiegen sind; mit 2,8 % war in diesem Jahr der größte jährliche Zuwachs seit 1988 zu verzeichnen.

Ähnliche Situationen finden sich in der Regel bei den anderen Treibhausgasen ebenfalls wieder, so dass auch hier nicht mit einer Änderung der Belastungssituation gerechnet werden kann (vgl. DB 1994). Realistischerweise muss deshalb von einer weiteren anthropogen bedingten Temperaturzunahme ausgegangen werden, womit sicherlich auch zukünftig Auswirkungen auf Flora und Fauna verbunden sind.

Ob sich dabei mit generell auf die Libellenfauna wirkenden Umweltbelastungen (vgl. Ott 1995 b) gegebenenfalls synergistische Wirkungen zeigen, bleibt zunächst noch abzuwarten, doch sind diese sehr wahrscheinlich.

Untersuchungen im Schwarzwald belegen, dass die dortigen Gewässer bereits einen durchschnittlichen pH-Wert von 3,7 aufweisen und dadurch z.B. deutliche Effekte bei Amphibien (verminderte Larvalentwicklung, völliger Ausfall ab ca. pH 4,2) und auch bei Libellen (Rückgang der Diversität, Säure- und Aluminiumempfindlichkeit) zu verzeichnen sind (Böhmer & Rahmann 1992).

Bekannt ist auch seit einiger Zeit, dass trotz Abnahme saurer Immissionen

die Gewässerversauerung weiterhin zunimmt, da durch die effizientere Rauchgasreinigung auch eine geringere Emission neutralisierender basischer Staubpartikel erfolgt. Eine neue Untersuchung in den Alpen zeigte nun, dass das lokale Klima die Wasserchemie der Alpenseen erheblich beeinflusste, also bisher unbekannte Synergismen auftreten (Sommaruga-Wögrath et al. 1997). So fanden die Autoren heraus, dass die allmähliche generelle Erwärmung in den letzten Jahren und die Verlängerung der schnee- und eisfreien Zeit verstärkte Erosionsprozesse im Gewässer-einzugsgebiet bedingte, was eine fortschreitende Versauerung und eine Steigerung der biologischen Produktion bzw. eine Erhöhung der Phytoplankton-Masse in den Gewässern zur Folge hatte.

Auch die Interaktionen mit der weitergehenden Eutrophierung durch Stickstoffeintrag sind weitgehend noch nicht quantifizierbar (Jefferies & Maron 1997); es gibt jedoch deutliche Anzeichen dafür, dass dieser Stickstoffeintrag für eine Akkumulation des Kohlenstoffs in pflanzlichem Material seit den 50er Jahren verantwortlich ist, der jedoch eine fortschreitende Eutrophierung und Versauerung – mit gegenläufiger Wirkung – gegenübersteht.

Planerische Konzepte, wie mit diesen Umweltveränderungen und den Konsequenzen für den Biotop- und Artenschutz gegebenenfalls umzugehen ist, etwa durch die rechtzeitige Anlage von Ersatzbiotopen oder Besiedlungskorridoren, existieren bislang noch nicht. Bei einer stärkeren Verschiebung der Klimabereiche und Interaktionen mit anderen Belastungsfaktoren, wie Eutrophierung, Grundwasserabsenkung etc., ist sogar infrage gestellt, ob mittelfristig selbst großräumige Schutzgebiete eine dauerhafte Erhaltung der Fauna gewährleisten können (vgl. die Probleme im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, SABD 1995).

Ob die Zönosen und Landschaften auf den Verlust oder auf eine Zuwanderung von Arten generell reagieren, lässt sich ebenfalls nur schwer voraussagen.

Für stenöke Arten der Moore und Hochgebirge, oder Arten, die auf Biotope mit einem längeren Entwicklungszeitraum angewiesen sind, dürften erfolgversprechende Konzepte auch allgemein nicht realisierbar sein, da die Biotopbedingungen der entsprechenden Gewässer ja nachhaltig verändert werden und

diese, selbst mit aufwendigen Mitteln, nicht auf einem bestimmten Stand zu halten sind.

Einsichtig ist damit aber auch, dass durch die geänderten Umweltrahmenbedingungen die traditionellen Naturschutzkonzepte (Artenschutz, Biotop-schutz, Biotopverbund – z.B. über ein Netz von Naturschutzgebieten) nur noch sehr eingeschränkt – wenn überhaupt – sinnvoll sind. Der Erhalt der biologischen Vielfalt als zentralem Anliegen der Naturschutzbemühungen kann unter anderem nur über einen Schutz komplexer Geobiozönosen erfolgen (Müller-Motzfeld 1996). Doch wird auch dieser Ansatz mittelfristig infrage gestellt, da unter den geänderten klimatischen Bedingungen es dann wohl keinen Sinn mehr macht, beispielsweise Moore für Glazialrelikte zu erhalten und unter Schutz zu stellen, wenn die Arten dort keine entsprechenden Lebensmöglichkeiten mehr vorfinden und die Gebiete sich in nächster Zukunft auch irreversibel verändern werden. Ob in unserer intensiv genutzten Landschaft Ersatzlebensräume dann noch rechtzeitig angelegt werden können, muss ebenfalls bezweifelt werden.

Zusammenfassung

Die Zusammenstellung aktueller Funde aus den letzten zwei Jahrzehnten zeigt augenscheinlich auf, dass eine deutliche Ausbreitung verschiedener südlich verbreiteter mediterraner Libellenarten in Deutschland und anderen europäischen Ländern stattgefunden hat.

Es fand dabei sowohl eine Zunahme der Populationen (Anzahl, Größe), als auch eine Ausbreitung nach Norden und in höher gelegene Regionen/Gewässer, statt. Besonders deutlich konnte dies für die im Gelände sehr auffällige Feuerlibelle (*Crocothemis erythraea*) gezeigt werden; ähnliche Trends zeigen auch einige weitere Aeshniden, Libelluliden und Kleinlibellen. Deren dauerhafte Ansiedlung wird offensichtlich auch durch strenge Winter nicht nachhaltig negativ beeinträchtigt, da die Arten in den meisten Gebieten nach wie vor bodenständig sind.

Aus diesem Grund muss nunmehr eher von einer dauerhaften Ansiedlung in Mitteleuropa, denn von einer kurzfristigen Oszillation ausgegangen werden. Vermehrte Funde und Bodenständig-

keitsnachweise am Rande bzw. außerhalb des bisherigen Verbreitungsgebietes, sowie die Ausbildung mehrerer Generationen bei einigen Arten unterstreichen diesen Trend.

Anhand einiger Beispiele aus verschiedenen Ländern konnte gezeigt werden, dass sich auch in den Regionalfaunen im Laufe der letzten Jahre deutlich der Anteil der mediterranen Arten erhöht hat.

Diese Ausbreitungstendenzen bei Libellen können mit klimatischen Veränderungen (im Sinne einer Erwärmung) korreliert werden, was sich im übrigen auch bei anderen Arten zeigt.

Aufgrund stagnierender bzw. zunehmender Emissionen von klimarelevanten Gasen muss davon ausgegangen werden, dass dieser Prozess auch zukünftig anhält.

Negative Effekte auf bestimmte Artengruppen (Moorarten, Arten höherer Lagen und austrocknender Gewässer) und auf ganze Biozönosen können somit nicht ausgeschlossen werden und werden diskutiert.

In diesem Zusammenhang wird die Bedeutung der Faunistik für eine generelle ökologische Umweltüberwachung (Monitoring) dargestellt und die Qualität der Feuerlibelle als einem „schnellen“ Monitororganismus hervorgehoben.

Danksagung

Für aktuelle Fundhinweise, unveröffentlichte Beobachtungen oder die Zusage im Druck befindlicher Manuskripte danke ich den Herren M. Adomßent, R. Bernard, R. Bönisch, K. Burbach, W. Burckhardt, A. Didion, K.D. Dijkstra, D. Hahn, R. Hoess, V. Kalkman, R. Ketelaar, G. de Knijf, J.E. Krach, G. Lemoine, J. Lempert, H. Olsvik, R. Proess, J. Rapp, M. Schroth, B. Trockur, G. Vonwil, M. Wasscher und H. Wildermuth. Die Landes- Lehr- und Forschungsanstalt für Weinbau in Neustadt (E. Bien) stellte dankenswerterweise Daten zur Verfügung, die von Frau Voigt, ebenso wie die Klimadaten, zusammengestellt und aufbereitet wurden. Besonders danke ich Herrn A. Martens, der eine frühere Version des Manuskriptes kritisch und konstruktiv durchsah und Herrn B. Kiauta für die Zusendung diverser Publikationen.

Literatur

- Adomßent, M., 1995: Bemerkenswerte Funde mediterraner Libellen in unserem Faunengebiet während des heißen Sommers 1994. – *Bombus* 3 (13-16): 51-52.
- Adomßent, M., 1996 a: 1. Nachtrag zur lauenburgischen Libellenfauna. – *Bombus* 3 17-20): 75-77.
- Adomßent, M., 1996 b: Zweiter Fund des Südlichen Blaupfeils, *Orthetrum brunneum* (FONSCOLOMBE, 1837) in Nordost-Niedersachsen (Odonata: Libellulidae). – *Beitr. Naturk. Niedersachsens* 49: 104-109.
- Aguilar, J. d', Dommanget, J.-L., Préchac, R., 1985: Guide des libellules d'Europe et d'Afrique du Nord. – Delachaux & Niestlé, Paris.
- Ambrus, A., Banuti, K., Kovacs, T., 1996: Breeding of *Hemianax ephippiger* (BURMEISTER, 1839) in Hungary. – *Odonata-Studium Larvac* 1.
- AN, 1996, Arbeitsgruppe Neozoa: „Stuttgarter Thesen“ zur Neozoen-Thematik. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R., Schmidt-Fischer, S., 1996: Gebietsfremde Tierarten. – ecomed-Verlag, Landsberg.
- Andries, T., 1997: Invasie van de Zuidelijke glazenmaker *Aeshna affinis*. – *Gomphus* 13 (1-2): 14-18.
- Aoki, T., 1997: A northward expansion of *Ictinogomphus pertinax* (Selys) in Eastern Shikoku and Western Kinki districts, Japan (Anisoptera, Gomphidae). – *Odonatologica* 26 (2): 121-133.
- Arnaboldi, F., Dommanget, J.-L., 1996: Les Odonates du massif forestier de Rambouillet (Département des Yvelines). – *Martinia* 12 (4): 87-108.
- Artmeyer, C., 2000: Untersuchungen zur Libellenfauna (Odonata) ausgewählter Stillgewässer in der Emsaue des Kreises Steinfurt. – *Natur u. Heimat* 60. Jg. H 1: 25-32.
- Askew, R.R., 1988: The dragonflies of Europe. – Harley Books, Colchester.
- Banse, G., Kuhn, K., Banse, W., 1984: Beobachtungen von *Cercion lindenii* in Bayern. – *Libellula* 3 (1/2): 91-94.
- Bauhus, S., 1996: Funde von *Crocothemis erythraea* (Brullé) und *Aeshna affinis* VanderLinden, 1823 in der Lippe-Aue (Anisoptera: Libellulidae, Aeshnidae) – *Libellula* 15 (1/2): 79-84.
- Bernard, R., 1992: New localities of some rare species of dragonflies (Odonata) in Poland. – *Wlad. Entomol.* 11 (1): 59.
- Bernard, R., 1995: Preliminary data on the distribution and ecology of *Cercion lindenii* (SELYS, 1840) (Odonata, Coenagrionidae) in Poland. – *Wlad. Entomol.* 14 (1): 11-19.
- Bernard, R., 2000: An interesting record of *Crocothemis erythraea* (Brullé) in midwestern Poland (Anisoptera: Libellulidae). – *Notul. Odonatol.* 5 (5): 65-66.
- Bernard, R., Samolag, J., 1994: *Aeshna affinis* (Vander Linden, 1820) in Poland (Odonata: Aeshnidae). – *Opusc. zool. flumin.* 117: 1-7.
- Bernard, R., Musial, J., 1995: Observations of an abundance occurrence of *Hemianax ephippiger* (Burmeister, 1839) in western Poland in 1995 (Odonata: Aeshnidae). – *Opusc. zool. flumin.* 117: 1-7.
- Berthelmann, J., 1989: Die Pokal-Azurjungfer, *Cercion lindenii* (Selys, 1840), in einer Kiesgrube bei Holzminden – Erstfund für Niedersachsen (Zygoptera: Coenagrionidae). – *Libellula* 8 (3/4): 145-150.
- Bierwirth, G., 1994: Die Feuerlibelle *Crocothemis erythraea* (BRULLÉ 1832) – Ein seltener Gast aus wärmeren Regionen. – *Mitt. Zool. Ges. Braunau* 6 (2): 139-140.
- Binkowski, R., 1995: Ein Vorkommen der Kleinlibelle *Cercion lindenii* (Selys, 1840) an der Hase bei Osnabrück. – *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 20/21: 339-342.
- Bissolli, P., 1999: Temperatur-Rekonstruktion für die letzten 600 Jahre. – *Naturwiss. Rundschau* 52 (12): 491-492.
- Breuer, M., Rasper, M., 1990: Nachweise der Pokal-Azurjungfer *Cercion lindenii* (Selys, 1840) in Niedersachsen (Odonata: Coenagrionidae). – *Libellula* 9 (1/2): 13-19.
- BLfU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz – Hrsg.), 1995: Artenschutz-kartierung Bayern – Arbeitsatlas Libellen. – Unveröff. Manuskript.
- Böhmer, J., Rahmann, H., 1992: Gewässerversauerung. – ecomed Verlag. 231 S. Landsberg am Lech.
- Bollow, C., 1919: *Crocothemis erythraea* BRULLÉ in der Mark. – *Deutsche Entomol. Zeitschr.*, S. 191.
- Borsutzki, H., Buchwald, R., Höppner, B., Schanowski, A., 1993: 9. Sammelbericht (1993) über Libellenvorkommen (Odonata) in Baden-Württemberg. Stand Februar 1993. Hrsg.: Schutzge-

- meinschaft Libellen in Baden-Württemberg.
- Brockhaus, T., Hering, J., 1994: Erstnachweis des Südlichen Blaupfeils *Orthetrum brunneum* (FONSCOLOMBE, 1837) in Sachsen (Odonata). – Entomologische Nachrichten und Berichte 38: 13-16.
- Brugiere, D., 1999: Pré-inventaire des Odonates du département de la Loire. – Martinia 15 (2): 47-53.
- Buchwald, R., Gerken, B., Siedle, K., Sternberg, K., 1984: Übersicht über die Libellenvorkommen in Baden-Württemberg mit kurzer Charakteristik des Fortpflanzungsgebietes und Angaben zur Verbreitung. – Libellula 3 (3/4): 101- 110.
- Buchwald, R., Höppner, B., Reinhard, U., Sternberg, K., Schanowski, A., 1991: 7. Sammelbericht (1990) über Libellenvorkommen (Odonata) in Baden-Württemberg. Stand März 1986. Hrsg.: Schutzgemeinschaft Libellen in Baden-Württemberg.
- Buck, K., 1990: Nachweis von *Sympetrum pedemontanum* (Allioni, 1766) und *Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840) in einer Kreidegrube bei Itzehoe (Anisoptera: Libellulidae). – Libellula 9 (3/4): 75-92.
- Buczynski, P., 1998: New record of *Sympetrum fonscolombii* (Selys, 1840) (Odonata: Libellulidae) from the Pomeranian Lakeland. – Wlad. Entomol. 18 (1): 56.
- Bundesamt für Naturschutz, 1995: Klimaänderungen und Naturschutz – Klimabedingte Vegetations- und Faunenänderungen und Konsequenzen für den praktischen Naturschutz. – Angewandte Landschaftsökologie, Heft 4, Bonn-Bad Godesberg 227 S.
- Burbach, K., 1995: Einflug der Schabrackenlibelle (*Hemianax ephippiger*) in Südbayern. – Hagenia Nr. 10 (Mitteilungsblatt der GdO / SIO): 15-16.
- Burbach, K., 1998: Feuerlibelle – *Crocothemis erythraea* (Brullé 1932). S. 172-173 in: Kuhn, K., Burbach, K. (Hrsg.)(1998): Libellen in Bayern. – Ulmer, Stuttgart.
- Burbach, K., Winterholler, M., 1997: Die Invasion von *Hemianax ephippiger* (Burmeister) in Mittel und Nordeuropa 1995/96. – Libellula 16 (1/2): 33-59.
- Burbach, K., Werzinger, J., 1998: Fortpflanzungsnachweise der Schabrackenlibelle (*Hemianax ephippiger*) und Herbstschlupf von Kleiner Königslibelle (*Anax parthenope*) und Becher-Azurjungfer (*Enallagma cyathigerum*) in Bayern. – Hagenia 16: 15.
- Catling, P. M., 1996: Evidence for a recent northward spread of *Enallagma civile* (Zygoptera: Coenagrionidae) in Southern Ontario. – Proceedings of the Entomological Society of Ontario 127: 131-133.
- Catling, P. M., 1998: Evidence for a recent northward spread of *Enallagma civile* in New York state. – Argia 10 (1): 16.
- Cerff, D., 1998: Die Pokal-Azurjungfer (*Cercion lindenii*) – eine neue Libellenart in Thüringen. – Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 35 (3): 92-93.
- Chovanec, A., 1994: Man-made wetlands in urban recreational areas – a habitat for endangered species ? – Landscape and Urban Planning 29: 43-54.
- Clausnitzer, H.J., Pretscher, P., Schmidt, E., 1984: Rote Liste der Libellen (Odonata). In: Blab, J., Nowak, E., Trautmann, W., Sukopp, H. (Hrsg.), 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. – 4. Aufl., Greven.
- Coope, G.R., 1994: The response of insect faunas to glacial-interglacial climatic fluctuations. Phil. Trans. Royal Soc. London B 344: 19-26.
- Czekaj, A., 1994: New records of *Crocothemis erythraea* (Brulle) and *Tarнетrum fonscolombii* (Sel.) from Poland (Anisoptera, Libellulidae). – Notul odonatol. 4 (3): 53.
- DB, 1994, (Deutscher Bundestag): Drucksache 12/8600, Schlussbericht der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“. 746 S.
- De Knijf, G., 1994: Herontdekking van *Lestes barbarus* (Fabricius, 1798) in Begie. – Gomphus 10 (2): 45-49.
- De Knijf, G., 1995: *Crocothemis erythraea* en *Cercion lindenii*, nu al in België en binnenkort ook in Nederland algemeen? – Libellennieuwsbrief 4: 7-12.
- De Knijf, G., 1999: Invasie van *Anax parthenope* (Selys) in België in 1999. – Gomphus 15 (3): 119-129.
- De Knijf, G., Anselin, A., 1995: Het Belgisch Atlasproject: een bondig overzicht. – Contactblad Nederlandse LibellenOnderzoekers Nr. 24: 6-10.
- De Knijf, G., Anselin, A., 1996: Een gedocumenteerde Rode lijst van de libellen van Vlaanderen. – Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 4: 1-90.
- DWD (versch. Jahre) (Deutscher Wetterdienst): Jahrbücher des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach.
- Dijkstra, K.D., van der Weide, M., 1997: De Zwervende heidelibel (*Sympetrum fonscolombii* (Selys) in Nederland in 1996. – Brachytron 1: 16-21.
- Dijkstra, K.D., Mostert, K., van Velzen, J.-W., Witte, R.H., 1999: Recente ontwikkelingen in de libellenfauna van de Hollandse en Zeeuwse duinen. – Brachytron 3(1): 15-29.
- Dolmen, D., 1989: *Libellula depressa* L. (Odonata) rediscovered in Norway. – Fauna norv. Ser. B 36: 105-106.
- Dommanget, J.-L., 1987: Étude faunistique et bibliographique des odonates de France. – Inventaires de faune et de flore, Vol. 36, Paris.
- Dommanget, J.-L., 1994: Atlas préliminaire des Odonates de France. – Collection Patrimoines Naturels, Vol. 16, Paris.
- Donath, H., 1988: Bestandsänderungen in der Libellenfauna von Ober- und Unterspreewald innerhalb von drei Jahrzehnten. – Natur Landsch. Bez. Cottbus 10: 59-63.
- Donath, H., 1997: Erstnachweis der Südlichen Mosaikjungfer (*Aeshna affinis* Vander Linden, 1823) in der nordwestdeutschen Niederlausitz. – Biol. Studien Luckau 26: 73-74.
- Drees, C., Eggers, T.O., Jökel, I., Kühne, B., Zeiss, C., 1996: Entwicklungserfolg von *Aeshna affinis* Vander Linden nach einem strengen Winter in Norddeutschland (Anisoptera: Aeshnidae). – Libellula 15 (3/4): 203-206.
- Dumont, H., 1967: A possible scheme of the migration of *Crocothemis erythraea* BRULLÉ – populations from the Camargue (Odonata. Libellulidae). – Biologisch Jaarboek 35: 222-227.
- Edelaar, P., Dijkstra, K.D., Dingemanse, N.J., 1999: *Hemianax ephippiger*: a new dragonfly for The Netherlands (Odonata: Aeshnidae). – Ent. Ber. Amst. 56 (12): 192-195.
- Eggers, T., Grabow, K., Schütte, C., Suhling, F., 1996: Die Flussjungfern (Odonata: Gomphidae) der südlichen Allerzuflüsse. – Braunschw. naturk. Schr. 5 (1): 21-34.
- Eislöffel, F., Niehuis, Weitzel, M. – unter Mitarbeit von M. & U. Braun, Ott,

- Schausten, H., Simon, L., 1993: Rote Liste der bestandsgefährdeten Libellen (Odonata) in Rheinland-Pfalz, Mainz.
- Ellenberg, H., 1989: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz ? – Berichte der Norddeutschen Naturschutzakademie 2/1: 4-13.
- Ellwanger, G., Zirpel, S., 1996: Entwicklungsnachweis von *Anax imperator* Leach in einem Hochmoor in Estland (Anisoptera: Aeshnidae). – Libellula 14 (1/2): 41-48.
- Fahl, G., 1996: Erstnachweis des Südlichen Blaupfeils *Orthetrum brunneum* im Westerwald. – Fauna Flora Rheinland-Pfalz, Beiheft 20: 187.
- Fairhurst, J., 1997: Vagrant Emperor *Hemianax ephippiger* on the Calf of Man, July 1995. – Atropos 2: 61.
- Fischer, P. P., 1987: Ein neuer Fund der Schabrackenlibelle *Hemianax ephippiger* (BURMEISTER) im Bodenseegebiet (Lützelsee bei Radolfzell/Bad.Württ.). – Libellula 6 (3/4): 78-80.
- Fliedner, H., 1993: *Erythromma viridulum* (Charpentier) erstmals für Bremen nachgewiesen (Zygoptera: Coenagrionidae). – Libellula 12 (1/2): 47-61.
- Friedrich, E., Niehuis, M., Ohliger, S., 1976: Beitrag zur Libellenfauna der Südpfalz und angrenzender Gebiete (Insecta: Odonata). Mitt. Pollichia 64: 153-163.
- Fuhrmann, K., 1999: Libellenbeobachtungen in Nordvorpommern und angrenzenden Gebieten. – Libellula 18 (1/2): 49-53.
- Gates, D.M., 1993: Climate Change and Its Biological Consequences. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 280 S.
- Geijskes, D.C., Van Tol, J., 1983: De Libellen van Nederland (Odonata). – Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud (N.H.), Zutphen.
- Gerend, R., Proess, R., 1994: Nachweis neuere und interessanter Libellen aus Luxemburg nebst einer provisorischen Fassung der Roten Liste der einheimischen Odonaten (Insecta, Odonata). – Bull. Soc. Nat. luxemb. 95: 299-314.
- Glogger, B., 1998: Heisszeit – Klimaänderungen und Naturkatastrophen in der Schweiz. Vdf-Verlag Zürich.
- Goffart, P., 1984: Observations de *Crocothemis erythraea* et *Anax parthenope* en Belgique durant l'été 1983. – Gomphus 1(3): 1-3.
- Gorb, S., 1992: Strekoza *Hemianax ephippiger* Burmeister (Odonata, Aeshnidae) na Ukraine. – Acta hydroent. latv. 2: 18-21.
- Gorb, S., 1996: A new record of *Hemianax ephippiger* (Burm.) from Central Ukraine (Anisoptera: Aeshnidae). – Notul. odonatol. 4 (7): 123.
- Grand, D., 1990: Sur une migration d'*Hemianax ephippiger* (Burmeister, 1839) en région Lyonnaise (Rhône) (Odonata, Anisoptera: Aeshidae). – Martinia 6(4): 85-91.
- Grand, D., 1994: Sur *Trithemis annulata* (Palisot de Beauvois, 1805) en France continentale et en Espagne du nord-est (Odonata, Anisoptera, Libellulidae). – Martinia 10 (4): 65-71.
- Grand, D., 1996: Confirmation de la présence de *Trithemis annulata* (Palisot de Beauvois, 1807) dans les Pyrénées-Orientales. – Sympetrum 9: 37-39.
- Graves, J., Reavey, D., 1996: Global Environmental Change – Plants, Animals & Communities. – Longman, Essex. 226 p.
- Gubbels, R., Hermans, J., Krekels, R., 1995: De Zuidelijke Oovertlibel na 93 jaar weer in Nederland. – Natuurhist. Maandbl. 12: 284-291.
- Haeupler, H., 1993: Areal. S. 43-47 in: Kuttler, W. (Hrsg.): Handbuch zur Ökologie. – Bd. 1., Analytica, Berlin.
- Hahn, D., 1996: Bemerkenwerte Libellennachweise in der Senne aus den Jahren 1990 -1995 (Insecta: Odonata). – Mitt. Arb.Gem. ostwestf.-lipp. Ent. 12 (1): 22-24.
- Handke, K., 2000: Veränderungen in der Insektenwelt der Bremer Flussmarschen 1982 – 1999. Zeichen eines Klimawandels ? (NNA-Berichte 13/2, in diesem Band).
- Heath, J., 1978: Provisional atlas of the insects of the British Isles, Part 7, Odonata. – Huntingdon.
- Hermans, J.T., 1995: De Zuidelijke Glazenmaker Weer In Limburg Waargenomen. – Natuurhist. Maandbl. 10: 242-245.
- Hermans, J.T., Gubbels, R.E.M.B., 1997: De Vuurlibél (*Crocothemis erythraea* (Brullé)) in Limburg. – Brachytron 1: 22-26.
- Hoess, R., 1999: Erstnachweis einer zweiten Jahresgeneration von *Ischnura elegans* (Vander Linden) in der Schweiz (Zygoptera: Coenagrionidae). – Libellula 18 (1/2): 63-68.
- Holt, R.D., 1990: The Microevolutionary Consequences of Climate Change. – Trends in Ecology and Evolution 5 (9): 311-315.
- Inden-Lohmar, C., 1997: Nachweis einer zweiten Jahresgeneration von *Ischnura elegans* (Vander Linden) und *Ischnura pumilio* (Charpentier) in Mitteleuropa (Zygoptera: Coenagrionidae). – Libellula 16 (1/2): 1-15.
- Itzerott, H., 1961: Die Libellenfauna der Pfalz. – Mitt. Pollichia, III. Reihe, Bd. 8: 169 – 180.
- Itzerott, H., 1965: Die Verbreitung und Herkunft der Pfälzer Großlibellen. – Mitteilungen der Pollichia, 12: 164-168.
- Itzerott, H., Niehuis, M., Weitzel, M., 1985: Rote Liste der bestandsgefährdeten Libellen (Odonata) in Rheinland-Pfalz. – Ministerium für Soziales, Gesundheit und Umwelt (Hrsg.), Mainz.
- Jaquemin, G., 1998: *Hemianax ephippiger* (Burmeister, 1839) dans le Roussillon en août 1997 (Odonata, Anisoptera, Aeshnidae). – Martinia 14 (3): 93.
- Jefferies, R.J., Maron, J.L., 1997: The embarrassment of riches: atmospheric deposition of nitrogen and community and ecosystem processes. – Trends in ecology and evolution 12 (2): 74-78.
- Jödicke, R., 1998: Herbstphänologie mitteleuropäischer Odonaten. 2. Beobachtungen am Niederrhein, Deutschland. – Opusc. Zool. Flumin. 159: 1-20.
- Jödicke, R., 1999: Nachweis einjähriger Entwicklung bei *Aeshna cyanea* (Müller) (Anisoptera: Aeshnidae). – Libellula 18 (3/4): 169-174.
- Jödicke, R., Woike, M., 1985: Erstnachweise der gebänderten Heidelibelle, *Sympetrum pedemontanum* ALLIOT, in Nordrhein-Westfalen. – Libellula 4 (3/4): 160-169.
- Jödicke, R., Krüner, U., Sennert, G., 1983: Libellenbestandsaufnahme aus den 60er und 80er Jahren im nordwestlichen niederheinischen Tiefland – Versuch einer Analyse zur Bestandsentwicklung. – Libellula 2 (1/2): 13 - 20.
- Jödicke, R., Krüner, U., Sennert, G., Hermans, J.T., 1989: Die Libellenfauna im südwestlichen niederheinischen Tiefland. – Libellula 8 (1/2): 1-106.
- Jones, S.P., 1996: The first British record of the Scarlet Dragonfly *Crocothemis*

- erythraea* (Brullé). – J. Brit. Dragonfly Soc. 12 (1): 11-12.
- Jones, S.P., 2000: First proof record of successful breeding by the Lesser Emperor *Anax parthenope* (Selys) in Britain. – Journ. Brit. Dragonfly Soc. 16 (1): 20-23.
- Jurzitza, G., 1965: Libellenbeobachtungen in der Umgebung von Karlsruhe/Baden. 5. Mitteilung. – Beitr. naturk. Forsch. SW-Deutschl. N.F. 24 (1): 37-39.
- Jurzitza, G., 1988: Welche Libelle ist das? Die Arten Mittel- und Südeuropas. – Kosmos, Stuttgart.
- Kalkman, V., Dijkstra, K.D., 2000: The dragonflies of Bialowieza area, Poland and Belarus (in prep.).
- Keim, C., 1996: Libellules (Odonata) du Valis (Suisse). – Fiorina, Sion. 100 S.
- Kiauta, B., Kiauta, M., 1984: *Crocothemis erythraea* (Brullé) recorded from the Canton St. Gallen, Switzerland (Anisoptera: Libellulidae). – Notul. odonatol. 2 (4): 65-66.
- Killius, R., Weitzel, M., 1981: Grundlagenstudien zur Ökologie und Faunistik der Libellen des Rheinlandes. – Pollichia Buch Nr. 2, Bad Dürkheim.
- Königsdorfer, M., 1997: Die Bedeutung von Kiesabbaugebieten für den Artenschutz am Beispiel der Libellenfauna im Donauried. abstract GdO-Tagung Nürnberg.
- Krach, J. E., 1996: Bemerkenswerte Libellenfunde aus dem Schuttermoos. – Globulus 3: 23-34.
- Krach, J. E., 1997: Libellen des Schuttereinzugsgebietes im Bereich der südlichen Frankenalb/Donau. abstract GdO-Tagung Nürnberg.
- Krach, J. E., Wilms, W., 1997: Die Libellen des Schuttereinzugsgebietes. – Nachrichtenbl. Hist. Ver. Ingolstadt 1997: 80-141.
- Krüner, U., 1992: Der Südliche Blaupfeil, *Orthetrum brunneum* (Fonscolombe), am Linken Niederrhein. – Libellula 11 (3/4): 165-170.
- Küster, H., 1996: Auswirkungen von Klimaschwankungen und menschlicher Landschaftsnutzung auf die Arealverschiebung von Pflanzen und die Ausbildung mitteleuropäischer Wälder. – Forstwiss. Cbl. 115: 301-320.
- Kuhn, K., Beck, P., Reich, M., 1988: Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern gefährdeten Libellen (Odonata) (Stand 31.12.1986). – Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, H. 79: 7-12.
- Kuhn, K., 1992: Rote Liste gefährdeter Libellen (Odonata) Bayerns. – Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz. Heft 111: 76-79.
- Landmann, A., 1983: Zum Vorkommen und Status der Feuerlibelle (*Crocothemis erythraea* Brullé, 1832) in Österreich (Insecta: Odonata, Libellulidae). – Ber. Naturwiss.-Medizin. Vereins in Innsbruck 70: 105-110.
- Lauterborn, R., 1917: Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstromes – II. Teil. – Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie der Wissenschaften, math.-naturw. Kl., Abt. B., Biolog. Wissenschaften. Heidelberg.
- Lecompte, T., 1999: Les Odonates du marais Vernier (Département de l'Eure). – Martinia 15 (1): 15-22.
- Lempert, J., 1997: Zur Einwanderung von *Sympetrum fonscolombii* nach Mitteleuropa im Jahre 1996 (Anisoptera: Libellulidae). – Libellula 16 (3/4): 143-168.
- Lempert, J., 1998: *Erythromma viridulum* (Charpentier) und *Sympetrum fonscolombii* (Selys) auf Helgoland (Anisoptera: Libellulidae; Zygoptera: Coenagrionidae). – Libellula 17 (1/2): 109-112.
- Lemoine, G., 1996: Libellules rare dans le Nord. Le Nord (Journal du Conseil général du Nord) p. 10.
- Lempert, J., 1987: Das Vorkommen von *Sympetrum fonscolombii* in der Bundesrepublik Deutschland. – Libellula 6 (1/2): 59-69.
- Lohmann, H., 1980: Faunenliste der Libellen (Odonata) der Bundesrepublik Deutschland und Westberlins. – Soc. Int. Odonat. Rap. Comm. No. 1. Utrecht.
- Lozán, J., Graß, H., Hupfer, P., 1998: Warnsignal Klima – Wissenschaftliche Fakten. – Verlag Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.
- Malkmus, R., 1993: Die Libellen-Neunachweise für den Spessart: *Onychogomphus forcipatus* (L.), *Leucorrhinia pectoralis* (CHARPENTIER) und *Crocothemis erythraea* BRULLÉ (Ins. Odonata; Bayern). – Nachr. naturwiss. Mus. Aschaffenburg 101: 35-38.
- Martens, A., Gasse, M., 1995: Die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt (Odonata: Aeshnidae). – Braunschw. naturk. Schr. 4 (4): 795-802.
- Martens, A., Wimmer, W., 1997: Die Pokalzurjungfer *Cercion lindenii* (SE-
LYS) im nördlichen Vorharz (Odonata: Coenagrionidae). – Braunschw. naturk. Schr. 5: 343-352.
- Mauersberger, R., 1995: *Aeshna affinis* Vander Linden wieder in Brandenburg (Anisoptera: Aeshnidae). – Libellula 14 (1/2): 49-56.
- Merritt, R., Moore, N.W., Eversham, B.C., 1996: Atlas of the dragonflies of Britain and Ireland. – ITE research publication no. 9. London.
- McElroy, M.B., 1994: Climate of the earth: an overview. – Envir. Poll. 83: 3-21.
- Meier, C., 1989: Die Libellen der Kantone Zürich und Schaffhausen. – Neu-jahrsblatt der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen Nr. 41/1989, 124 S.
- Mocek, B., 1998: Contribution to the knowledge of the dragonflies (Odonata) in Eastern Bohemia with the findings of the species *Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832). – Acta Musei Regionaehradecensis s.A. 26: 27-37.
- Müller, P., 1981: Arealssysteme und Biogeographie. – Ulmer, Stuttgart.
- Müller, J., 1995: Vorläufige Mitteilung zum Vorkommen der Südlichen Mosaikjungfer *Aeshna affinis* (Odonata) im Jahre 1995 in Sachsen-Anhalt. – Entomol. Mitt. Sachsen-Anhalt 3 (1/2): 21-22.
- Müller, J., 1996: Fortschreibung der Roten Listen, dargestellt am Beispiel der Kenntnis- und Bestandsentwicklung der Libellenfauna Sachsen-Anhalt. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt H. 21: 66-70.
- Müller, J., 1999: Bestandsentwicklung der Libellen (Odonata). S. 442-448 in: Frank, D., Neumann, V., 1999: Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts. – Ulmer, Stuttgart.
- Müller, J., Steglich, R., 2000: Zur Verbreitung der Südlichen Mosaikjungfer *Aeshna affinis* (Odonata) in Sachsen-Anhalt in den Jahren 1993 bis 1999. – Entomol. Mitt. Sachsen-Anhalt 8 (1): 22-32.
- Müller-Motzfeld, G., 1996: Vielfalt ohne Ende – Die Biodiversitäts-Diskussion aus der Sicht der Entomologie. S. 38-47 in NABU (Hrsg.) (1996): Biologische Vielfalt in Deutschland – Dokumentation der NABU-Fachtagung (Potsdam 1996).
- Mungenast, F., 1999: Über das gehäufte Vorkommen von *Sympetrum fonsco-*

- lombei* (selys, 1840) bei Imst, Nordtirol, im Frühsommer 1996. – *Anax* 2 (1): 32-36.
- Myneni, R.B., Keeling, C.D., Tucker, C.J., Asrar, G., Nemani, R.R., 1997: Increased plant growth in the northern latitudes from 1981 to 1991. – *Nature* Vol. 386: 698-702.
- Naraoka, H., 1999: Establishment of *Pseudothemis zonata* in central and southern Aomori prefecture (in Jap.). – *Gekkan-Mushi* 342: 45.
- Niehuys, M., 1984: Verbreitung und Vorkommen der Libellen (*Insecta: Odonata*) im Regierungsbezirk Rheinhessen-Pfalz und im Nahetal. – *Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz* 3 (1): 1-203.
- Nielsen, O.F., 1996: *Anax imperator* fundet igen i Danmark. – *Nord. Odonat. Soc. Newsl.* 2 (1): 23.
- Nielsen, O.F., 1998: Dragonfly-news from Denmark 1997. – *Nordic Odonat. Soc. Newsletter* 4: 4.
- Norling, U., 1984: Life history patterns in the northern expansion of dragonflies. – *Advances in Odonatology* 2: 127-156.
- Ohliger, S., 1990: Die Glänzende Binsenjungfer (*Lestes dryas*), eine Charakterart periodisch austrocknender Flachsümpfe. – *Mitt. Pollichia* 77: 371-383.
- Olsvik, H., 1996: *Hemianax ephippiger* og *Aeshna serrata* observeret i Norge 1995. – *Nord. Odonat. Soc. Newsl.* 2 (1): 24.
- Ott, J., 1988: Beiträge zur Biologie und zum Status von *Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832). – *Libellula* 7 (1/2): 1-25.
- Ott, J., 1990: Die Odonatenfauna unterschiedlich strukturierter und genutzter Kiesgruben im Regierungsbezirk Rheinhessen-Pfalz – Teil 1: Imagines. – *Verhandlungen Westdeutscher Entomologentag* 1989, S. 89 – 103.
- Ott, J., 1991: Die Libellenfauna der Kiesgrube „Schleusenloch“ bei Ludwigshafen. – *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 6: 609-645.
- Ott, J., 1993 a: Die Veränderung der Libellenfauna einer Kiesgrube nach dem Besatz mit Graskarpfen. – *Artenschutzreport* 3: 3-7.
- Ott, J., 1993 b: Die Libellenfauna des Stadtgebietes von Kaiserslautern – Ergebnisse einer Stadtbiotopkartierung und planerische Konsequenzen. – *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 7: 103-146.
- Ott, J., 1994: Zum Stand des Libellenschutzes in Deutschland – Ergebnisse einer bundesweiten Umfrage. – *Libellula* 12 (3/4): 119-138.
- Ott, J., 1995 a: Zum Einfluss intensiver Freizeit- und Angelnutzung auf die Fauna von Sekundärgewässern und Konsequenzen für die Landschaftsplanung – dargestellt am Beispiel der Libellen (*Odonata*). – *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 8: 147-185.
- Ott, J., 1995 b: Do dragonflies have a chance to survive in industrialized countries? S. 28-44 in: Corbet, P.S. et al. (1995): *Proceedings International Symposium on Conservation of Dragonflies*. Kushiro, Japan.
- Ott, J., 1995 c: Die Beeinträchtigung von Sand- und Kiesgruben durch intensive Angelnutzung – Auswirkungen auf die Libellenfauna und planerische Lösungsansätze. – *Limnologie aktuell* 7: 155-170.
- Ott, J., 1996: Zeigt die Ausbreitung der Feuerlibelle *Crocothemis erythraea* BRULLÉ in Deutschland eine Klimaveränderung an? – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 2/96: 53-61.
- Ott, J., 1997: Erster Bodenständigkeitsnachweis der Südlichen Mosaikjungfer – *Aeshna affinis* VANDER LINDEN, 1823 – (*Insecta: Odonata*) für Rheinland-Pfalz. – *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 8: 863-871.
- Ott, J., Piper, W., 1998: Rote Liste Libellen (*Odonata*). S. 260-263 in: *BfN* (Hrsg.) (1998): *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*. – Bonn-Bad Godesberg.
- Ottval, R., 1996: *Hemianax ephippiger* observerad på söndra Öland i juni 1995. – *Nord. Odonat. Soc. Newsl.* 2 (1): 23.
- Pankratius, U., 2000: Vermehrungsnachweis von *Sympetrum meridionale* (Selys) in Nordbayern (*Anisoptera: Libellulidae*). – *Libellula* 19 (1/2): 85-88.
- Parr, A.J., 1996: Dragonfly movement and migration in Britain and Ireland. – *J. Br. Dragonfly Soc.* 12 (2): 33-50.
- Parr, A.J., 1997: Migrant and dispersive dragonflies in Britain during 1996. – *J. Br. Dragonfly Soc.* 13 (2): 41-48.
- Parr, A.J., 1997: The red-veined darter *Sympetrum fonscolombei* (Selys) influx into Britain. – *Atropos* 2: 44-46.
- Parr, A.J., 1998: Migrant and dispersive dragonflies in Britain during 1997. – *J. Br. Dragonfly Soc.* 14 (2): 52-58.
- Parr, A.J., 1999: Migrant and dispersive dragonflies in Britain and Ireland during 1998. – *J. Br. Dragonfly Soc.* 15 (2): 51-57.
- Pellow, K., 1999: Soem observations of a breeding population of Red-veined Darter *Sympetrum fonscolombei* (Selys) in Cornwall during 1998. – *J. Brit. Dragonfly Soc.* 15 (1): 23-30.
- Peters, R.L., Lovejoy, T.E., Hrsg., 1992: *Global Warming and Biological Diversity*. – Yale Univ. Press, New Haven & London. 386 S.
- Petzold, F., 1994: Entwicklungsnachweis von *Aeshna affinis* Vander Linden in Sachsen-Anhalt (*Anisoptera: Aeshnidae*). – *Libellula* 13 (1/2): 73-79.
- Pix, A., 1994: *Sympetrum fonscolombii* SÉLYS 1848 mit zwei Generationen eines Jahres neben *Orthetrum brunneum* FONSCOLOMBE 1837 (*Insecta: Odonata: Libellulidae*) in Abbaugruben Südniedersachsens und Nordhessens. – *Göttinger Naturkd. Schr.* 3: 89-96.
- Phillips, J., 1997: Lesser Emperor Dragonfly *Anax parthenope* (Selys) in Gloucestershire; the first British record. – *J. Br. Dragonfly Soc.* Vol. 13 (1): 22-24.
- Proess, R., 1996: Überblick über die Libellenfauna der stehenden Gewässer Luxemburgs. – *Bull. Soc. Nat. luxemb.* 97: 163-80.
- Prot, J.-M., 1998: Reproduction d'*Hemianax ephippiger* (Burmeister, 1839) dans le département du Jura (*Odonata, Anisoptera, Aeshnidae*). *Martinia* 14 (1): 19-22.
- Rapp, J., 1994: Klimatrends in Deutschland und Europa. – *Natur und Museum* (12): 434-439.
- Rapp, J., Schönwiese, C.-D., 1994: „Thermische Jahreszeiten“ als anschauliche Charakteristik klimatischer Trends. – *Meteorol. Z., N.F.* 3. Jg. H. 2: 91-94.
- Rapp, J., Schönwiese, C.-D., 1995: Trendanalyse der räumlich-jahreszeitlichen Niederschlags- und Temperaturstruktur in Deutschland 1891-1990 und 1960-1990. – *Annalen der Meteorologie* 31: 33-34.
- Rapp, J., Schönwiese, C.-D., 1996: Atlas der Niederschlags- und Temperaturtrends in Deutschland 1891-1990. *Frankfurter Geowissenschaftliche Arbeiten, Serie B – Meteorologie und Geophysik, Band 5, 2. korrigierte Aufl.* 253 S.
- Reich, M., Kuhn, K., 1988: Stand der Libellenerfassung in Bayern und Anwendbarkeit der Ergebnisse in Arten- und

- Biotopschutzprogrammen. – Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, H. 79: 27-65.
- Reinhardt, K., Sander, F., 1994/95: Nachweis der Südlichen Mosaikjungfer *Aeshna affinis* (Van der Linden, 1820) in Thüringen. – Veröff. Mus. Gera, Naturwiss. Reihe, 21/22: 167-170.
- Reinhardt, K., 1996: Drei neue Libellenarten für die Tucheler Heide, Bory Tucholskie (Nordpolen). – Entmol. Nachr. und Ber. 40: 127.
- Robert, P.-A., 1959: Die Libellen. – Verlag Kümmerly und Frey, Bern.
- Röhlinger, H., 1988: Zum Vorkommen und zur Verbreitung der Libellen im Saarland nach Untersuchungen in den Jahren 1985 und 1986. – Dendrocopus 15: 135-144.
- Rosenbohm, A., 1922: Weitere Beobachtungen zur Libellenfauna des Oberrheins und Bodensees. – Mitt. bad. Landesver. Naturk. Naturschutz, N.F. 1 (10): 248-251.
- Rosenbohm, A., 1965: Beiträge zur Odonatenfauna Badens. – Mitt. bad. Landesver. Naturk. Naturschutz, N.F. 8 (4): 551-563.
- Rudolph, R., 1980: Die Ausbreitung der Libelle *Gomphus pulchellus* Selys, 1840 in Westeuropa. – Drosera '80: (2): 63-66.
- Rudolph, R., 1998: Südliche Libellenarten in Westfalen. – Natur- und Landschaftskunde 34: 114-116.
- Rühm, W., 1993: Ökologische Potenz. S. 259-263 in: Kuttler, W. (Hrsg.): Handbuch zur Ökologie, Bd. 1. – Analytica, Berlin.
- SABD, 1995, (Ständige Arbeitsgruppe der Biosphärenreservate in Deutschland, Hrsg.): Biosphärenreservate in Deutschland – Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung. – Springer, Berlin.
- Schanowski, A., Buchwald, R., 1987: 4. Sammelbericht (1987) über Libellenvorkommen (Odonata) in Baden-Württemberg. – Herausgegeben von der Schutzgemeinschaft Libellen Baden-Württemberg.
- Schiemenz, H., 1953: Die Libellen unserer Heimat. – Urania, Jena.
- Schmidt, E., 1983: Odonaten als Bioindikatoren für mitteleuropäische Feuchtgebiete. – Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft 1983: 131-136.
- Schönwiese, C.-D., Rapp, J., Fuchs, T., Denhard, M., 1993: Klimatrend-Atlas Europa 1891 – 1990. Berichte des Zentrums für Umweltforschung Nr. 20., ZUF-Verlag, Frankfurt.
- Schorr, K., 1989: Erster Fund der Schabrackenlibelle *Hemianax ephippiger* (BURMEISTER, 1839) in Rheinland-Pfalz. – Pfälzer Heimat 40 (4): 173-174.
- Schwerdtfeger, F., 1977: Ökologie der Tiere – Autökologie. 2. Aufl.. Paul Parey, Hamburg – Berlin.
- Schweiger-Chwala, E., 1990: *Hemianax ephippiger* (BURMEISTER 1839) und *Crocothemis erythraea* (BRULLE 1832) (Odonata) in der Oberen Lobau in Wien, Österreich. – Lauterbornia 4: 31-34.
- Settele, J., 1990: Zur Hypothese des Bestandsrückgangs von Insekten in der Bundesrepublik Deutschland: Untersuchungen zu Tagfaltern in der Pfalz und die Darstellung der Ergebnisse auf Verbreitungskarten. – Landschaft und Stadt 22 (3): 88-96.
- Silby, J.D., Silby, R.I., 1988: Dragonflies in Jersey. – J. Brit. Dragonfly Soc. 4 (2): 31-36.
- Silby, J., 1993: A review of *Hemianax ephippiger*, the Vagrant Emperor. – J. Br. Dragonfly Soc. 9 (2): 47-50.
- Silby, J., Ward-Smith, J., 1997: The influx of *Sympetrum flaveolum* (L.) during the summer of 1995. – J. Brit. Dragonfly Soc. Vol. 13 (1): 14-22.
- Skevington, J., Carmichael, I., 1997: Dragonflies and damselflies (Odonata) of Bosanquet (North Lambton County, Ontario). – Proceedings of the Entomological Society of Ontario 128: 3-12.
- Slaats, J., Ramackers, H., 1997: Observations of *Lestes barbarus* at the Mainweg and Groote Peel areas. Natuurhist. – Maandbl. 86 (3): 55-57.
- SLFA (versch. Jahre) (Staatliche Lehr- und Forschungsanstalt für Weinbau): Daten und Aufzeichnungen zu Austriebs-, Blüh- und Reifebeginn verschiedener Rebsorten. Neustadt-Mussbach.
- Sommaruga-Wögrath, S., Koinig, K.A., Schmidt, R., Sommaruga, R., Tessadri, R., Psenner, R., 1997: Temperature effects on the acidity of remote alpine lakes. – Nature Vol. 387: 64-67.
- Sternberg, K., 1989: Beobachtungen an der Feuerlibelle (*Crocothemis erythraea*) bei Freiburg im Breisgau. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 64/65: 237-254.
- Sternberg, K., 1993: Bedeutung der Temperatur für die (Hoch-)Moorbindung der Moorlibellen (Odonata: Anisoptera). – Mitt. dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 8: 521-527.
- Sternberg, K., 1995: Influence of oviposition rate and temperature upon embryonic development in *Somatochlora alpestris* and *S. arctica* (Odonata: Corduliidae). – J. Zool. Lond. 235: 163-174.
- Stocks, R., de Block, M., 1998: Successful reproduction in Belgium of the damselfly *Lestes barbarus* (Fabricius, 1798) (Odonata, Lestidae). – Bull. Annl. Soc. R. belge Ent. 133: 303-308.
- St. Quentin, D., 1960: Die Odonatenfauna Europas, ihre Zusammensetzung und Herkunft. – Zool. Jb. Syst. Ökol. Geograph. Tiere 87 (4/5): 301-316.
- Suhling, F., Müller, O., 1996: Die Flussjungfern Europas. – Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 628. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 237 S.
- Suhling, F., Schütte, C., Leipelt, K.-G., 1998: Erneute Schlüpfnachweise von *Aeshna affinis* Vander Linden im niedersächsischen Drömling (Anisoptera: Aeshnidae). – Libellula 17 (3/4): 253.
- SZ (1997) (Süddeutsche Zeitung): Treibhausgase auf neuem Hoch. Ausgabe Nr. 118 vom 26.5.1997.
- Tailly, M., 1991: *Crocothemis erythraea* in Zuid-West-Vlaanderen in 1991. – Gomphus (3/4): 18.
- Tans, P.P., Bakwin, P.S., 1995: Climate change and carbon dioxide. – Ambio 24 (6): 376-378.
- Trockur, B., Didion, A., 1994: Bemerkenswerte Libellenfunde für das Saarland aus den Jahren 1988 bis 1993. – Faunistisch-floristische Notizen aus dem Saarland. 26 (2): 329-344.
- UBA/SB (Umweltbundesamt/Statistisches Bundesamt) (1995): Umweltdaten Deutschland 1995. Berlin.
- Unruh, M., 1999: Zum Vorkommen von *Anax parthenope* (SELYS, 1839) im südlichen Sachsen-Anhalt (BRD) und Gedanken zum Schutz der Kleinen Königslibelle (Anisoptera: Aeshnidae). – Entomol. Mitt. Sachsen-Anhalt 7 (2): 29-34.
- Valley, S., 1998: Notes from Oregon. – Argia 10 (2): 9.
- Valtonen, P., 1995: Litteähukankorennon (*Libellula depressa* L.) Uusekspansio Suomessa. – Diamina 1995: 4-11.
- von Rintelen, T., 1997: Eine Vogelreue als Libellenfalle: Beobachtungen in der Vogelwarte Pape, Lettland. Libel-

- lula 16 (1/2): 61-64.
- Vonwil, G., 1990: Neue Libellenbeobachtungen an Pionierstandorten des oberen Reusstales. Jahresber. Stiftung Reusstal (27. Jahrg.) 1990: 38-41.
- Vonwil, G., Osterwalder, R., 1994: Kontrollprogramm NLS Libellenfauna Reusstal 1988-1992. – Grundlagen und Berichte zum Naturschutz, Vol. 7. 82 p.
- Vonwil G., Wildermuth, H., 1990: Massenentwicklung von *Hemianax ephippiger* (Burmeister, 1839) in der Schweiz (Odonata, Aeshnidae). – Opusc. zool. flum. 51: 1-11.
- Wasscher, M., 1995: Het Libellenjaar 1994. – Contactblad Nederlandse Libellenonderzoekers, Nr. 23 : 10-13.
- Whitehouse, S.M., 1999: Red-veined darter *Sympetrum fonscolombei* breeding in the midlands. – Atropos 6: 35-36.
- Xylander, W.E.R., 1996: Erstnachweis der Pokal-Azurjungfer, *Cercion lindenii* (selys, 1840) (Insecta, Odonata, Coenagrionidae), im Raum Giessen. – Oberhessische Naturwissenschaftliche Zeitschrift 58: 47-55.
- Xylander, W.E.R., Stephan, R., 1998: Zur Generationsfolge von *Sympetrum fonscolombei* und *Ischnura pumilio* (Odonata) in einem Braunkohletagebauegebiet in der Oberlausitz (Ost-sachsen). – Verh. der Deut. Zool. Ges. 90.1: 401.
- Xylander, W.E.R., Stephan, R., Franke, R., 1998: Erstnachweise und Wiedernachweise von Libellen (Odonata) für den Freistaat Sachsen und die Oberlausitz. – Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 70 (1): 37-46.
- Anschrift des Verfassers:**
- Dr. Jürgen Ott
L.U.P.O. GmbH
Friedhofstrasse 28
D-67705 Trippstadt
Tel. 063 06-99 38 88
L.U.P.O.GmbH@t-online.de

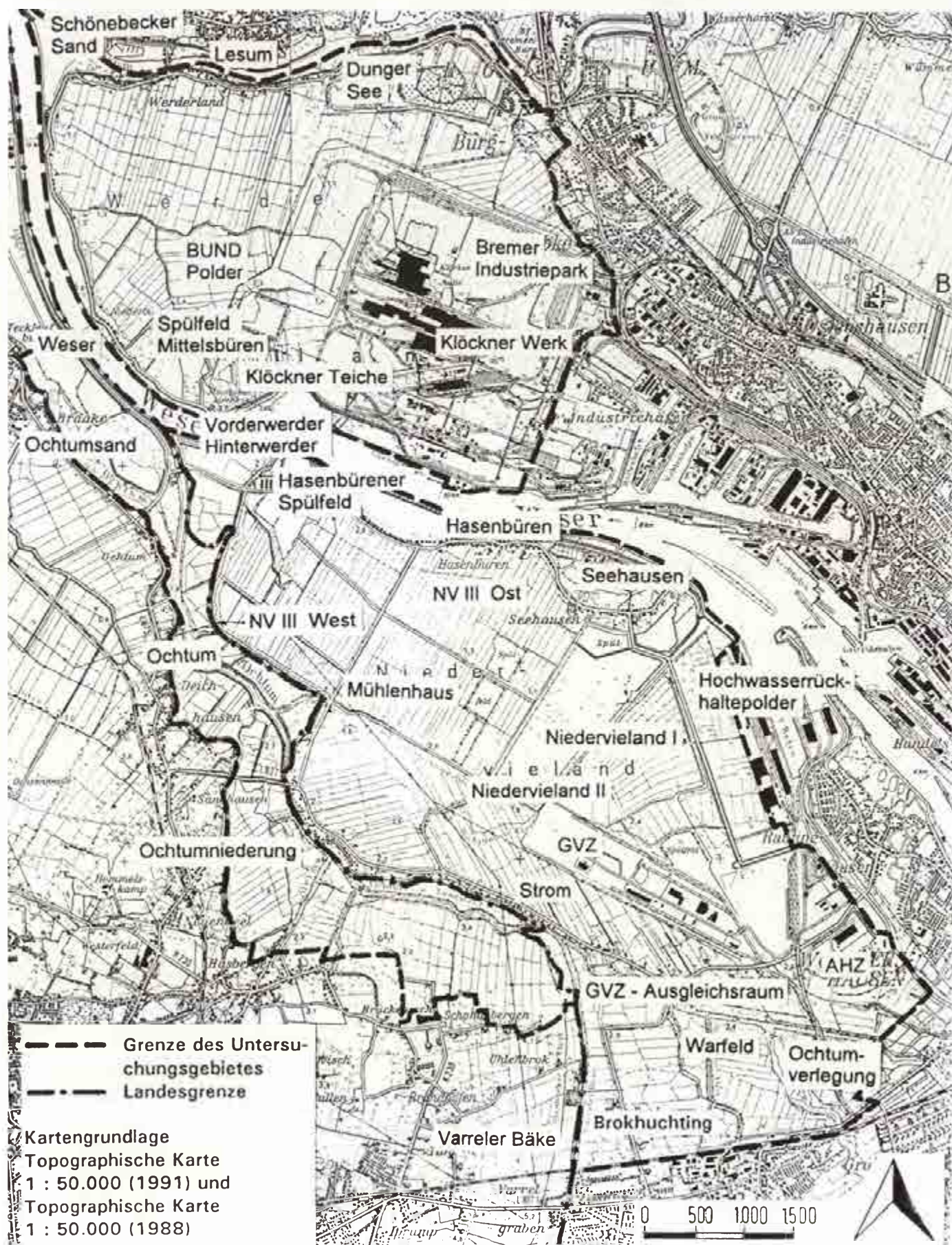


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet in der Bremer Flussmarsch

Veränderungen in der Insektenfauna der Bremer Flussmarschen 1982-1999 – Zeichen eines Klimawandels?

von Klaus Handke

1. Einführung

Die Bremer Flussmarschengebiete Werderland, Niedervieland und Ochtumniederung mit ca. 5000 ha Fläche sind durch extensive Grünlandnutzung, hohe Wasserstände und ein dichtes Grabennetz geprägt. Seit Mitte der 80er Jahre werden im Bereich der Bremer Flussmarschen insbesondere im Rahmen von Erfolgskontrollen von Ausgleichsmaßnahmen (Fließgewässerrenaturierung, Grünlandextensivierung, Überstauung, Sandaufschüttung etc.) regelmäßig verschiedene Wirbelosengruppen auf Probeflächen erfasst (Handke 1993, Handke 1995, Handke et al. 1999). Außerdem erfolgten bei Brutvögeln und Heuschrecken auch flächendeckende Kartierungen (Handke 1996, Handke & Handke 1992, Grotjahn & Handke 2000, Handke & Menke in Vorber.).

Im Verlauf dieser Untersuchungen zeigen sich bei einigen Arten, wie z.B. dem Laufkäfer *Bembidion aeneum* (Handke 1992), aber auch Tiergruppen, wie den Wiesenbrütern (Handke 1996), deutliche Bestandsveränderungen, die sich im Verlauf der letzten Jahre verstärkt haben und möglicherweise eine Folge klimatischer Veränderungen sind. Außerdem war eine Verringerung der Niederschläge gegenüber dem langjährigen Mittel zu verzeichnen. Nach Kesel & Gödeke (1996) hat sich in Bremen seit Beginn des Jahrhunderts die Jahrestemperatur um 1,5°C erwärmt. Die Entwicklung der durchschnittlichen Juli-Temperaturen zeigt besonders deutlich seit 1990 einen Erwärmungstrend um fast 2°C. Nach den gleichen Autoren entsteht für die Bremer Region eine Mischung aus sommertrockenem und warmtemperiertem Klima. Diese Tendenz hat sich in den letzten Jahren fortgesetzt (Kesel in diesem Band).

Überregional deutet in Norddeutschland eine Reihe von Beobachtungen auf erhebliche Veränderungen in der Fauna

hin (Adomßent 1995 u. 1996, Bußmann & Feldmann 1995, Fliedner 1993, Zucchi 1995, Rettig 1995 u. 1996). Auch in der Vegetation gibt es Anzeichen für klimabedingte Veränderungen im Bremer Raum (z.B. Kesel & Gödeke 1996, Kesel in diesem Band). Überregional deuten Veränderungen in der mitteleuropäischen Avifauna, wie Zunahme von Stand- und Strichvögeln, Abnahme von Langstreckenziehern, Veränderungen im Zugverhalten und früherer Brutbeginn, auf klimatische Ursachen hin (siehe Baierlein & Winkel 1998, Berthold et al. 1999).

In vorliegender Arbeit soll ein Überblick gegeben werden, welche Insektenarten und Insektengruppen in die Bremer Flussmarschen neu eingewandert sind bzw. sich ausgebreitet haben.

Frau Karin Menke, Bremen, danke ich für die Mitarbeit bei den Geländearbeiten. Frau Julia Adena, Bremen, danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

2. Untersuchungsgebiet und Klima

Das ca. 50 km² große Untersuchungsgebiet ist Teil des Naturraumes Wesermarsch und besteht aus den Gebieten

Niedervieland, Werderland und Ochtumniederung. Es grenzt unmittelbar an die Hafenanlagen und Gewerbegebiete Bremens und liegt ca. 5 km vom Bremer Stadtzentrum entfernt (siehe Abb. 1 auf Seite 36).

Das Klima von Bremen ist durch die Meeresnähe atlantisch getönt. Typisch sind hier milde Winter und kühle, niederschlagsreiche Sommer. Das langjährige Niederschlagsmittel liegt bei 752 mm/Jahr. Die Mittelwerte der Lufttemperatur liegen bei 0,7°C im Januar und 17,3°C im Juli (Bätjer & Heinemann 1980). Die Zahl der frostfreien Tage beträgt durchschnittlich 189 Tage, die der Sommertage mit $\geq 25^{\circ}\text{C}$ 24 Tage (Bätjer & Heinemann 1980). Genaue Angaben zum Untersuchungsgebiet finden sich bei Handke (1993 u. 1995), Handke & Handke (1992) und zum Klima von Bremen bei Bätjer & Heinemann (1980), Kesel & Gödeke (1996) und Kesel (in diesem Band).

2.1 Witterungsverlauf in den Untersuchungsjahren 1987 bis 1997 (aus Handke et al. 1999)

Niederschlag

Im Untersuchungszeitraum lagen die Jahressummen des Niederschlags jeweils zweimal deutlich über ('91, '96) und zweimal unter dem langjährigen Mittel ('93, '94). Insgesamt lagen vier der 11 Untersuchungsjahre unter dem langjährigen Mittel, sieben dagegen $\pm$ gleich oder darüber. Betrachtet man die für die Entwicklung der Heuschrecken wichtigen Periode von März bis Mai, so lassen sich in der Abb. 2 besonders niederschlagsreiche Frühjahrjahre ('92, '94, einge-

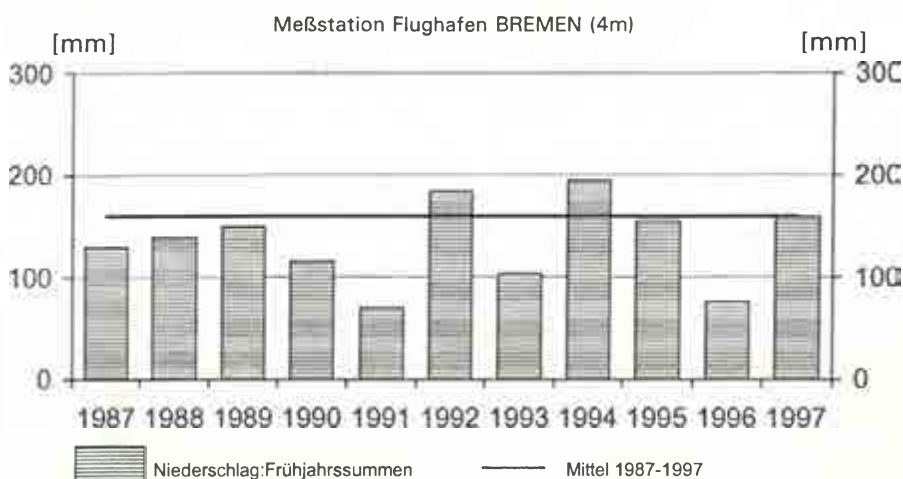


Abb. 2: Niederschlagssummen März – Mai 1987 bis 1997 (aus Handke et al. 1999)



Photo 1 oben: Blick auf das westliche Niedervieland – Typisch für dieses Gebiet sind strukturarme, extensiv genutzte Grünlandflächen mit einem dichten Grabennetz. (Photo: P. Handke)



Photo 2 links: Blick auf ein Sandspülfeld im östlichen Niedervieland mit einem Mosaik aus offenen Sandrasen, Pioniergewässern und Weidengebüschen – solche Lebensräume entstanden durch Vertiefung der Weser und sind bedeutsame Lebensräume für wärmeliebende Insekten. (Photo: P. Handke)

Photo 3 rechts: Charakteristisch für das Niedervieland sind das dichte Grabennetz und viele Schlickspülfelder (im Vordergrund), die seit den 70er Jahren durch Aufspülung mit Weserschlick entstanden. Solche Flächen unterliegen einer hohen Dynamik und sind durch Schlick-, Ruderal- und Röhrichflächen gekennzeichnet. (Photo: P. Handke)



Photo 4 unten: In den 80er Jahren entstanden große Ausgleichsflächen als Folge von Eingriffen. Im Vordergrund sieht man im Winter regelmäßig überstaute Grünlandflächen. Im Hintergrund ist das Güterverkehrszentrum Bremen (GVZ) zu erkennen. (Photo: Studio B)



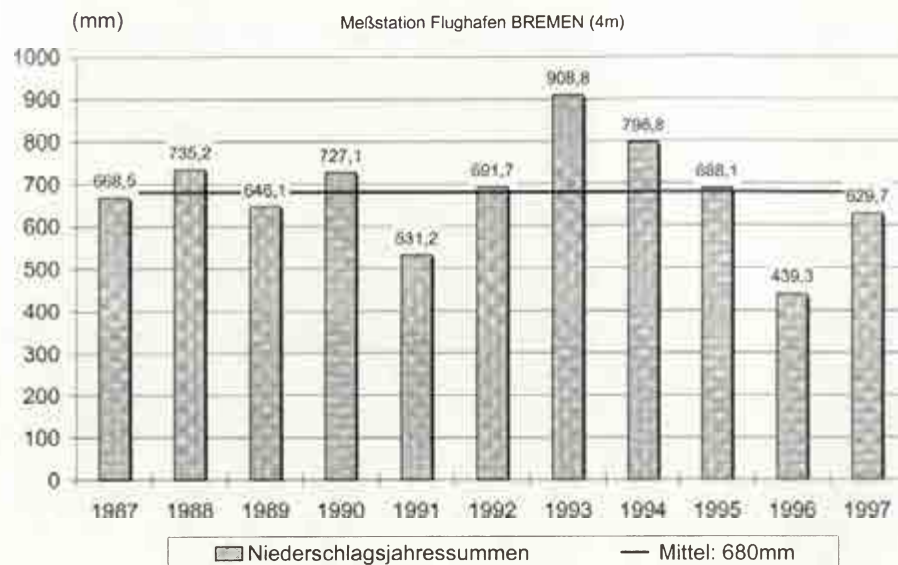


Abb. 3: Niederschlagssummen der Jahre 1987 bis 1997 im Vergleich zum Mittel 1988 bis 1997 (aus Handke et al. 1999)

schränkt '97), sowie besonders trockene Frühjahre ('91, '96, '90, '93) erkennen. Das Jahr 1988 wies einen sehr nassen März auf, hingegen waren April/Mai überdurchschnittlich trocken. Acht von 11 Frühjahren wiesen unterdurchschnittliche Niederschläge auf.

Insgesamt traten in der Untersuchungsperiode starke Abweichungen der Jahrgänge des Niederschlages vom mittleren Jahresgang auf (s. Abb.3). Besonders auffällig ist das Jahr 1993 mit

einem extrem trockenen Frühjahr, aber einem nassen Sommer. Ein weiterer relativ niederschlagsreicher Sommer war 1988, relativ niederschlagsarm waren die Sommer 1992, 1995 und 1996.

Temperatur

Die Jahresgänge der Temperatur wiesen weniger starke Abweichungen auf als die des Niederschlages (s. Abb.4). In acht von 11 Sommern lagen die Monatsmit-

tel der Temperaturen über dem langjährigen Mittel. Überdurchschnittlich warm waren die Jahre 1991, 1992, 1994, 1995 und 1997, relativ kühl die Jahre 1988 und 1993. In fünf von 11 Wintern lagen die Temperaturen unter dem langjährigen Mittel. Die Jahre 1987, 1991, 1994, 1996 und 1997 wiesen zum Jahresanfang deutliche Frostperioden auf.

3. Material und Methodik

Aus dem Untersuchungsraum liegen zahlreiche zoologische Untersuchungen vor, die für diese Arbeit ausgewertet werden konnten. Die Methodik ist u.a. bei Handke (1993) dargestellt. Grundlagen dieser Arbeit sind u.a.:

- Übersichtskartierung der Bremer Universität 1982 für das Landschaftsprogramm (Nettmann 1991)
- Kartierungen der Landschaftsökologischen Forschungsstelle Bremen (LFB) 1985 bis 1995, insbesondere im Rahmen von Erfolgskontrollen (Handke 1993, Hobrecht & Handke 1995, Handke et al. 1996 und Handke et al. 1999)
- Einjährige Kartierungen zur Bewertung von Eingriffen (z.B. Ökologis 1995 im Werderland)
- regelmäßige Zählungen von Brut- und Rastvögeln (Handke 1996, Handke & Eikhorst 1996, Eikhorst & Handke 1999, Handke & Menke in Vorber.)
- Amphibien-Kartierungen auf Probestflächen (Handke et al. 1999)
- Kartierungen von Heuschrecken, Laufkäfern, Libellen und Tagfaltern auf Probestflächen und Übersichtskartierungen (z.B. Handke 1990, Handke & Handke 1992, Handke 1995, Grotjahn & Handke 2000)
- Käscherränge auf Probestflächen zur Erfassung phytophager Insekten (Bernhardt & Handke 1998)
- Eklektor-Untersuchungen (Handke & Menke 1996)
- Barberfallen-Untersuchungen auf über 200 Standorten mit je 5 Fallen (Handke 1995, Handke et al. 1999)
- Untersuchungen der Gewässerfauna (Wanzen, Käfer, Mollusken) auf über 100 Probestandorten (Handke 1993, Handke et al. 1999)

Im Rahmen dieser Untersuchungen liegen teilweise mehrjährige Erhebungen vor. So wurden Libellen, Heuschrecken, Tagfalter und Laufkäfer im Bereich des GVZ-Ausgleichsgebietes seit 1987 (u.a. Handke 1993, Handke et al.

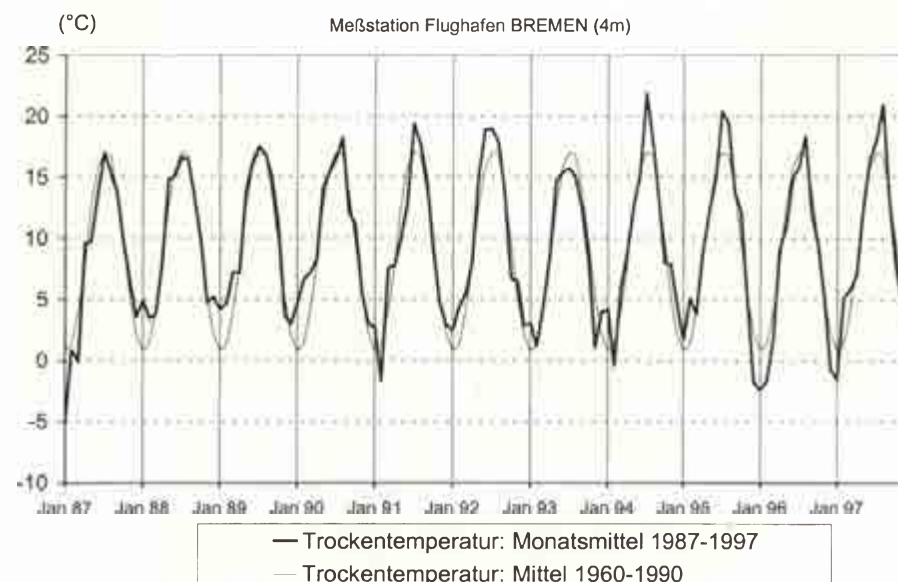


Abb. 4: Trockentemperatur Monatsmittel 1987 bis 1997 im Vergleich zum langjährigen Mittel 1960 – 1990 (aus Handke et al. 1999)

1999) und im Bereich der Huchtinger Ochtum im Zeitraum 1990 bis 1994 kartiert (Handke et al. 1997). Im Werderland begann ein umfangreiches, auf 10 Jahre angelegtes Untersuchungsprogramm 1998 (Olbricht 1999).

Erst im Rahmen von Erfolgskontrollen wurden Tagfalter und Heuschrecken seit 1988 regelmäßig auch in Grünlandgebieten mit bearbeitet. Dabei zeigte sich in einzelnen Gebieten, wie dem Warfeld (Handke et al. 1997) oder dem GVZ-Ausgleichsgebiet, eine positive Entwicklung (Handke et al. 1999). Um zu überprüfen, ob diese Veränderungen auf die Ausgleichsmaßnahmen oder auf überregionale Ursachen zurückzuführen sind, führten wir 1996/97 eine Wiederholungskartierung der Heuschreckenfauna im gesamten Bereich von Nieder- und Ochtumniederung und Ochtumstrand durch (Grotjahn & Handke 2000).

4. Die Fauna des Untersuchungsgebietes (Bremer Flussmarsch) in den 80er Jahren – eine kurze Übersicht

Die Fauna der Flussmarschen lässt sich in den 80er Jahren wie folgt charakterisieren:

- artenreiche Gewässerfauna (Wanzen, Mollusken, Fische)
- artenreiche Feuchtgrünlandfauna (Wiesenbrüter, Schwebfliegen, Laufkäfer)
- artenarme Wirbellosenfauna im „Normalgrünland“ (z.B. Tagfalter, Heuschrecken, Blattkäfer, Wanzen)
- die meisten Arten konzentrieren sich bei vielen Wirbellosengruppen auf die sekundär entstandenen Sandspülfelder (Tagfalter, Heuschrecken, Wanzen, Blattkäfer)
- typisch ist das Vorkommen von Küstenarten (z.B. die Laufkäfer *Bembidion lunatum* und *B. aeneum*, die Seidenbiene *Colletes marginalis*, die Spinnen *Lepthorhoptrum robustum* und *Erigone arctica*)
- wärmeliebende Arten sind sehr selten und meist auf Sandstandorte beschränkt
- Tagfalter und Heuschrecken sind in den Grünlandgebieten mit so wenigen Arten und Individuen vertreten, dass diese Tiergruppen im Bremer Raum bei Kartierungen kaum berücksichtigt werden (so wurden diese Artengruppen auch bei dem landesweiten Erfassungsprogramm 1981-1984 nicht kartiert (Nettmann 1991)).

5. Aktuelle Veränderungen in der Wirbellosenfauna

5.1 Überblick

In den Tabellen 1 und 2 sind die Insektenarten aufgeführt, die im Untersuchungsraum neu festgestellt worden sind bzw. die ihr Verbreitungsgebiet erheblich ausgedehnt haben. Dabei ist der Anteil neu registrierter Arten bei einigen Tiergruppen wie Libellen und Tag- und Dickkopffaltern mit über 20 % erheblich (siehe Abb. 5). Bei Heuschrecken und Tagfaltern konnten auch viele Arten ihr Areal erweitern (siehe Tab. 2).

5.2 Heuschrecken (Saltatoria)

Diese Tiergruppe wurde 1986-88 und 1996/97 im gesamten Untersuchungsraum (Handke & Handke 1992, Grotjahn & Handke 2000) und seit 1988 regelmäßig in den Ausgleichsflächen für das GVZ Bremen (Handke 1993) und im Bereich der Ochtumverlegung/ Warfeld kartiert (Handke et al. 1997).

Metrioptera roeseli und *Chrysocraon dispar* sind in o.g. Ausgleichsflächen neu eingewandert und werden dort seit 1992 regelmäßig festgestellt. *Omocestus viridulus*, *Chorthippus biguttatus*, *C. parallelus* und *C. apricarius* haben ihr Areal erheblich erweitert. Deutlich wird eine Zunahme auch bei einer Auswertung der regelmäßigen Barber-



Photo 5: Die Heuschreckenfauna im Grünland der Flussmarschen war in den 80er Jahren sehr arten- und individuenarm. In den ersten Untersuchungsflächen war der Weißbrandige Grashüpfer (*Chorthippus albomarginatus*) die einzige Art. (Photo: P. Handke)



Photo 6: In den 80er Jahren beschränkte sich das Vorkommen der meisten Tagfalterarten in der Flussmarsch auf Saumbiotop und Brachen. Das Ochsenauge (*Mäniola jurtina*) war eine typische Art solcher Lebensräume. (Photo: P. Handke)



Photo 7: Die Große Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) wurde 1992 erstmals im Bereich der Flussmarschen beobachtet und wird seitdem alljährlich nachgewiesen. (Photo: P. Handke)

fallenuntersuchungen. In den 80er Jahren waren Heuschrecken im „normalen“ Grünland der Flussmarsch selten und wurden fast nie mit Barberfallen nachgewiesen (Handke 1993). Es wurde daher vermutet, dass Heuschrecken sich fast ausschließlich in den ungenutzten Randstrukturen, wie Grabenrändern, Wegsäumen und Dämmen, entwickeln (Handke & Handke 1992). Seit 1990 treten adulte Feldheuschrecken regelmäßig bei den Barberfallenuntersuchungen in den Ausgleichsflächen auf, insbesondere *Chorthippus albomarginatus* und *C. parallelus* (Handke 1997, Handke et al. 1997).

Die Kartierungen im übrigen Nieder- vieland in den Jahren 1996 bis 1997 haben diese Entwicklung auch außerhalb der Ausgleichsflächen bestätigt (Grot- jahn & Handke 2000) Die Grünlandflä- chen werden von mehr Heuschrecken- arten und -individuen besiedelt und viele Larvenfunde deuten darauf hin, dass die Entwicklungsbedingungen für Heu- schrecken im Grünland besser geworden sind. Als einzige Heuschreckenarten haben sich das Heimchen (*Acheta dome- stica*) und die Große Goldschrecke (*Chry- sochraon dispar*) seit 1992 im Nieder- vieland neu angesiedelt. Bis Anfang der 90er Jahre waren aus Bremen nur sehr wenige Beobachtungen einzelner geflü- gelter Männchen der Großen Gold- schrecke (*Chrysochraon dispar*) bekannt (Grünitz 1992). 1991 wurden erstmalig

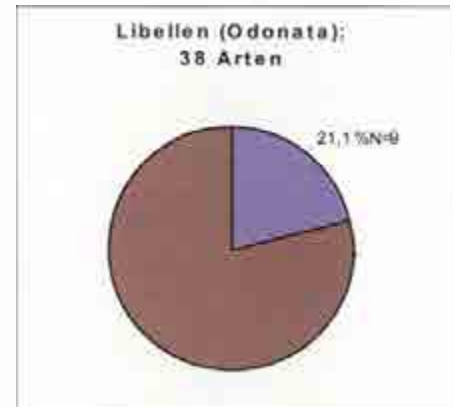


Abb.5: Anteil der im Zeitraum von 1985-1995 neu aufgetretenen Tierarten bei verschiedenen Wirbellosengruppen in der Bremer Flussmarsch (Niedervieland/ Werderland)



Photo 8: Der Trauermantel (*Nymphalis antiopa*) wurde 1989 erstmalig in den Fluss- marschen registriert. (Photo: P. Handke)

ca. 20 Exemplare von K. Handke an der A1 bei Arsten ca. 20 km von den näch- sten Vorkommen entfernt nachgewie- sen. 1992 wurden die ersten Tiere im Nieder- vieland beobachtet. Seitdem wird die Art dort regelmäßig in feuchten Brä- chen und an Grabenrändern registriert. Auch im übrigen Bremer Raum nehmen Beobachtungen in feuchten Brä- chen zu, so nach eigenen Beobachtungen im NSG

Tab. 1: Übersicht über die im Bereich der Bremer Flussmarsch im Zeitraum 1985 bis 1999 neu eingewanderten Wirbellosenarten

Heuschrecken (Saltatoria):	Große Goldschrecke (<i>Chrysochraon dispar</i>) Heimchen (<i>Acheta domestica</i>)
Libellen (Odonata):	Gemeine Winterlibelle (<i>Sympecma fusca</i>) Späte Adonislibelle (<i>Ceragrion tenellum</i>) Südl. Binsenjungfer (<i>Lestes barbarus</i>) Kleines Granatauge (<i>Erythromma viridulum</i>) Westliche Keiljungfer (<i>Gomphus pulchellus</i>) Große Heidelibelle (<i>Sympetrum striolatum</i>) Gebänderte Heidelibelle (<i>Sympetrum pedemontanum</i>) Sumpf-Heidelibelle (<i>Sympetrum depressiusculum</i>)
Tagfalter/ Dickkopffalter (Lepidoptera):	Schwalbenschwanz (<i>Papilio machaon</i>) Resedafalter (<i>Pontia daplidice</i>) Postillon (<i>Colias crocea</i>) Trauermantel (<i>Nymphalis antiopa</i>) C-Falter (<i>Polygonia c-album</i>) Kaisermantel (<i>Argynnis paphia</i>) Rotbraunes Ochsenauge (<i>Pyronea tithonus</i>) Kleiner Perlmutterfalter (<i>Issoria lathonia</i>) Faulbaum-Bläuling (<i>Celastrina argiolus</i>) Spiegelfleck-Dickkopffalter (<i>Heteropterus morpheus</i>) Rostfarbiger Dickkopffalter (<i>Ochlodes venatus</i>) Kommafalter (<i>Hesperia comma</i>) Gemeines Blutströpfchen (<i>Zygaena filipendulae</i>)
Laufkäfer (Carabidae):	<i>Calosoma maderae</i> , <i>Methophonus punctipes</i> , <i>Panagaeus bipustulatus</i> , <i>Bembidion fumigatum</i>
Blattkäfer (Chrysomelidae):	<i>Hispella atra</i>
Rüsselkäfer (Curculionidae):	<i>Larinus planus</i> , <i>Rhinocyllus conicus</i>

Tab. 2: Übersicht über die Tierarten, die im Zeitraum von 1985 bis 1999 im Bereich des Niedervielandes/ Bremer Flussmarsch deutlich zugenommen bzw. ihr Areal erweitert haben

Libellen (Odonata)	Kleine Pechlibelle (<i>Ischnura pumilio</i>) Großes Granatauge (<i>Erythromma najas</i>) Große Königslibelle (<i>Anax imperator</i>) Gefleckte Heidelibelle (<i>Sympetrum flaveolum</i>)
Tagfalter/ Dickkopffalter (Lepidoptera)	Goldene Acht (<i>Colias hyale</i>) Tagpfauenauge (<i>Inachis io</i>) Distelfalter (<i>Vanessa cardui</i>) Landkärtchen (<i>Araschnia levana</i>) Kleiner Feuerfalter (<i>Lycaena phlaeas</i>) Hauhechelbläuling (<i>Polyommatus icarus</i>) Ockergelber Braundickkopffalter (<i>Thymelicus sylvestris</i>) Schwarzkolbiger Braundickkopffalter (<i>Thymelicus lineola</i>)
Laufkäfer (Carabidae)	<i>Bembidion aeneum</i> , <i>Poecilus cupreus</i> , <i>P. versicolor</i>
Sonstige Käfer (Coleoptera)	u.a. <i>Hygrobia hermanni</i> , <i>Ocyrops olens</i> , <i>Melolontha melolontha</i> , <i>Cetonia aurata</i> , <i>Trichius fasciatus</i> , <i>Aromia moschata</i> , <i>Clytus arietis</i> , <i>Cryptocephalus moraei</i> , <i>Sermylissa halensis</i>
Wanzen (Heteroptera)	u.a. <i>Ranatra linearis</i> , <i>Aelia acuminata</i> , <i>Neotiglossia pusilla</i> , <i>Dolycoris baccarum</i> , <i>Eurydema oleraceum</i> , <i>Zikrona coerulea</i> , <i>Ischnodema sabuleti</i> , <i>Thyreocoris scarabocoides</i> , <i>Lignotus limbatus</i>

„Borgfelder Wümmewiesen“ und auf innerstädtischen Ruderalflächen 1996. 1994 wurde die Art auch von U. Handke erstmalig für das Werderland bestätigt (Ökologis 1995). Nach Hochkrich & Klugkist (1998) existieren kleinere Populationen seit 1995/1996 regelmäßig in den Wümmewiesen, der Hemelinger Marsch und dem Blockland und es wurden auch kurzflügelige Tiere beobachtet. Das Heimchen wurde bisher nur einmal nachgewiesen. Diese Art ist im Bremer Stadtgebiet deutlich häufiger geworden (Hochkrich & Klugkist 1998).

Ein Vergleich der Kartierungen im Bereich Niedervieland/ Ochtumniederung im Verlauf der letzten 10 Jahre zeigt erhebliche Unterschiede in der Verbreitung vieler Arten. Deutliche Ausbreitung wurde bei 11 Arten, eine Abnahme bei 5 Arten festgestellt. Veränderungen sind am Beispiel von drei Arten (*Chorthippus apricarius* und *C. biguttulus* mit Zu-, *Omocestus viridulus* mit Abnahme) dargestellt (siehe Abb. 6-8).

5.3 Libellen (Odonata)

Quantitative Untersuchungen zu Veränderungen in der Libellenfauna liegen aus dem Untersuchungsraum nicht vor. Allerdings wurden eine Reihe von Kartierungen durchgeführt, die qualitative Veränderungen belegen (z.B. Ökologis 1995 und Hobrecht & Handke 1995 im Werderland, Handke et al. 1997 und Handke et al. 1999 im Niedervieland).

Mit dem Nachweis von 8 „neuen“ Arten innerhalb eines Jahrzehntes hat sich die Libellenfauna der Flussmarsch erheblich verändert. Bei keiner anderen Tiergruppe mit Ausnahme der Tagfalter war die Veränderung des Artenspektrums so deutlich ausgeprägt. Zumindest drei Arten sind in den letzten Jahren regelmäßig zu beobachten (*Sympetrum striolatum*, *S. pedemontanum*, *Erythromma viridulum*) und von fünf Arten liegen zumindest aus einem Jahr Indigenitätsnachweise vor (alle drei *Sympetrum*-Arten, *Erythromma viridulum*, *Sympecma fusca*).

Bemerkungen zu ausgewählten Arten:

Sympecma fusca (Gemeine Winterlibelle)

Erstmals wurde diese Art für Bremen 1997 an einem stark mit Schachtelhalm verwachsenen Graben in Brokhuchting /



Photo 9. Der Bunte Grashüpfer (*Omocestus viridulus*) ist im Verlauf der letzten 10 Jahre in den Bremer Flussmarschen sehr selten geworden. (Photo: P. Handke)

Niedervieland von Arlt und Ewers beobachtet. An einem benachbarten Teich konnte Adena (1998) im gleichen Jahr durch Exuvienfunde die erfolgreiche Vermehrung der Art belegen. Bereits im Folgejahr konnte *Sympecma fusca* hier nicht mehr nachgewiesen werden.

Ceriagrion tenellum

(Späte Adonislille)

Eine mediterrane Art, die in Norddeutschland nur sehr lokal an Moor- und Heidegewässern nachgewiesen wird. Bodenständige Vorkommen aus dem Bremer Raum sind nicht bekannt (Breuer et al. 1991). Die nächsten Vorkommen liegen bei Großenkneten / Wildeshausen (Handke 1994). P. Holthausen fing am 31.7.1990 erstmalig seit 1901 in Bremen ein Männchen dieser Art an ei-

Tab.3: Veränderungen in der Heuschreckenfauna im Bereich Niedervieland/Ochtumniederung und Ochtumsand – Ergebnisse der Kartierungen von K. & U. Handke & F. Grotjahn 1986 bis 1997 (ausgewählte Arten). Anzahl besetzter Raster (25ha) in Klammern; Rangfolge nach Verbreitung; X= Art wurde nicht vergleichbar erfasst.

deutscher Name	lateinischer Name	1986-88	1996-97
Neue Nachweise/Ausbreitung:			
Weißbrandiger Grashüpfer	<i>Chorthippus albomarginatus</i>	86 (2)	134 (2)
Nachtigall-Grashüpfer	<i>Chorthippus biguttulus</i>	52 (6)	142 (1)
Großes Heupferd	<i>Tettigonia viridissima</i>	55 (5)	96 (3)
Roesels Beißschrecke	<i>Metrioptera roeseli</i>	14 (13)	34 (9)
Feld-Grashüpfer	<i>Chorthippus apricarius</i>	14 (14)	36 (8)
Strauschschrecke	<i>Pholidoptera griseoptera</i>	72 (4)	86 (5)
Brauner Grashüpfer	<i>Chorthippus brunneus</i>	49 (8)	65 (6)
Verkannter Grashüpfer	<i>Chorthippus mollis</i>	1 (19)	4 (15)
Große Goldschrecke	<i>Chrysocraon dispar</i>	-	3 (17)
Punktierte Zartschrecke	<i>Leptophyes punctatissima</i>	-	1 (19)
Heimchen	<i>Acheta domestica</i>	-	1 (20)
keine deutlichen Veränderungen:			
Kurzflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus dorsalis</i>	97 (1)	93 (4)
Sumpfschrecke	<i>Stetophyma grossum</i>	26 (12)	20 (11)
Gefleckte Keulenschrecke	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	14 (15)	11 (12)
Säbel-Dornschröcke	<i>Tetrix subulata</i>	8 (16)	7 (13)
Blaüflügelige Ödlandschrecke	<i>Oedipoda caerulescens</i>	5 (17)	4 (16)
Langfühler-Dornschröcke	<i>Tetrix tenuicornis</i>	1 (18)	1 (21)
Gemeine Eichenschrecke	<i>Meconema thalassinum</i>	X	X
Abnahmen:			
Gemeiner Grashüpfer	<i>Chorthippus parallelus</i>	84 (3)	65 (7)
Zwitscher-Heupferd	<i>Tettigonia cantans</i>	41 (9)	32 (10)
Wiesen-Grashüpfer	<i>Chorthippus dorsatus</i>	31 (10)	3 (18)
Gemeine Dornschröcke	<i>Tetrix undulata</i>	51 (7)	5 (14)
Bunter Grashüpfer	<i>Omocestus viridulus</i>	29 (11)	1 (22)

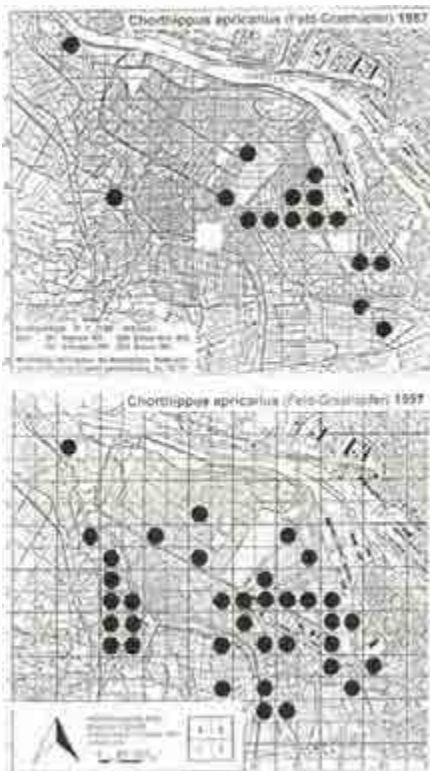


Abb. 6: Verbreitung von *Chorthippus apricarius* im Bereich Nieder- und Ochtum in 1987 und 1997; Ergebnisse einer Rasterkartierung (25 ha-Raster); Quellen: Handke & Handke (1992) und Grotjahn & Handke (2000).

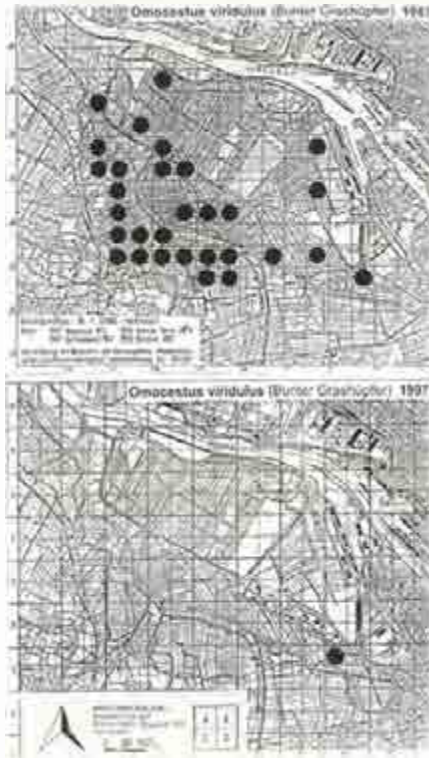


Abb. 7: Verbreitung von *Omocestus viridulus* im Bereich Nieder- und Ochtum in 1987 und 1997; Ergebnisse einer Rasterkartierung (25 ha-Raster); Quellen: Handke & Handke (1992) und Grotjahn & Handke (2000).

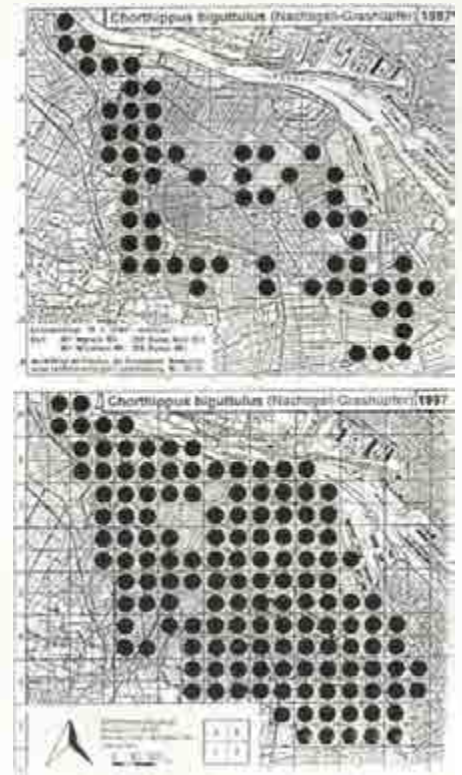


Abb. 8: Verbreitung von *Chorthippus biguttulus* im Bereich Nieder- und Ochtum in 1987 und 1997; Ergebnisse einer Rasterkartierung (25 ha-Raster); Quellen: Handke & Handke (1992) und Grotjahn & Handke (2000).

nem Teich am Güterverkehrszentrum Bremen mit Flatterbinsensaum.

Erythromma viridulum (Kleines Granatauge)

Erstmals wurde diese Art am 29.6.1992 an einem kleinen, neu angelegten Teich mit *Potamogeton alpinus* im Ausgleichsgebiet für das Güterverkehrszentrum Bremen in einem Exemplar nachgewiesen (K. Handke). Im gleichen Jahr wurde die Art an 14 weiteren Stellen in und um Bremen registriert (Fliedner 1993). In den Folgejahren hat sich die Ausbreitungstendenz verstärkt. So liegen aus dem Nieder- und Ochtum bisher über 10 Fundpunkte und aus dem Werderland 1994 7 Fundpunkte (Ökologis 1995) vor. Die Art besiedelt größere Gewässer wie den Hunger See, neu angelegte Teiche und Fleete und ist stellenweise sehr häufig. So zählte K. Handke 1994 über 100 Exemplare am Mühlhauser Fleet im Nieder- und Ochtum. Ein weiteres großes Vor-

kommen existierte 1996 auf einem neu angelegten Spülfeldteich bei Hasenbüren (K. Handke, H. Klugkist).

Bei einer Untersuchung 1997 im GVZ-Ausgleichsgebiet zählte *Erythromma viridulum* neben *Coenagrion pulchellum* und *Ischnura elegans* zu den häufigsten Libellenarten (Adena 1998) (siehe Abb.9).

Lestes barbarus (Südliche Binsenjungfer)

Diese Art wurde 1994 erstmals für die Bremer Flussmarsch und das Bundesland Bremen registriert. Fliedner fand 2 Exemplare an einem neu angelegten Sandgewässer am Spülfeld Mittelsbüren im Werderland (Hobrecht & Handke 1995) und U. Handke 1 Exemplar an Angelteichen auf dem Klöckner-Gelände im Werderland (Ökologis 1995). 1996 wurde die Art erstmals auch im Nieder- und Ochtum nachgewiesen: 1 Ex. am 19.8. an einem Graben (Grotjahn/Haupt). Diese

Art scheint sich auch überregional auszubreiten (Ott in diesem Band). So wurde 1996 auch ein neues Vorkommen von K. Handke an einem kleinen Tümpel bei Achim entdeckt (ca. 20 Ex., mindestens 5 Paarungsräder).

Somatochlora metallica (Glänzende Smaragdlibelle)

In Bremen (ohne Bremerhaven) wurde diese Art bis 1990 nur sehr selten mit nur 3 Fundorten nachgewiesen (Breuer et al. 1991). Am 28.5.1993 wurde die Art von K. Handke erstmals für die Bremer Flussmarsch registriert: 1 Exemplar an einem neu angelegten breiten Graben mit Erlenbewuchs am Güterverkehrszentrum Bremen im Nieder- und Ochtum. 1997 wurde die Art 2x in Einzeltieren in Brokhuchting beobachtet (Adena 1998). 1998 konnte ein Tier auch im zentralen Werderland beobachtet werden (Handke 1999).

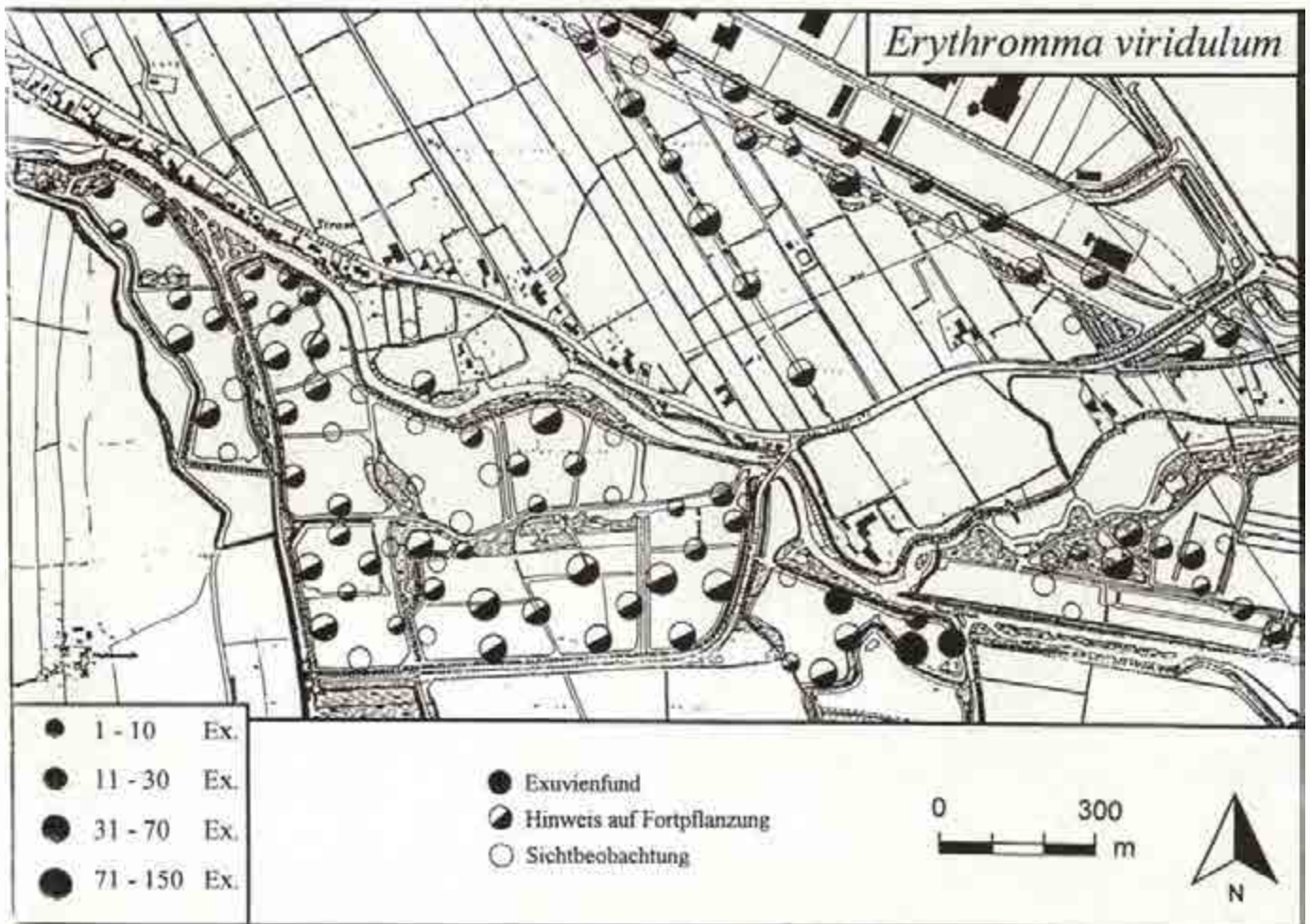


Abb. 9: Verbreitung des Kleinen Granatauges (*Erythromma viridulum*) im GVZ Ausgleichsgebiet 1997 – dargestellt sind die Maximalzahl der je Gewässerabschnitt angetroffenen Individuen (Einteilung in Größenklassen) und der Status (aus Adena 1998).

Sympetrum depressiusculum (Sumpf-Heidelibelle)

Eine mediterran verbreitete Art, die in Norddeutschland nur selten beobachtet wird (z.B. Altmüller et al. 1981). Flidner wies die Art 1994 erstmalig für Bremen und die Bremer Flussmarsch an einem neu angelegten Gewässer am Spülfeld Mittelsbüren im Werderland nach und fand auch Exuvien (Hobrecht & Handke 1995). Das Vorkommen wurde auch 1995 (3 Ex. und ein Exuvienfund) und 1997 (4 Ex.) bestätigt (Hobrecht et al. 1998). 2 Exuvien wurden 1994 auch an den Klöckner-Klärteichen beobachtet (Ökologis 1993).

Sympetrum pedemontanum (Gebänderte Heidelibelle)

Diese Art breitet sich im Norddeutschen Raum aus und wurde in Bremen 1982 erstmalig an verschiedenen Stellen beobachtet (Breuer et al. 1991). Der Ver-

breitungsschwerpunkt lag in stark verlandeten Gräben. Im Verlauf der folgenden Jahre wurde die Art im Werderland, im Nieder- und Obervieland und in der Wümmeniederung nachgewiesen (Breuer et al. 1991). Im Niedervieland wurde die Art erstmalig von P. Holthausen in einem Exemplar an einem neu angelegten Graben im Ausgleichsgebiet für das Güterverkehrszentrum Bremen registriert. Seitdem liegen über 30 weitere Beobachtungen aus der Bremer Flussmarsch vor, mit dem Schwerpunkt auf neu angelegten Gräben und Teichen in den Ausgleichsflächen. Im Werderland wurde die Art 1994 in Einzeltieren an acht Stellen nachgewiesen (Ökologis 1995). 1995 und 1997 wurde die Art jeweils auch mit Exuvienfunden an einem neu angelegten Gewässer am Spülfeld Mittelsbüren registriert (Hobrecht et al. 1998). Am Rande des GVZ wurde 1997 in einem neu angelegten Graben die Indi-

genität durch einen Exuvienfund festgestellt (Adena 1998).

Sympetrum striolatum (Große Heidelibelle)

Bisher war diese Art in West-Niedersachsen und im Bremer Raum sehr selten (Breuer et al. 1991). In der Flussmarsch wurde die Große Heidelibelle erstmalig 1992 an drei Stellen in der neu angelegten Ochtrum und im Bereich Reedeich / Niedervieland angetroffen (Handke et al. 1997). 1994 wurde die Art von U. Handke bereits an 6 Probestellen im Werderland (darunter dreimal mit Fortpflanzungsverhalten) an Gräben und Teichen nachgewiesen (Ökologis 1995). 1995 und 1997 wurden bis zu 5 Ex. und 1995 auch Paarungen an einem neu angelegten Gewässer am Spülfeld Mittelsbüren beobachtet (Hobrecht et al. 1998). Im Sommer 1997 gelang Adena (1998) der Nachweis der Indigenität

durch vereinzelte Exuvienfunde an drei neu angelegten Teichen am GVZ/ Niedervieland. Die aktuelle Verbreitung im Bremer Raum ist in Abb. 10 dargestellt. Im Jahr 2000 wurde die Bodenständigkeit der Art auch für das NSG Borgfelder Wümmerriesen nachgewiesen.

5.4 Tagfalter, Dickkopffalter, Widderchen (Lepidoptera)

Auch bei dieser Tiergruppe liegen quantitative Untersuchungen nur kleinflächig im Bereich von Ausgleichsflächen vor (Handke & Hobrecht 1995, K. Handke in Vorber.). Die dort festgestellten Zunahmen lassen sich nicht eindeutig mit überregionalen Faktoren in Verbindung bringen, da in den Ausgleichsgebieten auch Grünland extensiviert und neue Biotopstrukturen geschaffen wurden (Handke 1993). Auffällig war aber der Nachweis von 13 Arten, die zu Beginn der 80er Jahre nicht festgestellt wurden (siehe Handke 1990). Zumindest vier Arten sind inzwischen bodenständig (*Argynnis paphia*, *Celastrina argiolus*, *Heteropterus morpheus*, *Ochlodes venatus*). Zwei dieser Arten sind in den letzten Jahren auch stellenweise häufig geworden (*Ochlodes venatus*, *Celastrina argiolus*). Sehr häufig geworden ist *Vanessa cardui*, eine Art, die sich seit 1996 auch an vielen anderen Stellen im Niedervieland erfolgreich fortgepflanzt hat. 1998 wurde erstmalig der Postillon (*Colias crocea*) an drei Stellen im Werderland und im Niedervieland registriert.

Bemerkungen zu ausgewählten Arten:

Papilio machaon (Schwalbenschwanz)

Im nördlichen Niedersachsen war die Art in den 70er und 80er Jahren sehr selten (Altmüller et al. 1981). Zum erstenmal fand K. Handke im Juli 1995 ein Exemplar in der Flussmarsch auf einer ehemaligen Ackerfläche im Polder Huchtinger Fleet/Niedervieland, die mit Rotklee eingesät wurde. Ein weiteres Exemplar stellten Klugkist u. Schlechtweg am 7. August 1996 auf einem Spülfeld bei Hasenbüren / Niedervieland fest. Ein weiteres Ex. wurde 1997 im Werderland beobachtet (Handke 1999).

Nymphalis antiopa (Trauermantel)

U. Handke wies die Art im Sommer 1989 erstmalig für die Flussmarsch am Außen-

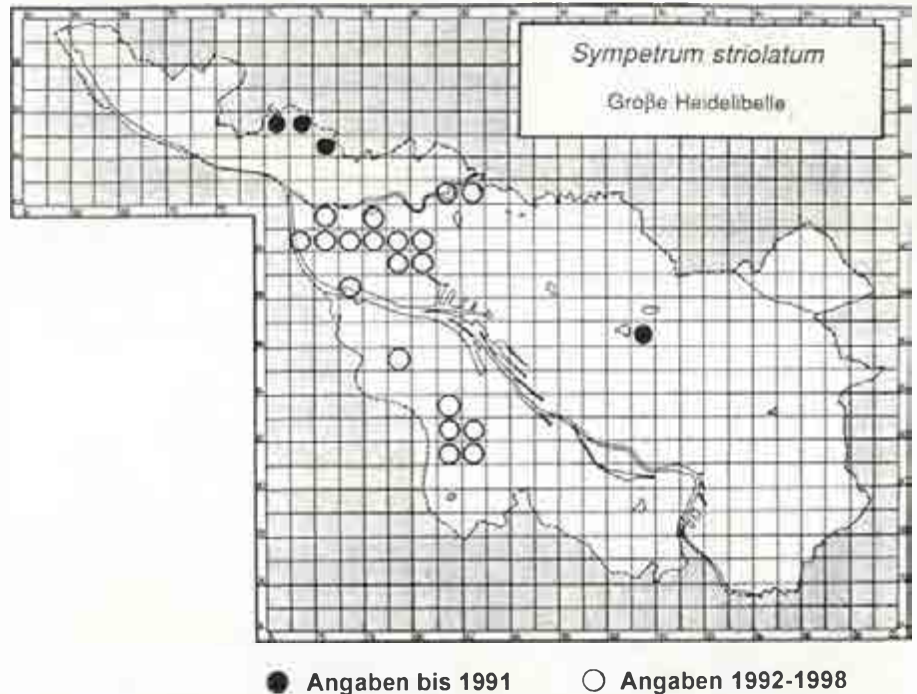


Abb. 10: Verbreitung der Großen Heidelibelle (*Sympetrum striolatum*) in Bremen (Stand 1999) (verändert n. Breuer et al. 1991); ergänzt n. Handke & Hobrecht 1994, Ökologis 1995 und Adena 1998)

handelszentrum Bremen nach (Handke 1990). Ein weiteres Exemplar sah H. Müller am 3.8.1996 im Bereich des Hochwasserrückhaltepolders am Neustädter Hafen. Die Art zeigt überregional Ausbreitungstendenz. So stellte K. Handke im Sommer 1995 einen Trauermantel im Warflether Sand / Landkreis Wesermarsch fest, Diesing (1996) führt die Art für den Landkreis Cloppenburg und Retzig (1995) für Ostfriesland auf.

Polygonia c-album (C-Falter)

Bei Altmüller et al. (1981) werden für diese Art aus dem nordwestlichen Niedersachsen überhaupt keine Funde aufgeführt. Auch diese Art, die nach Altmüller et al. (1981) im südlichen und östlichen Niedersachsen weit verbreitet ist, fehlte bisher in der Bremer Flussmarsch. Erstmalig wurde ein Tier im Sommer 1990 auf dem Ochturnsand festgestellt. Im April 1994 wurde ein weiteres Exemplar in Sandhausen am Rand der Ochturniederung und am 24.5.1995 ein Exemplar auf einer Ruderalfläche im westlichen Niedervieland in der „Ökozone“ registriert. Im Werderland wurde die Art erstmalig im Juli 1994 am Rand eines Gehölzes am Klöcknergelände

nachgewiesen (Ökologis 1995). Bisher fehlen in Bremen Fortpflanzungshinweise. Die nächsten bodenständigen Vorkommen liegen bei Verden (Altmüller et al. 1981).

Argynnis paphia (Kaisermantel)

Eine typische Art von Waldrändern, die in Bremen seit Jahrzehnten als ausgestorben galt. 1989 und 1994 wurde die Art an jeweils zwei Stellen im Werderland von der Gesellschaft für Landeskultur, Siegel und U. Handke nachgewiesen (Ökologis 1995). P. Handke beobachtete 1999 auch ein Ex. im Weyher Bruch in der Gemeinde Weyhe nur wenige km südlich der Landesgrenze von Bremen.

Issoria lathonia (Kleiner Perlmutterfalter)

Auch diese Art war früher in Nordwestdeutschland stellenweise sehr selten. Bei Altmüller et al. (1981) sind für das nördliche Niedersachsen nur Funde aus Ostfriesland aufgeführt. In Bremen war die Art in den 80er Jahren unbekannt. Seit 1996 wurde die Art mehrfach für die Bremer Flussmarsch nachgewiesen: ein Exemplar am Rand einer Sandgrube mit Ruderalvegetation im Niedervieland, am

19.8.1996. 1997 wurde der Kleine Perlmutterfalter in ca. fünf Ex. im Ochtum-sand und 1999 in einem Ex. am Dunger See/Werderland festgestellt (Handke 1999). Die Art gilt als flugschneller Wanderfalter (Weidemann 1988).

***Pontia daplidice*
(Resedafalter)**

Dieser Wanderfalter aus Südeuropa wurde im Sommer 1992 erstmalig von Ritzel für den Untersuchungsraum auf einem Spülfeld im Niedervieland registriert. 1995 erfolgten weitere Nachweise auf Spülfeldern im zentralen Niedervieland (mind. 3 Beobachtungen und ein Raupenfund) und mindestens 6 Beobachtungen im Grünland, in Brachen und Gehölzen im Werderland (Ökologis 1995). Diese Art wird auch von anderen Autoren für Norddeutschland neu gemeldet (Rettig 1995, Zucchi 1995).

***Colias crocea*
(Postillon)**

Auch dieser Wanderfalter war jahrzehntelang in Nordwestdeutschland überhaupt nicht nachgewiesen worden (Altmüller et al. 1991). Ein Tier wurde am 12.8.1998 von K. Mantel und K. Menke im zentralen Werderland und einige Tage später an zwei Stellen im Niedervieland beobachtet (Handke 1999). Die Art wurde im gleichen Jahr auch bei Achim (Haupt mdl. Mitt.) und in der Hammeniederung (Schikora mdl. Mitt.) angetroffen. Der Postillon gilt als der Wanderfalter unter den mediterranen Tagfaltern und wird in Süddeutschland vor allem zwischen Ende Juli bis Ende Oktober beobachtet. Die Art ist ein typischer Offenlandbewohner, der sich an Schmetterlingsblütlern entwickelt (Ebert & Rennwald 1991).

***Celastrina argiolus*
(Faulbaumbälbling)**

Auch diese in Norddeutschland verbreitete Art (Altmüller et al. 1981) war bis 1992 aus der Bremer Flussmarsch unbekannt (z.B. Handke 1990). Seitdem liegen aus dem Niedervieland über 20 Beobachtungen aus Brachen und Gehölzen vor. Im Werderland konnte U. Handke 1994 die Art an 13 Probestellen nachweisen (Ökologis 1995). 1999 wurden zwei Ex. des Faulbaumbälblings von J. Adena und K. Menke im Weyher Bruch in der Gemeinde Weyhe, südl. von Bremen, beobachtet.

***Pyronia tithonus*
(Rostbraunes Ochsenauge)**

Eine weitere bemerkenswerte Beobachtung war der Nachweis des Rostbraunen Ochsenauges (*Pyronia tithonus*), einer bundesweit und in Niedersachsen gefährdeten Art. Ein Exemplar wurde am 12.8.1998 von K. Mantel und K. Menke im Werderland beobachtet. Nach Weidemann (1988) ist die Art von Süd- und Mitteleuropa bis nach Südengland und Dänemark verbreitet, entwickelt sich an Gräsern und ist eine typische Art von Halbtrockenrasen, Waldsäumen, Heiden, Kiefernwäldern und Zwischenmooren.

***Heteropterus morpheus*
(Spiegelfleck-Dickkopffalter)**

Im Juni 1992 wurde die Art erstmalig an zwei Stellen im Niedervieland festgestellt. Die Art fliegt dort seitdem regelmäßig über feuchten Brachen mit Reitgras (*Calamagrostis epigeios*) und ist dort wohl bodenständig. Sie ist die einzige tagfliegende Falterart im Untersuchungsraum mit einer deutlichen Präferenz für Feuchtgebiete. Im Werderland wurde die Art erstmalig 1994 an vier Stellen in Feuchtbrachen registriert (Ökologis 1995). 1998 und 1999 wurde die Art im Werderland an vier bis sechs Probestellen mit über 50 Ex. beobachtet (Handke 1999). Bisher galt die Art im Bremer Raum als selten und war nur von wenigen Stellen aus den Wümmewiesen und den Hammewiesen bekannt (Schikora 1988).

Auch andere eigene Beobachtungen, z.B. an der Universität Bremen 1994, deuten auf eine Ausbreitungstendenz dieser Art hin.

***Hesperia comma*
(Kommalfalter)**

Diese Art ist im Bremer Raum nur von wenigen Stellen am Geestrand (Siegel mdl. Mitt.) und aus den Hammewiesen (Schikora 1988) bekannt. U. Handke wies die Art in jeweils einem Tier 1994 im Werderland am Rand eines Birken-Vorwaldes und in einer Ruderalfläche nach (Ökologis 1995).

***Ochlodes venatus*
(Rostfarbiger Dickkopffalter)**

Erstmalig trat die Art im Juni 1992 an mindestens vier Stellen in Ausgleichsflächen im Niedervieland auf (Handke et al. 1997). Seitdem wird sie auch im übrigen Niedervieland in wenigen Tieren

regelmäßig beobachtet. Neuere Kartierungen aus dem Werderland erbrachten 1994 sogar Nachweise von 18 Probestellen. Auf trockenen Ruderalflächen und am Rand von Gehölzen war die Art sogar stellenweise häufig (Ökologis 1995).

***Zygaena filipendula*
(Gemeines Blutströpfchen)**

Ein Exemplar des Gemeinen Blutströpfchens wurde am 27.7.1999 von J. Adena und K. Menke auf dem Spülfeld Mittelsbüren im Werderland beobachtet (Handke 1999). Von dieser Art fehlen weitere aktuelle Funde aus dem Bremer Raum.

5.5 Wanzen (Heteroptera)

Untersuchungen im Rahmen der Bewertungen von Eingriffen und Erfolgskontrollen in den letzten Jahren zeigten quantitative und qualitative Veränderungen in der Wanzenfauna, auf die hier allerdings nur kurz eingegangen werden kann. Insbesondere in den trockenen Ruderalbeständen und in den Sandrasen sind wärmeliebende Arten neu aufgetreten bzw. häufiger geworden (z.B. *Lignotus limbosus*, *Thyreocoris scarabaeoides*, *Arenocoris falleni*, *Chorosoma schillingi*, *Carpocoris fuscispinus*, *Neotiglossia pusilla* und *Aelia acuminata*).

Bei den Wasserwanzen war die Zunahme von *Ranatra linearis* sehr auffällig (Handke et al. 1997, Handke et al. 1999, Bernhardt & Handke 1998).

Allgemein hat die Arten- und Individuenzahl der Wanzen an vielen Probestellen zugenommen. Dies zeigte sich auch bei mehrjährigen Untersuchungen im Warfeld (Handke et al. 1997).

5.6 Laufkäfer (Carabidae)

Untersuchungen mit gleicher Methodik in den Ausgleichsflächen für das GVZ Bremen und an der Huchtinger Ochtum (Handke 1993, Handke et al. 1997) zeigen erhebliche Veränderungen im Vorkommen vieler Arten an, die sicherlich Folgen von Ausgleichsmaßnahmen (z.B. Überstauung von Grünland und Schaffung neuer Lebensräume) sind (siehe Handke 1993). Deutlich war aber eine Zunahme von Arten, die typisch für Flussmarschen sind, wie z.B. *Bembidion aeneum* und *Poecilus cupreus* (Handke 1992, Dülge et al. 1994) und die Abnahme von Feuchtgrünlandarten, wie z.B.

Pterostichus nigrita, *Pt. strenuus* und *Pt. diligens*. Die Zunahme von *B. aeneum* und *P. cupreus* lässt sich allerdings nicht nur mit Überstauungsmaßnahmen erklären, da diese Arten auch außerhalb der Ausgleichsflächen zugenommen haben (Handke 1992). *B. aeneum* und *P. cupreus* waren früher im Bremer Raum im Grünland ausgesprochen selten (Mossakowski 1991, eigene Untersuchungen). Erst Anfang der 90er Jahre wurden beide Arten im Grünland der Flussmarschen häufiger festgestellt. Inzwischen gehören beide zu den häufigsten Laufkäferarten in allen Grünlandstandorten (Handke 1995). *B. aeneum* ist sogar die häufigste Laufkäferart im gesamten Nordniederrhein geworden. *P. cupreus* wurde auch im Hamburger Raum in den letzten Jahren häufiger registriert (Gürlich mdl. Mitt.). Von *B. aeneum* liegen inzwischen auch außerhalb der Flussmarschen im Bereich der Wüme weitere Funde vor (Andretzke mdl. Mitt.). Eine weitere Art mit Ausbreitungstendenz ist *B. fumigatum*, die Mitte der 90er Jahre erstmals im Nordniederrhein auftrat und inzwischen an über 20 Fundorten im Werderland und Nordniederrhein nachgewiesen wurde (Röhrliche, Feuchtbrachen, Überschwemmungsflächen). Diese Art wurde auch überregional häufiger festgestellt (Handke in Vorber.)

Um zu überprüfen, ob sich großflächig die Laufkäferfauna im Nordniederrhein verändert hat, wurden 1995 an sieben Standorten, die bereits 1986 untersucht worden sind, Wiederholungskartierungen durchgeführt. Dabei wurden Grünlandstandorte, Grabenränder und jeweils ein Deich und ein Sandrasen untersucht. Die durchschnittliche Arten- und Individuenzahl hat sich kaum verändert. Bei einigen Arten ergaben sich allerdings deutliche Verschiebungen der Häufigkeiten. Neben der Zunahme von *B. aeneum* und *P. cupreus* waren starke Abnahmen von *Amara lunicollis*, *A. communis*, *Dyschirius globosus*, *Loricera pilicornis*, *Pterostichus strenuus* und *Pt. minor* zu verzeichnen. Die meisten dieser Arten besiedeln mesophiles bis feuchtes Grünland.

Aufschlussreich ist auch ein Vergleich der Untersuchungen, die 1982 von Mossakowski (1991) im mesophilen Grünland des Nordniederrheins durchgeführt wurden (Untersuchungsmaterial: 454 Ex. an 20 Standorten) mit aktuellen Kartierungen. Im mesophilen Grünland

waren 1982 die häufigsten Arten *Pterostichus melanarius* (30,6 %), *Pt. strenuus* (21,4 %), *Poecilus versicolor* (5,7 %) und *Pt. vernalis* (5,5 %) (Mossakowski & Paje 1983). Im Zeitraum von 1986 bis 1990 waren davon drei Arten auf acht Standorten mit 2702 Exemplaren immer noch häufig (*P. versicolor* (24,7 %), *Pt. melanarius* (20,5 %) und *Pt. strenuus* (9,7 %)).

Bei aktuellen Kartierungen ab 1993 wurden auf vier Standorten im mesophilen Grünland mit 2573 Exemplaren völlig andere Dominanzen registriert: die häufigsten Arten waren *Poecilus versicolor* (50,1 %) und *P. cupreus* (19,4 %). Neu aufgetreten sind *B. aeneum* mit 0,8 % und die Arten *Pt. strenuus* (1,2 %) und *Pt. melanarius* (3,2 %) sind deutlich seltener geworden. Diese Ergebnisse werden auch durch Untersuchungen aus dem Warfeld von U. Handke bestätigt (Handke et al. 1997). Trotz der 1990 eingeleiteten Vernässungsmaßnahmen nahm *P. cu-*

preus im Verlauf von fünf Untersuchungsjahren zu, die hygrophile Art *Pterostichus nigrita* hingegen ab (siehe Abb.11). Dies entspricht auch den Ergebnissen auf den überstauten Grünlandflächen im GVZ-Ausgleichsgebiet. Nach der Überstauung treten bei fehlenden Niederschlägen „normale“ Grünlandarten vermehrt auf, wie *Poecilus versicolor* oder *P. cupreus*, während die Feuchtgrünlandart stark zurückgehen (Handke et al. 1999). Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Flussmarschenböden sehr schnell austrocknen. In einer seit 1988 intensiv mit Barberfallen untersuchten 4 ha großen Feuchtbrache im Nordniederrhein sank der prozentuale Anteil von Individuen typischer Feuchtgrünlandarten (Dülge et al. 1994) innerhalb von fünf Jahren offensichtlich als Folge der Trockenheit von 38,4 auf 1,9 %. Im feuchten Untersuchungsjahr 1997 war ein Anstieg auf 14% zu ver-

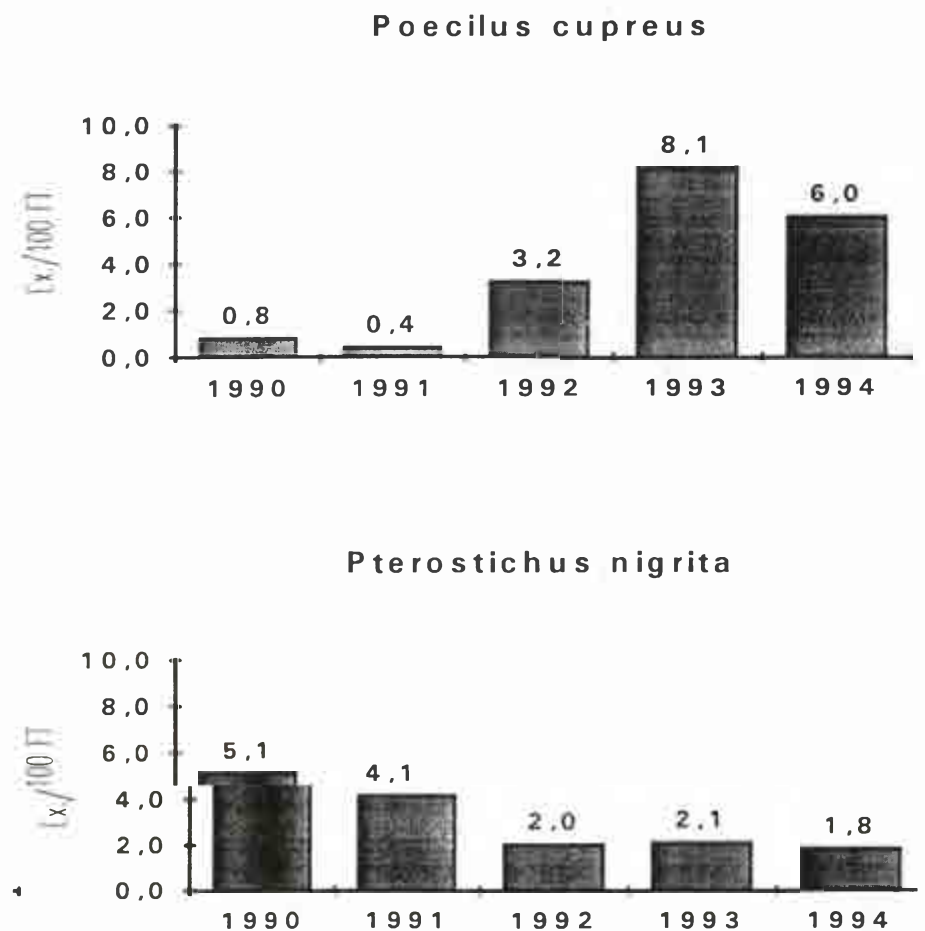


Abb. 11: Veränderungen der durchschnittlichen Aktivitätsdichte (Ex./100Fallentage) der Laufkäferarten *Poecilus cupreus* und *Pterostichus nigrita* in einem extensiv genutzten und im Winter teilweise überstauten Grünlandgebiet der Bremer Wertermarsch 1990-1994 (Warfeld/Nordniederrhein) (Hobrecht u. Handke 1995)

zeichnen (Handke et al. 1999).

Diese Ergebnisse beziehen sich ausschließlich auf Standorte, deren Nutzung nicht verändert worden ist und die nicht von den Ausgleichsmaßnahmen betroffen waren. Selbst wenn man berücksichtigt, dass Populationsschwankungen bei vielen Wirbellosen „normal“ sind (Remmert 1978) und man die Daten durch weitere längerfristige und großräumige Untersuchungen absichern muss, deutet sich doch an, dass es erhebliche Veränderungen in der Laufkäferfauna der Flussmarschen gibt. Besonders auffällig wird dies in „normal“ genutztem mesophilen Grünland. Waren dort früher die

war auch die Zunahme von zwei Blattkäferarten (*Cryptocephalus moraei* und *Sarmylassa helenis*) auf Sandspülfeldern. Beide Arten fehlten in den 80er Jahren im Niedervieland. Im Werderland wurde 1996 erstmals der Blattkäfer *Hispella atra* für die Flussmarsch registriert (Bellmann mdl. Mitt.). Erstmals für Bremen nachgewiesen wurden 1998 auch die wärmeliebenden Rüsselkäferarten *Larinus planus* und *Rhinocyllus conicus* auf Sandspülfeldern im Niedervieland (Bellmann & Handke im Druck). Neu nachgewiesen in der Flussmarsch wurde auch der wärmeliebende Scheinbockkäfer *Oedemera nobilis* (Handke & Bellmann).

bende bzw. südlich verbreitete Arten im Untersuchungsraum in den letzten 12 Jahren neu nachgewiesen worden (z.B. Resedafalter (*Pontia daplidice*), Südliche Binsenjungfer (*Lestes barbarus*), Kleines Granatauge (*Erythromma viridulum*), etc. (siehe Handke et al. 1999)).

Diese Beobachtungen stimmen mit vielen anderen publizierten Beobachtungen überein. So zeigen Ausführungen von Ott (1996 u. in diesem Band), Eversham (1995) und Kuhn & Burbach (1998), dass sich Libellenarten in den letzten Jahren in Mitteleuropa und Großbritannien erheblich ausgebreitet haben. Viele Arbeiten aus Norddeutschland belegen in den letzten Jahren Arealausweitungen verschiedener Arten wie z.B. Resedafalter (*Pontia daplidice*) (Zucchi 1995), Südlicher Blaupfeil (*Orthetrum brunneum*) (Adomßent 1996), Kleines Granatauge (*Erythromma viridulum*) (Adomßent 1995 und Fliedner 1995), Trauermantel und Schwalbenschwanz (Rettig 1995 u. 1996, Diesing 1996), Wespenspinne (Altmüller 1998, Bußmann & Feldmann 1995, Winkler 1998) und der Laufkäfer *Leistus fulvibarbis* (Trautner & Schüle 1996). Sehr deutlich nach Norden hat sich auch die Arealgrenze des Weinhähnchens (*Oecanthus pellucens*) verschoben (Sander 1995). In Süddeutschland wird beobachtet, dass einige Arten, wie z. B. die Feuerlibelle (*Crocothemis erythraea*) zunehmend auch höhere Lagen besiedeln (Ott 1996) und sich verschiedene Prachtkäfer und die Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) ausbreiten (Brechtel mdl.). Auch bei Moosen wird eine Ausbreitung bzw. Einwanderung südwestlich verbreiteter Arten verzeichnet (Frahm in diesem Band).

Natürlich sind bei vielen Wirbellosen Gruppen Populationsschwankungen von erheblichen Umfang bekannt (z.B. von Grillen (Remmert 1978) und Laufkäfern (Baarst & Dijk 1984)). Die oben aufgeführten Beispiele aus der Bremer Flussmarsch zeigen aber meines Erachtens, dass vor allem südlich verbreitete Arten zunehmen bzw. ihr Areal ausdehnen bzw. Tiergruppen häufiger werden, die durch höhere Temperaturen bzw. geringere Niederschläge während ihrer Entwicklungszeit bzw. Flugzeit begünstigt werden. Zu diesem Schluss kommen auch Bußmann & Feldmann (1995), die für viele thermophile Arten in Westfalen eine Zunahme bzw. Ausbreitung belegen.

Tab. 4: Vergleich der Laufkäferfänge 1986 und 1995 auf 7 Standorten im Niedervieland.

Barberfallenuntersuchung von März bis September (je 5 Fallen); ausgewählte Arten, absolute Zahlen (2 Feuchtwiesen, 2 Grabenränder, 1 Niedermoorgrünland, 1 Deich, 1 Sandrasen). Alle Standorte haben sich nicht verändert (Nutzung, Vegetation).

Laufkäferarten	1986	1995
<i>Amara lunicollis</i>	66	4
<i>Amara communis</i>	26	4
<i>Dyschirius globosus</i>	53	2
<i>Loricera pilicornis</i>	94	12
<i>Pterostichus strenuus</i>	110	21
<i>Pterostichus minor</i>	30	2
<i>Poecilus cupreus</i>	35	346
<i>Bembidion aeneum</i>	1	28
Ø Artenzahl/ Standort	19,7	17,8
Individuenzahl/ Ex./ Fallentage	25,1	22,0

Pterostichus-Arten vorherrschend, so sind inzwischen die zwei *Poecilus*-Arten mit einem Anteil von fast 70 % sehr häufig geworden.

5.7 Sonstige Wirbellosen-Arten

Über andere Tiergruppen liegen nur Zufallsbeobachtungen vor. So wurde im Juli 1995 erstmalig das Taubenschwänzchen (*Macroglossum stellatum*), eine Schwärmerart, im Niedervieland von K. Handke nachgewiesen. Auch der Nasenhornkäfer (*Oryctes nasicornis*) wurde 1993 erstmalig von den Herren Mohn und Meyer (mdl. Mitt.) auf einem Sandspülfeld im Niedervieland (Nachtfang) registriert. Häufiger wurden auch einige auffällige Käferarten, wie *Cetonia aurata*, *Trichius fasciatus*, *Aromia moschata* und *Clytus arietus*, festgestellt. Auffällig

6. Diskussion

Die aufgeführten Daten belegen sowohl in den Ausgleichsgebieten als auch im Umland erhebliche Veränderungen in der Insektenfauna.

Solche Veränderungen lassen sich möglicherweise mit der Populationsdynamik einzelner Arten erklären. Es ist bekannt, dass Heuschrecken, ähnlich wie viele andere Insekten, von Generation zu Generation in stark schwankender Anzahl (Fluktuation) auftreten können (Ingrisch & Köhler 1998), obwohl der Kenntnisstand aufgrund fehlender langfristiger Populationsuntersuchungen gering ist. Möglich ist aber auch, dass sich die Zunahme und Ausbreitung der Insekten in den letzten Jahren mit günstigen klimatischen Bedingungen erklären lässt. So sind zahlreiche wärmelie-

Weiterhin gibt es auch aus der mitteleuropäischen Avifauna Hinweise auf klimabedingte Veränderungen. So wird bei Auswertungen von standardisierten Fängen von Kleinvögeln vor allem ein Rückgang von Langstreckenziehern festgestellt und als Ursache auch klimatische Veränderungen angeführt (Berthold et al. 1999). Offensichtlich sind Mittel- und Kurzstreckenzieher in der Lage, bei Klimaveränderungen eher in die Brutgebiete zurückzukehren und mit den Standvögeln zu konkurrieren als die Langstreckenzieher. Ein weiteres Indiz für klimabedingte Veränderungen ist der verfrühte Brutbeginn einiger mitteleuropäischer Kleinvogelarten, wie z.B. Kohl- und Blaumeise, Kleiber und Trauerschnäpper (Bairlein & Winkel 1998).

Weiterhin ist eine Verschiebung der Zugzeiten zu beobachten. Am Rande der Schwäbischen Alb wird seit 1970 der Vogelzug mit standardisierter Methode auf dem Wegzug erfasst. Bei 19 von 28 kurz ziehenden Arten verschob sich der mediane Durchzug um durchschnittlich 3,4 Arten auf spätere Daten (Gatter 1992). Ähnliche Beobachtungen liegen auch von Vogel & Moritz (1995) aus Helgoland vor.

Möglicherweise ist auch der seit mehr als 10 Jahren anhaltende Rückgang der meisten Wiesenbrüterarten in Nordwestdeutschland, der auch in den Schutzgebieten zu verzeichnen ist (Handke 1996), auf klimatische Ursachen zurückzuführen.

Auch nach dem relativ strengen Winter 1995/96 hält die Einwanderung bzw. Zunahme von Wirbellosenarten in der Bremer Flussmarsch an (z.B. Südliche Binsjungfer (*Lestes barbarus*), Postillon (*Colias crocea*) und die Laufkäfer *Panagaeus bipustulatus* und *Metophonus puncticeps* (Handke et al. 1999)). Ausschlaggebend sind offensichtlich nicht die Wintertemperaturen, sondern die sommerliche Trockenheit und Zeiträume mit durchschnittlich hohen Temperaturen.

Sicherlich sind nicht alle neu nachgewiesenen Arten auch neu in den Untersuchungsraum eingewandert. Es ist vorstellbar, dass einige Arten auch klimatisch ungünstige Jahre in sehr geringer Anzahl „überstanden“ haben. Allerdings waren sie dann so selten („unterhalb der Nachweisgrenze“), dass sie bei normalen Kartierungen nicht erfasst wurden. Zugenommen haben allerdings auch einige Arten, die ihren Verbreitungs-

schwerpunkt in Feuchtgebieten (z.B. Spiegelfleck-Dickkopffalter (*Heteropterus morpheus*)) oder Gehölzen haben (Kaisermantel (*Argynnis paphia*), Trauermantel (*Nymphalis antiopa*), C-Falter (*Polygonia c-album*), Rostfarbiger Dickkopffalter (*Ochlodes venatus*) und Faulbaum-Bläuling (*Celastrina argiolus*) (Handke et al. 1999)).

Besonders auffällig sind Veränderungen an den Arealgrenzen vieler Arten, z.B. an den Mittelgebirgen oder der norddeutschen Tiefebene, in der viele kontinentale oder mediterrane Arten bisher nicht oder nur selten vorkamen. Dies zeigen Vergleiche mit alten Kartierungen im Bremer Raum, aber auch Ergebnisse von Tagfalter-Kartierungen in Norddeutschland (z.B. Altmüller et al. 1981, Rettig 1995) oder Libellenkartierungen in Großbritannien (Merritt et al. 1996).

Die Heuschrecken gehören offensichtlich zu den Wirbellosen, die besonders stark von der sommerlichen Trockenheit und Zeiträumen mit überdurchschnittlich hohen Temperaturen in unserem Raum profitieren. So konnte diese Gruppe verstärkt auch die weitgehend heuschreckenarmen Grünlandflächen wieder besiedeln. Möglicherweise erklärt sich so auch die Ausbreitung des Weißstorches (*Ciconia ciconia*) in unserem Untersuchungsgebiet, für dessen Ernährung auch regional Heuschrecken sehr bedeutsam sind (Sackl 1987). Der Bestand dieser Art hat sich von einem Paar (1986), zwei Paaren (1993) auf vier Paare (1998) deutlich erhöht.

Bei Laufkäfern ergibt sich aus den Daten ein Rückgang hygrophiler Arten, wie z.B. der weit verbreitete *Pterostichus strenuus*, und der prozentuale Anteil hygrophiler Arten wird geringer. In die gleiche Richtung weist auch der Rückgang einiger Feuchtwiesen-Vogelarten, trotz extensiver Nutzung und hoher Wasserstände in einigen Arealen (Handke 1996). Auch die Kartierung von Libellenarten aus Großbritannien deutet auf einen Rückgang typischer kaltstenothermer Arten hin (Merritt et al. 1996, Ott 1996). Aus dem Raum Kaiserslautern sind die Torf-Mosaikjungfer (*Aeshna juncea*) und die Speer-Azurjungfer (*Coenagrion hastulatum*) aus fast allen Gewässern verschwunden. Von diesen Moorarten ist bekannt, dass deren Larvenentwicklung sehr stark von mikroklimatischen Faktoren beeinflusst wird (Sternberg 1993). Es ist auch durchaus

denkbar, dass die zunehmende Trockenheit in der Vegetationszeit zu einem Rückgang vieler hygrophiler Arten führt.

7. Konsequenzen für die Planung

Ein Vergleich der Kartierungen innerhalb der letzten 10 Jahre bei einigen Wirbellosengruppen im Bremer Raum zeigt, dass sich die Bewertung von Flächen und Arten innerhalb eines kurzen Zeitraumes erheblich verändert hat und auch die Notwendigkeit, Planungsunterlagen immer wieder zu aktualisieren. Einige Tiergruppen, wie Tagfalter und Heuschrecken, sind im Grünland häufiger geworden und treten dort auch mit seltenen bzw. gefährdeten Arten auf. Besonders deutlich wird dies in trockenen Grünlandbeständen. Es „lohnt“ sich auf einmal, diese Tiergruppen auch bei Erfolgskontrollen im Grünland in Nordwestdeutschland (z.B. bei Extensivierungsprogrammen) zu berücksichtigen. Bei vielen Erfolgskontrollen im Bremer Raum wurde bisher Tagfaltern und Heuschrecken „mangels Masse“ wenig Beachtung geschenkt. Auch andere Lebensräume, in denen bisher kaum gefährdete Wirbellosenarten auftraten, werden inzwischen von solchen Arten besiedelt – so z.B. Waldrandbiotop durch die Tagfalter *Argynnis paphia*, *Polygonia c-album*, *Celastrina argiolus* oder feuchte Hochstaudenbestände (*Chrysochraon dispar* und *Heteropterus morpheus*).

Generell zeigt die Entwicklung der letzten Jahre, dass die Ausbreitungsfähigkeit vieler Tiergruppen unterschätzt wird. Im Gegensatz zu vielen Pflanzenarten sind die meisten Wirbellosenarten in der Lage, geeignete Lebensräume schnell zu besiedeln, wenn die Biotopstrukturen und die klimatischen Voraussetzungen „stimmen“. Die Tendenz vieler Planer, in der Agrarlandschaft möglichst alles zu vernetzen, erhöht die Arten- und Strukturvielfalt, ist für die Ausbreitung der meisten Arten in der Kulturlandschaft jedoch nicht unbedingt notwendig (Handke 1998).

So zeigt das Beispiel der Arten Große Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) und Spiegelfleck-Dickkopffalter (*Heteropterus morpheus*) im Bremer Raum, dass innerhalb von nur vier Jahren fast alle geeigneten größeren Hochstaudenbestände, oft mehr als fünf km voneinander isoliert, von beiden Arten besiedelt werden. Problematisch hingegen ist die

Ausbreitung der extremen Biotopspezialisten, die in der Kulturlandschaft kaum noch geeignete Lebensräume finden. Dazu zählen m.E. viele Widderchenarten (*Zygaenidae*), Perlmutterfalter (z.B. *Brenthis ino* und *Clossiana selene*) oder die Sumpfschrecke (*Stetophyma grossum*). Letztgenannte Art hat erst nach 10 Jahren die vernässten Grünlandflächen im GVZ-Ausgleichsgebiet besiedeln können (Handke 1997). Auf solche Arten wird der Naturschutz seine Aufmerksamkeit verstärkt richten müssen.

Generell zeigen die Erfahrungen mit dieser Thematik aus den letzten Jahren, dass die klimabedingten Veränderungen vom amtlichen- und Verbandsnaturschutz kaum zur Kenntniss genommen werden. Offensichtlich herrscht im Naturschutz ein weitgehend statisches Denken vor. So wird auch bei der Leitbilddiskussion überwiegend an statischen Verhältnissen festgehalten und nicht neue Entwicklungen (Aufgabe der Nutzung vieler Flächen, Förderung dynamischer Bedingungen) aufgegriffen. Dass sich Pflanzen und Tiere relativ schnell an neue Bedingungen anpassen können, wie die jüngsten Entwicklungen in Norddeutschland zeigen, passt offensichtlich nicht in das Weltbild vieler Naturschützer. Trotzdem zeigen die Ergebnisse, dass die Veränderungen so erheblich sind, dass sie sich auf Rote-Liste-Einstufungen oder Lebensraumbewertungen auswirken können. Es ist meines Erachtens ein Unding, dass z.B. die derzeit gültige niedersächsische Rote Liste für Libellen aus dem Anfang der 80er Jahre stammt und eine Art wie das Kleine Granatauge als vom Aussterben bedroht klassifiziert ist, obwohl diese Art inzwischen weit verbreitet ist. Will der Naturschutz seine Glaubwürdigkeit behalten, muss er auch dokumentieren, dass er auf neue Entwicklungen schnell reagieren kann. Eine Aktualisierung der Roten Listen im Abstand von 3-5 Jahren wäre meines Erachtens ein Anfang!

8. Zusammenfassung

Seit 1982 werden an verschiedenen Tiergruppen der Bremer Flussmarsch umfangreiche Untersuchungen durchgeführt. Dabei ergaben sich eine Reihe von Veränderungen. Bei fast allen Tiergruppen war eine Einwanderung wärmeliebender Arten festzustellen, so z.B. bei den Libellen die Südliche Binsenjungfer (*Lestes barbarus*), die Späte Adonislibelle

(*Ceragriion tenellum*), das Kleine Granatauge (*Erythromma viridulum*), die Große Heidelibelle (*Sympetrum striolatum*), die Sumpf-Heidelibelle (*Sympetrum depressiusculum*), die Gebänderte Heidelibelle (*Sympetrum pedemontanum*), bei den Schmetterlingen der Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*), der Trauermantel (*Nymphalis antiopa*), der Resedafalter (*Pontia daplidice*), der Postillion (*Colias crocea*) und das Taubenschwänzchen (*Macroglossum stellatarum*) und bei den Laufkäfern der Goldpunkt-Puppenräuber (*Calosoma maderae*) und *Panagaeus bipustulatus*. Einige Arten erweiterten in Nordwestdeutschland ihr Verbreitungsgebiet nach Norden, wie der C-Falter (*Polygonia c-album*) und die Große Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*). Allgemein hat sich die Artenzahl bei Tagfaltern, Libellen, Heuschrecken und Wanzen in den letzten Jahren deutlich erhöht. Einige Tiergruppen haben sich im Bereich der Grünlandflächen auch quantitativ vermehrt. Dazu zählen Feldheuschrecken, Tagfalter und Wanzen. Besonders auffällig war dies bei den Heuschrecken. Der Nachtigall-Grashüpfer (*Chorthippus biguttulus*) ist die häufigste Heuschreckenart geworden und hat sein Verbreitungsgebiet mehr als verdoppelt.

Deutliche Veränderungen ergaben sich auch bei einem Vergleich von Barberfallenfängen in Grünland-Graben-Lebensräumen aus den Jahren 1986 und 1995. Deutlich seltener wurden *Amara lunicollis*, *Dyschirius globosus*, *Loricera pilicornis*, *Pterostichus minor*, *Pt. strenuus* und *Pt. diligens* gefangen, während *Bembidion aeneum* und *Poecilus cupreus* die meisten Grünlandflächen neu besiedelt haben und dort sehr häufig geworden sind.

Allgemein haben wärmeliebende Insekten zugenommen, während bei einigen hygrophilen Arten deutliche Rückgänge zu verzeichnen waren. Häufiger geworden sind auch größere Individuen. Ursache dieser Veränderungen sind die deutlich trockeneren und niederschlagsärmeren Sommermonate der letzten Jahre.

Die Veränderungen wirken sich auch auf die Flächenbewertung aus. Viele Bewertungen aus den 80er Jahren lassen sich nicht mehr aufrechterhalten. Inzwischen eignen sich auch Tiergruppen wie Tagfalter und Heuschrecken zur Bewertung von Grünlandstandorten. Vor zehn Jahren waren diese Gruppen nur

mit wenigen anspruchslosen Arten in wenigen Individuen im Grünland der Flussmarsch vertreten.

Auf solche Veränderungen muss der Naturschutz häufig schneller reagieren, z.B. bei der Aufstellung neuer Leitbilder und der Aktualisierung Roter Listen.

abstract

Since 1982 different faunistic groups in the river marsh area of Bremen were inventoried. As a result a change of faunistic components were found out. The species composition of every animal group was influenced by the invasion of species distributed in warmtemperated regions, like the following dragonflies *Lestes barbarus*, *Ceragriion tenellum*, *Erythromma viridulum*, *Sympetrum striolatum*, *S. depressiusculum*, *S. pedemontanum*, the butterflies *Papilio machaon*, *Nymphalis antiopa*, *Pontia daplidice* and *Macroglossum stellatarum*, and the carabid beetles *Calosoma maderae* and *Panagaeus bipustulatus*. Some species extend their distribution area in Northwestgermany to the North like *Polygonia c-album* and *Chrysochraon dispar*. Totally the species number of butterflies, dragonflies, grasshoppers and tree bugs increased during the last years also as the individual number of some species in the meadows of our investigation area increased (grasshoppers, butterflies and bugs). A remarkable change in the insect composition of pitfall-traps in the meadows of the period 1986-1995 was found out. Some species like *Amara lunicollis*, *Dyschirius globosus*, *Loricera pilicornis*, *Pterostichus minor*, *Pt. strenuus* and *Pt. diligens* are less counted, *Bembidion aeneum* and *Poecilus cupreus* newly colonized meadows and became more frequent. Insects of warmer geographic regions increased generally, on the other side hygrophilous species were displaced. The faunistic change can be correlated with an increase of drier summer months with less rain. The faunistic change is important for the valuation of landscape. A lot of the valuations from the 80s are not usable today.

Now insect orders like butterflies and grasshoppers are used to indicate meadow habitats. Ten years ago both groups were represented by less individuals of eutopic species in meadows of rivermarsh areas.

9. Literatur

- Adena, J. (1998): Die Libellenfauna neu angelegter Gewässer in einem Flussmarschengebiet Bremens. Dipl.arb. Univ. Bremen, Fachber. Biologie.
- Altmüller, R., J., Bäter & G. Grein (1981): Zur Verbreitung von Libellen, Heuschrecken und Tagfaltern in Niedersachsen (Stand 1980). Naturschutz und Landschaftspl. Nieders. Beiheft 1, 144 S.
- Altmüller, R. (1998): Ausbreitung der Wespenspinne (*Argiope bruennichi*) in Niedersachsen (*Arachnida: Araneae*). Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 6: 178-181.
- Adomßent, M. (1995): Bemerkenswerte Funde mediterraner Libellen in unserem Faunengebiet während des heißen Sommers 1994. *Bombus* 3: 49-64.
- Adomßent, M. (1996): Zweiter Fund des Südlichen Blaupfeils, *Orthetrum brunneum* (FONSCOLOMBEI, 1837), in Nordost-Niedersachsen (Odonata: Libellulidae). Beitr. Naturk. Nieders. 49: 57-85.
- Baart, M. A. & T.S. Dijk (1984): Population Dynamics of two Carabid Beetles at a Dutch Heathland. I. Subpopulation Fluctuations in relation to weather and dispersal. *J. Anim. Ecol.* 53: 375-388.
- Bätjer, D. & H.-J. Heinemann (1980): Ein- einhalb Jahrhunderte meteorologische Beobachtungen in Bremen. Abh. Naturw. Ver. Bremen 39: 185-261.
- Bairlein, F. & W. Winkel (1998): Vögel und Klimaveränderungen. Hrsg. Lozan, J.L., Graßl, H. & P. Hupfer: Das Klima des 21. Jahrhunderts – Warnsignal Klima: 281-285.
- Bernhardt, K.G. & K. Handke (1998): Zur Wanzenfauna eines Flussmarschengebietes bei Bremen (Niedervieland, Ochtumniederung) Heteroptera. Abh. Naturw. Verein Bremen 44 (1): 75-91.
- Berthold, P. W. Fiedler, R. Schlenker & U. Querner (1999): Bestandsveränderungen mitteleuropäischer Klein- vögel: Abschlussbericht zum MRI-Programm. Die Vogelwarte 40: 1-10.
- Breuer, M., C. Ritzau, J. Ruddek & W. Vogt (1991): Die Libellenfauna des Landes Bremen (Insecta: Odonata). Abh. Naturw. Ver. Bremen 41 (3): 479-542.
- Bußmann, M. & R. Feldmann (1995): Aktuelle Nachweise thermophiler Tierarten in Westfalen und angrenzenden Gebieten. *Natur u. Heimat* 55 (4): 107-118.
- Diesing, P. (1996): Trauermantel (*Nymphalis antiopa* L.) bei Neuveeres (Landkreis Cloppenburg). Beitr. Naturk. Nieders. 49: 112.
- Dülge, R., H. Andretzke, K. Handke & M. Rode (1994): Charakteristika von Laufkäfergesellschaften im nordwestdeutschen Feuchtgrünland am Beispiel des Unterweser-Raumes. *Natur und Landschaft* 69(4): 148-156.
- Eversham, A. (1995): Atlas of Dragonflies of Britain and Ireland.
- Gatter, W. (1992): Zugzeiten und Zugmuster im Herbst. Einfluss des Treibhauseffektes auf den Vogelzug? *J. Ornithol.* 133: 427-436.
- Grotjahn, F. & K. Handke (2000): Veränderung der Heuschreckenfauna der Bremer Flussmarschen 1986-1997.
- Ebert, G. & E. Rennwald (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Band I: Tagfalter I. Verlag Eugen Ulmer, 552 S.
- Eikhorst, W. & K. Handke (1999): Empfehlungen zu Rastvogelerhebungen bei Windparkplanungen – Erfahrungen aus dem Bremer Becken am Beispiel von Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Pfeifente (*Anas penelope*). Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 4: 123-142.
- Fliedner, H. (1993): *Erytroma viridulum* (CHARPENTIER) erstmals für Bremen nachgewiesen (Zygoptera: Coenagrionidae). *Libellula* 12 (1/2): 47-61.
- Frahm, J.P. & D. Klaus (2000): Moose als Indikatoren von rezenten und früheren Klimafluktuationen in Mitteleuropa. NNA-Berichte 13/2, in diesem Band.
- Grünitz, K. (1992): Zur Verbreitung der Heuschrecken (Saltatoria) in Bremen und der näheren Umgebung. Abh. Naturw. Ver. Bremen 42(1): 23-40.
- Handke, U. (1990): Untersuchungen an blütenbesuchenden Insekten (Syrphidae-Diptera, Apoidea-Hymenoptera, Rhopalocera-Lepidoptera) in einem Grünland-Graben-System bei Bremen. Diplomarbeit im FB Biologie Universität Göttingen, 149 S.
- Handke, K. (1992): Zur Ausbreitung von *Bembidion aeneum* GERM. (Col. carabidae) in der Bremer Wesermarsch. *Z. Ökol. Naturschutz* 1: 72-74.
- Handke, K. & U. Handke (1992): Die Heuschreckenfauna eines Flussmarschengebietes bei Bremen (Saltatoria). Verh. Naturw. Ver. Bremen 42 (1): 65-86.
- Handke, K. (1993): Tierökologische Untersuchungen über Auswirkungen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in einem Graben-Grünland-Gebiet der Wesermarsch bei Bremen. Dissertation in der naturwissenschaftl. Fakultät d. Universität Münster. Arb. Ber. Landschaftsökol. Münster 15: 142S. + 115 S. Anhang.
- Handke, K. (1994): Untersuchungen zur Gewässerfauna in einer Agrarlandschaft bei Großenkneten/Landkreis Oldenburg (Odonata, Heteroptera, Coleoptera). Beitr. Naturkd. Niedersachsen 47: 62-71.
- Handke, K. (1995): Zur Laufkäferfauna einer Bremer Flussmarsch. *Z. ökol. Naturschutz* 4 (4): 203-225.
- Handke, K. (1996): Bestandsentwicklung der Brutvögel eines Flussmarschengebietes bei Bremen. *Vogelwelt* 117 (1): 15-28.
- Handke, K. (1997): Auswirkungen von Überstauungsmaßnahmen auf Wirbellose in der Bremer Flussmarsch – eine Bilanz 10jähriger Untersuchungen. Arb. Ber. Landschaftsökol. Münster 18: 77-112.
- Handke, K. (1998): Bedeutung raumzeitlicher Dynamik für die Fauna. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 30(8/9): 268-274.
- Handke, K. (1999). Endbericht über zoologische Kartierungen im Werderland 1998/1999. Unveröff. Gutachten für den BUND.
- Handke, U. & K. Hobrecht (1994): Ergebnisse der Begleituntersuchungen im Bereich der Ochtumverlegung/nördlicher Abschnitt und Warfeld, 4. Zwischenbericht. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Hafenbauamtes Bremen, 102 S u. Anhang.
- Handke, U. & K. Hobrecht (1995): Ergebnisse der Begleituntersuchungen im Bereich der Ochtumverlegung/nördlicher Abschnitt und Warfeld, Abschlussbericht. Gutachten im Auftrag des Hafenbauamtes Bremen.
- Handke, K. & K. Menke (1996): Ergebnisse von Eklektor-Untersuchungen auf Grünlandflächen im Niedervieland unter besonderer Berücksichtigung überstauter Flächen. Bremer Beitr. f. Naturkunde u. Naturschutz 1: 189-196.
- Handke, K., Kundel, W. & M. Riesner-Kabus (1996): 12 jährige Erfahrungen

- mit Erfolgskontrollen bei der Eingriffsregelung in der Bremer Wesermarsch. UVP-Report 5: 202-207.
- Handke, K. & W. Eikhorst (1996): Ganzjährige Erfassung aller Vogelarten – Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel von Niedervieland und Wümmewiesen. Bremer Beitr. f. Naturkunde u. Naturschutz 1: 37-50.
- Handke, U., Hobrecht, K. & M. Riesner-Kabus (1997): Ausbau des Flughafens Bremen mit Verlegung der Ochtum: Zustand und Entwicklung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen – Endbericht. Landschaftsökologische Forschungsstelle Bremen, im Auftrag des Hafenamtes Bremen, 298 S.
- Handke, K., W. Kundel, U. Müller, M. Riesner-Kabus & K.F. Schreiber (1999): 10-jährige Erfolgskontrolle in einem Ausgleichsgebiet der Wesermarsch – Begleituntersuchungen zu Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen (Grünlandextensivierung, Vernässung, Gewässerneuanlage) für das Güterverkehrszentrum Bremen.
- Handke, K. & K. Menke (in Vorber.): Veränderungen in der Brutvogelfauna der Bremer Flussmarschen 1982-1997.
- Hobrecht, K. & Handke, U. (1995): Ergebnisse der vegetationskundlichen und zoologischen Begleituntersuchungen an der Bregal-Ausgleichsfläche bei Mittelsbüren (Werderland/Bremen). 1. Zwischenbericht. Unveröffentlichtes Gutachten.
- Hobrecht, K., H.D. Jansen & U. Handke (1998): Ergebnisse der vegetationskundlichen und zoologischen Begleituntersuchungen an der Bregal-Ausgleichsfläche bei Mittelsbüren (Werderland/Bremen). 3. Zwischenbericht, unveröffentlichtes Gutachten.
- Hochkirch, A. & H. Klugkist (1998): Die Heuschreckenfauna des Landes Bremen – ihre Verbreitung, Habitate und ihr Schutz (Orthoptera: Saltatoria). – Abh. Naturw. Verein Bremen 44(1): 3-73.
- Ingrisch, S. & G. Köhler (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 629, 460 S.
- Kesel, R. (2000): Auswirkungen der Klimaerwärmung auf Flora und Fauna in Nordwestdeutschland. NNA-Berichte 13/2, in diesem Band.
- Kesel, R. & Th. Gödeke (1996): *Wolffia arrhiza*, *Azolla filiculoides*, *Lemna turionifera* und andere wärmeliebenden Pflanzen in Bremen – Boten eines Klimawandels?. Verh. Naturw. Ver. Bremen 43 (2): 339-362.
- Kuhn, K. & K. Burbach (1998): Libellen in Bayern. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 333 S..
- Merritt, R., N.W. Moore & B.C. Eversham (1996): Atlas of the dragonflies of Britain and Ireland. ITE research publication no. 9, 149 S..
- Mossakowski, D. & F. Paje (1983): Erfassung der Fauna und Flora im Land Bremen. VII. Laufkäfer (Carabidae). Bremen, Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Senators f. Gesundheit u. Umweltschutz Bremen.
- Mossakowski, D. (1991): Zur Verbreitung der Laufkäfer (Carabidae) im Lande Bremen. Abh. Naturw. Verein Bremen 41(3): 543-639.
- Nettmann, H.-K. (1991): Einige Grundlagen und Ziele der Kartierung von Fauna und Flora im Land Bremen. Abh. Naturw. Ver. Bremen 41 (3): 345-358.
- Ökologis (1995): Bremer Industriepark (BIP) – Landschaftsökologische Voruntersuchungen 1993/1994. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Planungsamtes Bremen.
- Olbricht, B. (1999): Untersuchungen zur Carabidenfauna 1998 im Rahmen des Monitorings für das Naturschutzgebiet Werderland (Teil 1) und angrenzende Ausgleichs- und Ersatzflächen. Unveröff. Gutachten für den BUND.
- Ott, J. (1996): Zeigt die Ausbreitung der Feuerlibelle in Deutschland eine Klimaveränderung an? – Naturschutz u. Landschaftspl. 28, (2), 53-61.
- Ott, J. (2000) Die Ausbreitung mediterraner Libellenarten in Deutschland und Europa NNA-Berichte 13/2, in diesem Band.
- Remmert, H. (1978): Untersuchungen in einem fränkischen Mesobrometum Ber. ANL 2(4), 16 S.
- Rettig, K. (1995): Die Tagfalter Ostfrieslands. Beitr. z. Vogel- und Insektenwelt Ostfrieslands 80: 2-13.
- Rettig, K. (1996): Weiteres zum Vorkommen von Trauermänteln (*Nymphalis antiopa*) im Frühling 1996. Beitr. z. Vogel- und Insektenwelt Ostfrieslands 92, Bericht 27.
- Sackl, P. (1987): Über saisonale und regionale Unterschiede in der Ernährung und Nahrungswahl des Weißstorches (*Ciconia c. ciconia*) im Verlauf der Brutperiode. Egretta 30: 49-80.
- Sander, U. (1995): Neue Erkenntnisse über Verbreitung und Bestandssituation des Weinhähnchens *Oecanthus pellucens* (SCOPOLI 1763) (Gryllidae, Oecanthinae) im nördlichen Rheinland-Pfalz und in Nordrhein-Westfalen. Articulata 1: 73-88.
- Schikora, H. B. (1988): Die Großschmetterlinge (Insecta: Lepidoptera) der Hammeniederung (Kreis Osterholz-Scharmbeck / Niedersachsen) nördlich von Bremen. Abh. Naturw. Ver. Bremen 41: 137-166.
- Sternberg, K. (1993): Bedeutung der Temperatur für die (Hoch-)Moorbindung der Moorlibellen (Odonata: Anisoptera). Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 8: 521-527.
- Trautner, J. & P. Schüle (1996): Zur Verbreitung von *Leistus fulvibarbis* DEJEAN, 1826 und seinem Vorkommen in Deutschland (Col., Car.). Mitt. Arb.gem. Rhein. Koleopterologen 6(1): 37-42, Bonn.
- Vogel, C. & D. Moritz (1995): Langjährige Änderungen von Zugzeiten auf Helgoland. Jber. Inst. Vogelforschung 2: 8-9.
- Weidemann, H.J. (1988): Tagfalter, Bd. 2: Biologie – Ökologie – Biotopschutz. Neumann-Neudamm, 372 S.
- Winkler, Ch. (1998): Arealdynaik der Wespenspinne *Argiope bruennichi* (Scopoli, 1772) (Araneae: Araneidae) in Schleswig-Holstein. Drosera 1: 1-5.
- Zucchi, H. (1995): Einflug des Resedafalters *Pontia daplidice* L. in Nordwestdeutschland. Beitr. Naturk. Nieders. 48 (1): 44-47.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Klaus Handke
Delmestr. 28
27777 Ganderkesee

Auswirkungen der Klimaänderung auf die Arthropodenfauna der Salzgrünländer der mittleren Ostsee

von Roland Schultz

1. Einleitung: Die Küstenüberflutungsmoore und das Klima

Schon seit einiger Zeit wird über die Folgen der anthropogen bedingten Veränderung des Weltklimas diskutiert. Die verschiedenen Szenarien gehen von einer Erwärmung der Erdatmosphäre infolge des Treibhauseffektes durch Freisetzung klimarelevanter Gase aus. Voraussichtliche Folgen sind: Umstellungen des Temperatur- und des Niederschlagsregimes auf der Erde, Verlagerungen der Vegetationszonen, Wandel des Artengefüges und der Anbaubedingungen für die Landwirtschaft, Ausweitungen der Wüsten und Trockengebiete. Auf die Küstenregionen wird sich besonders der Anstieg des Meeresspiegels auswirken.

Als wichtige Emittenten klimarelevanter Gase werden heute in der Öffentlichkeit gewöhnlich die Industrie und der Verkehr mit der Verbrennung fossiler Brennstoffe sowie die Massentierhaltung genannt. Die Folgen der Intensivnutzung von Moorstandorten blieben dabei bisher weitgehend unberücksichtigt.

In Mecklenburg-Vorpommern haben die Moore insgesamt einen Anteil von 15 % an der Landfläche. Seit der Entwässerung der Niedermoores für die intensive, landwirtschaftliche Nutzung wird die darin enthaltene organische Substanz oxydiert. Die bisher gespeicherten Nährstoff- und Gasvorräte werden wieder abgegeben. Aus den sterbenden Mooren Mecklenburg-Vorpommerns werden jährlich 10 Mio. Tonnen Kohlendioxid und 95.000 Tonnen Stickoxide in die Luft sowie 95.000 Tonnen Stickstoff in die Gewässer entlassen (Baier et al. 1994). In dem wenig industrialisierten nordöstlichen Bundesland übersteigt die jährliche Freisetzung von Treibhausgasen durch Moorzehrung bei weitem die Freisetzung durch den Straßenverkehr. Diese Prozesse gilt es aufzuhalten bzw. rückgängig zu machen.

Bedingt durch die Diskussion über

den Treibhauseffekt und dem in Zusammenhang mit der Klimaänderung prognostizierten Meeresspiegelanstieg wuchs auch wieder das Interesse an den Küstenüberflutungsräumen. Die Wichtigkeit dieser Überflutungsgebiete als Depositions- und Produktionsraum sowie als Auffang- und Ausgleichsraum für Hochwasserereignisse wird nun erkannt und verstärkt diskutiert (Dierssen 1993, Janke et al. 1993, Jeschke 1995). Die sich auf den Salzgrünländern der Ostseeküste bildenden Torfe können in etwa in ihrem Wachstum dem Meeresspiegelanstieg folgen und sind damit die einzige reale Möglichkeit für einen langfristigen Küstenschutz. Im Moment beträgt der Meeresspiegelanstieg in der mittleren Ostsee 1,5 bis 2 mm pro Jahr (Kunz 1993, Janke et al. 1993). Historisch belegt ist für die Karrendorfer Wiesen bei Greifswald ein Torfwachstum von 1,25 mm (Janke & Lampe 1996) pro Jahr. Dieser Wert ist durch Zunahme der Biomasseproduktion bei Erhöhung des CO₂-Anteils in der Atmosphäre wahrscheinlich noch steigerungsfähig. Keine Küstenschutzmaßnahme im Sinne von Deichbauten ist dagegen in wirtschaftlich vertretbarem Umfang in der Lage, den prognostizierten Meeresspiegelanstieg auszugleichen.

2. Die Überflutungs-Salzgrünländer als anthropogene Landschaftsform der Boddenküsten Vorpommerns

Die vorpommersche Ostseeküste ist gekennzeichnet durch eine enge Verzahnung von Land und Meer. Als „natürlicher“ Zustand eines Teils der Boddenküste ist das Küstenüberflutungsmoor mit Brackwasserröhrichtgesellschaften zu verstehen. Durch extensive Beweidung entwickelten sich daraus Salzgrünländer. Ihre Entstehung und Erhaltung verdanken die Salzgraslandflächen der Boddenküsten sowohl der episodischen Überflutung mit Ostseewasser als auch der anthropogenen Nutzung vor allem

als Hutweide (Holz & Eichstädt 1993). Salzweiden sind somit ein für die südliche Ostsee typisches Landschaftselement.

Seit Mitte des letzten Jahrhunderts entstanden im Gefolge großer Hochwasserereignisse umfangreiche Deichanlagen an der Ostseeküste. Salzgrünländer wurden vielfach eingedeicht und anschließend in Intensivgrünland oder Ackerflächen umgewandelt. Infolge der Eindeichungen verringerte sich die Fläche der Salzweiden auf dem Territorium Mecklenburg-Vorpommerns von etwa 30.000 ha vor 150 Jahren auf rund 6.400 ha im Jahre 1990 (Holz & Eichstädt 1993). Die Hälfte dieser Flächen (ca. 3.100 ha) ist z.T. seit 30 Jahren aufgegeben und wieder von verschiedenen Röhrichtgesellschaften besiedelt. Nur ca. 3.300 ha, d.h. etwa 10 % der einstigen Fläche, waren 1990 als Salzgrünland verblieben (Holz & Eichstädt 1993).

Gegenwärtig vollzieht sich ein Prozess des Umdenkens und der Neubewertung der Salzgrünländer. Einerseits wird die intensive landwirtschaftliche Nutzung dieser Niedermoor-Grenzertragsstandorte in der bisherigen Art und Weise immer teurer und aufwendiger (zunehmende Kosten der Entwässerung, Deicherhaltung und -erneuerung), andererseits sind die Erträge dieser Flächen relativ gering und ihre Nutzung ist rückläufig. Der landwirtschaftlich nutzbare Boden geht durch oxydative Abbauprozesse immer weiter verloren, und die Bodenoberfläche sinkt durch die Bodenverluste weiter ab. Durch das größer werdende Gefälle zwischen dem mittleren Wasserstand der Ostsee und den gewünschten Wasserständen in den Poldern steigt der Pumpaufwand immens und steht in keinem Verhältnis zum Nutzen. Fördermittel für die landwirtschaftliche Nutzung dieser Niedermoorstandorte werden in absehbarer Zeit nicht mehr gezahlt. Daraus ergibt sich die Frage, ob diese Flächen weiter in bisheriger Weise zu nutzen sind. Oder ist als Alternative die Wiederherstellung des natürlichen Wasserregimes gegeben?

3. Die Arthropodenfauna der Überflutungs-Salzgrünländer am Greifswalder Bodden

Die im Weiteren gemachten Aussagen werden sich auf drei Überflutungs-Salzgrünländer am Greifswalder Bodden beschränken (Abbildung 1). Im Einzelnen

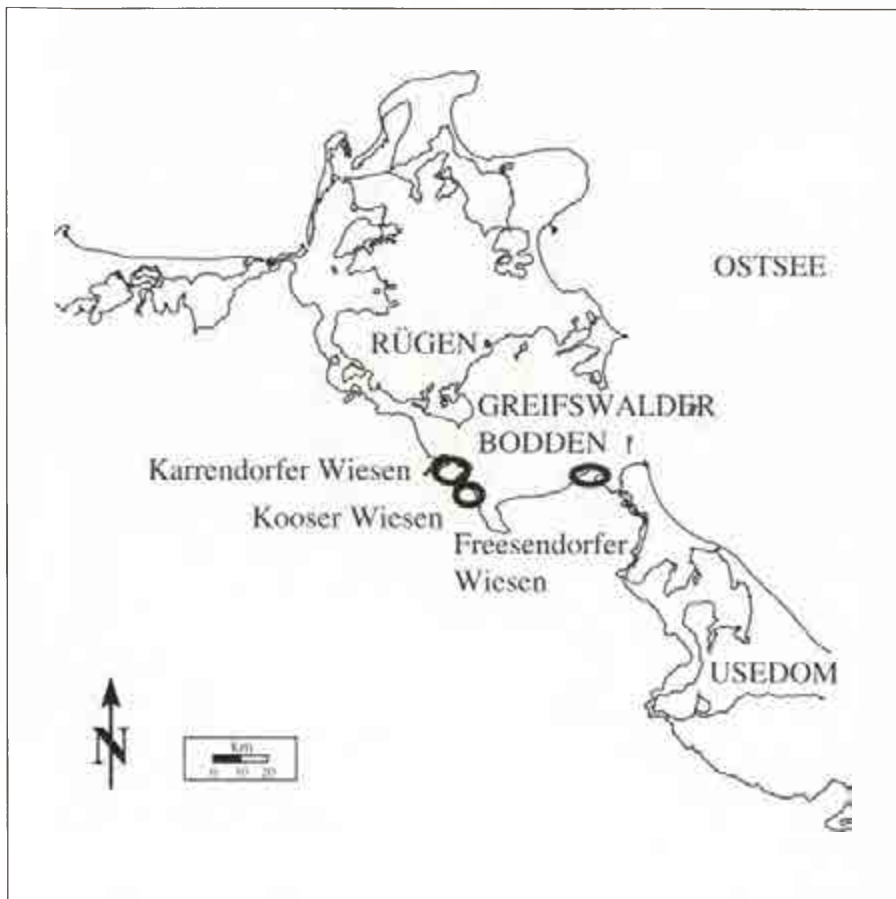


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsgebiete Karrendorfer Wiesen, Kooser Wiesen und Freesendorfer Wiesen am Südwest- und Südufer Greifswalder Bodden

handelt es sich dabei um folgende Flächen:

- die Karrendorfer Wiesen, eine ca. 360 ha große Halbinsel, die Ende 1993 ausgediebt wurde,
- die Kooser Wiesen, ca. 200 ha Salzgrünland, als breiter Saum am Südufer des Kooser Sees,
- die Freesendorfer Wiesen, ca. 320 ha Salzgrünland, zwischen Greifswalder Bodden und Peenestrom.

Alle drei Flächen werden extensiv mit Rindern beweidet und seit Jahren durch das Zoologische Institut der Universität Greifswald wissenschaftlich beprobt. Hauptuntersuchungsmethode war der Fang mit Bodenfallen nach *Barber* (1931). Die Bodenfallen wurden in Fallengruppen zu je fünf Fallen angeordnet. Um eine gegenseitige Beeinflussung der Fängigkeit der Fallen zu vermeiden, wurden sie, je nach den Gegebenheiten

des Standortes, mit einem Abstand von mindestens 10 m voneinander aufgestellt.

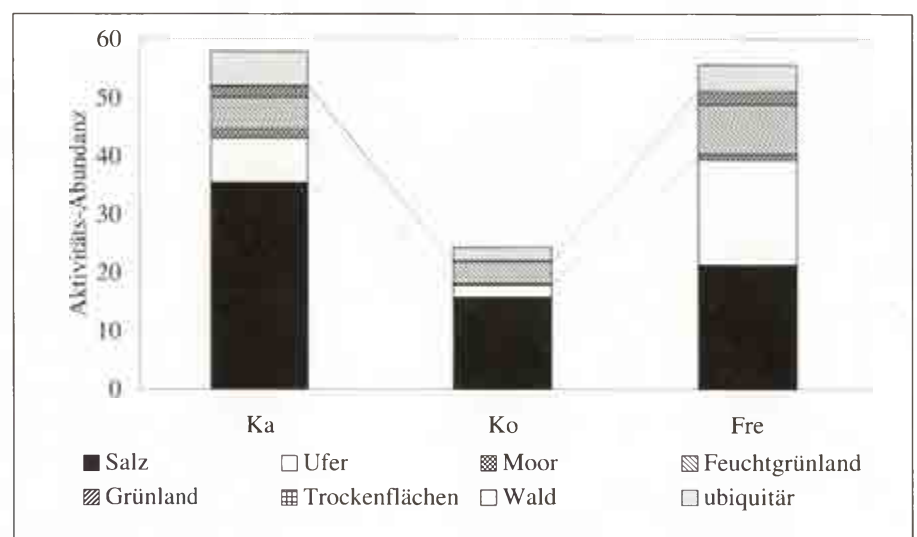


Abbildung 2: Vergleich der Aktivitäts-Abundanz verschiedener Habitatpräferenzgruppender Laufkäfer auf den Karrendorfer Wiesen, den Kooser Wiesen und den Freesendorfer Wiesen am Greifswalder Bodden

Da die Arthropoden als Gesamtgruppe sehr umfangreich und wenig überschaubar sind werden sich die folgenden Erläuterungen im Wesentlichen auf die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) beschränken. Grundlegende Teile der bisherigen Untersuchungen dieser Käferfamilie sind bei *Schultz* (1998) dargestellt. Weiterhin können ergänzende Aussagen zu den Spinnen (Arachnida: Araneae) getroffen werden (*Loch* 1999).

Zur vereinfachten Handhabung der sehr artenreichen Gruppen der Carabidae und Araneae werden die einzelnen Arten sogenannten Habitatpräferenztypen zugeordnet, die sich aus ihren regionalen Ansprüchen und Vorkommensschwerpunkten ergeben (siehe *Müller-Motzfeld & Schultz* 1996).

Der Abundanzschwerpunkt der Salzarten liegt im vorpommerschen Raum im Bereich der tief gelegenen Überflutungs-Salzgrünländer sowie der Binnenlandsalzstelle und der Küsten-Spülfelder. Die Artzusammensetzung der Salzarten ist dabei zwischen diesen drei Standortkomplexen durchaus verschieden. Die tief gelegenen Überflutungs-Salzgrünländer bis etwa 40 cm über HN (= Höhnennormal nach Pegel Kronstadt) sind durch eine insgesamt relativ geringe Abundanz (noch geringer nur im Brackwasserröhricht und auf den Dünen) und geringe Artenzahl (geringer auf den Dünen) gekennzeichnet. Außerdem ist der Anteil der Feuchtwiesenarten recht hoch. Feuchtigkeitsliebende Arten aus der Gruppe der Salz-, Ufer-, Moor- und

Feuchtwiesenarten machen etwa drei Viertel der Carabidenpopulation auf den Überflutungs-Salzgrünländern aus (Schultz & Zorn 1997).

Brackwasserröhrichte, als Standortvariante bei Nichtnutzung der Überflutungsmoore, unterscheiden sich trotz vergleichbarer Feuchtigkeitsverhältnisse sehr stark von den Salzgrünländern. Der Salzgehalt ist hier geringer als auf den Grünlandflächen gleicher Höhenstufe, da es auf den Salzweiden zur Salzanreicherung kommt (Irmeler & Heydemann 1986, Scherfose 1993). Die Carabidenfauna der Brackwasserröhrichte setzt sich zu einem großen Teil aus Röhricht- und Uferspezialisten sowie Moorarten zusammen.

In der Abbildung 2 ist die Aktivitäts-Abundanz verschiedener Habitatpräferenzgruppen der Laufkäfer auf den Salzweiden am Greifswalder Bodden dargestellt. Betrachtet werden nur Überflutungsflächen bis etwa 40 cm über HN. Diese Flächen werden bis zu 15 mal im Jahr überstaut (siehe Schultz 1998). Salzarten stellen hier zwischen einem Drittel bis weit über die Hälfte der Gesamtpopulation. Zusammen mit den anderen Feuchtigkeit präferierenden Gruppen (Ufer-, Moor- und Feuchtgrünlandarten) die, wenn sie auf Salzgrünland vorkommen, auch alle als mehr oder weniger halotolerant eingestuft werden müssen, erreicht diese Gruppe über 80 % an den Carabidenpopulationen.

4. Die Karrendorfer Wiesen – Modell für den Meeresspiegelanstieg

Ein Zeichen für die veränderte Bewertung von Küstenüberflutungsräumen ist die Ausdeichung der Karrendorfer Wiesen als erste Deichrückbaumaßnahme des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Hier wurden auf einer Fläche von ca. 360 ha naturnahe Verhältnisse wiederhergestellt (Holz & Eichstädt 1993, Herrmann & Holz 1994). Die Ausdeichung der Karrendorfer Wiesen kann als Modellfall für den mit dem Klimawandel verbundenen Anstieg des Meeresspiegels dienen. Durch den Anstieg des Wasserspiegels der Ostsee werden zwangsläufig Überflutungsräume entstehen. Daraus ergibt sich die Frage, wie die Flora und in diesen Untersuchungen schwerpunktmäßig die Fauna auf diese Veränderungen reagieren wird. Damit bieten die Karrendorfer Wiesen die ein-

malige Chance, die Auswirkungen der Klimaänderung konkret und großflächig zu untersuchen.

Auf der Ostseite des Greifswalder Boddens, unmittelbar südlich der Einmündung des Strelasunds, ragen die Karrendorfer Wiesen als kompakte Halbinsel in den Bodden hinein. Diese Halbinsel wird im Norden durch die Gristower Wiek, im Süden durch den Kooser See und im Osten durch die Beek und die vorgelagerte Insel Koos begrenzt. Westlich schließt sich die Ortslage Karrendorf an, die durch einen Riegeldeich gegen Hochwasser geschützt wird. Mit den Kooser Wiesen bilden die Karrendorfer Wiesen eine zusammenhängende Küstenüberflutungsmoorfläche von fast 600 ha.

Mit der Ausdeichung der Karrendorfer Wiesen im Dezember 1993 begann eine groß angelegte, für den norddeutschen Raum bisher einmalige Renaturierung eines Küstenüberflutungsmoores. Diese Renaturierung konnte von Anfang an durch floristische, avifaunistische, hydrologische und pedologische Untersuchungen begleitet werden. Die Untersuchung der epigäischen Arthropodenfauna begann schon vor der Ausdeichung, im Frühjahr 1993, mit Bodenfallenuntersuchungen. Diese Erfassungen wurden seit dem kontinuierlich fortgesetzt und führten zu mehreren Publikationen (vgl. Schultz & Pöbel 1995, Müller-Motzfeld & Schultz 1996, Müller-Motzfeld et al. 1996, Schultz & Zorn 1997). Inzwischen sind die Spinnen (Loch 1999) und Laufkäfer (Schultz 1998) des gesamten Zeitraums vollständig, andere Arthropodengruppen nur teilweise ausgewertet.

In der Abbildung 3 ist die Aktivitäts-Abundanz und die Aktivitäts-Artenzahl auf drei Teilflächen der Karrendorfer Wiesen in den Untersuchungsjahren ab 1993 dargestellt. Diese Referenzstandorte sind dabei im Einzelnen:

■ Ka I: Außendeichgrünland bzw. ehemaliges Außendeichgrünland mit Salzrasenvegetation, ca. 30 cm über HN,

■ Ka II: innerhalb des Deiches gelegenes Intensivgrünland, ca. 20 cm über HN, ab 1994 Pionierstandort,

■ Ka III: innerhalb des Deiches gelegenes Intensivgrünland, ca. 120 cm über HN, ab 1994 ausgedichtetes Renaturierungsgrünland,

■ Ka V: ausgedichtetes Renaturierungsgrünland mit beginnender Flutrasenbildung, ca. 20 cm über HN (ab 1994 Ersatz für Ka II).

Fallengruppe Ka I, die Referenzfallengruppe im ehemaligen Außendeichgrünland, blieb in der Aktivitäts-Abundanz und der Aktivitäts-Artenzahl der Carabidae in allen Jahren in etwa gleich. Die Schwankungen in der Abundanz lagen noch innerhalb der Spanne natürlicher Bestandsschwankungen. Im ersten Jahr nach der Ausdeichung nahm die Abundanz vor allem der Salzarten stark ab. In diesem Jahr begannen die Salzarten, sich aus dem Refugium Außendeichgrünland über die gesamte ausgedichtete Fläche auszubreiten. Schon im nächsten Jahr nahm der Anteil der Salzarten wieder drastisch zu. Er war auch 1996, bei allerdings geringerer Gesamtubundanz, relativ hoch. Die Artenzahl nahm geringfügig ab, da die Nachbarhabitate (Deich und Innendeichgrünland) aus denen standortfremde Arten einwandern konnten, nicht mehr vorhanden waren.

Die Fallengruppen Ka V und Ka III, als ehemals binnenseitig des Deiches gelegene Flächen, zeigten deutliche Tendenzen der Sukzession in Richtung Extensivstandort. Dafür ist vor allem die drastische Abnahmen der Gesamtubundanz charakteristisch. Insbesondere Ka V, die in ihrer Höhenlage dem Außendeichgrünland-Standort Ka I entspricht, zeigte ab 1995 bereits deutlich eine Annäherung an diesen hinsichtlich der Struktur der Carabidenzönose. Der Hauptunterschied zwischen Ka I und Ka V lag im deutlich höheren Anteil an ubiquitären Arten auf Ka V. Das charakterisiert diesen Standort als ein Sukzessionsgebiet. Ab 1997 nahm die Aktivitäts-Abundanz deutlich zu und lag auch 1998 noch höher als in dem alten, lange etablierten Salzbinsenrasen der Fläche I. In der Aktivitäts-Artenzahl pendelte sich die Fläche V nach spätestens zwei Jahren auf Werte ein, die in etwa denen des Außendeichgrünlandes (Ka I) entsprechen.

Die höher gelegene Fallengruppe Ka III zeigte ebenfalls eine abnehmende Tendenz der Aktivitäts-Abundanz. Nach einem Tiefpunkt in den Jahren 1995/96 nahm die Abundanz wieder deutlich zu. Auch in der Aktivitäts-Artenzahl war ein Anstieg zu verzeichnen, da sich in dieser Höhenstufe die Arten der salzbeeinflussten Flächen mit denen der höher gele-

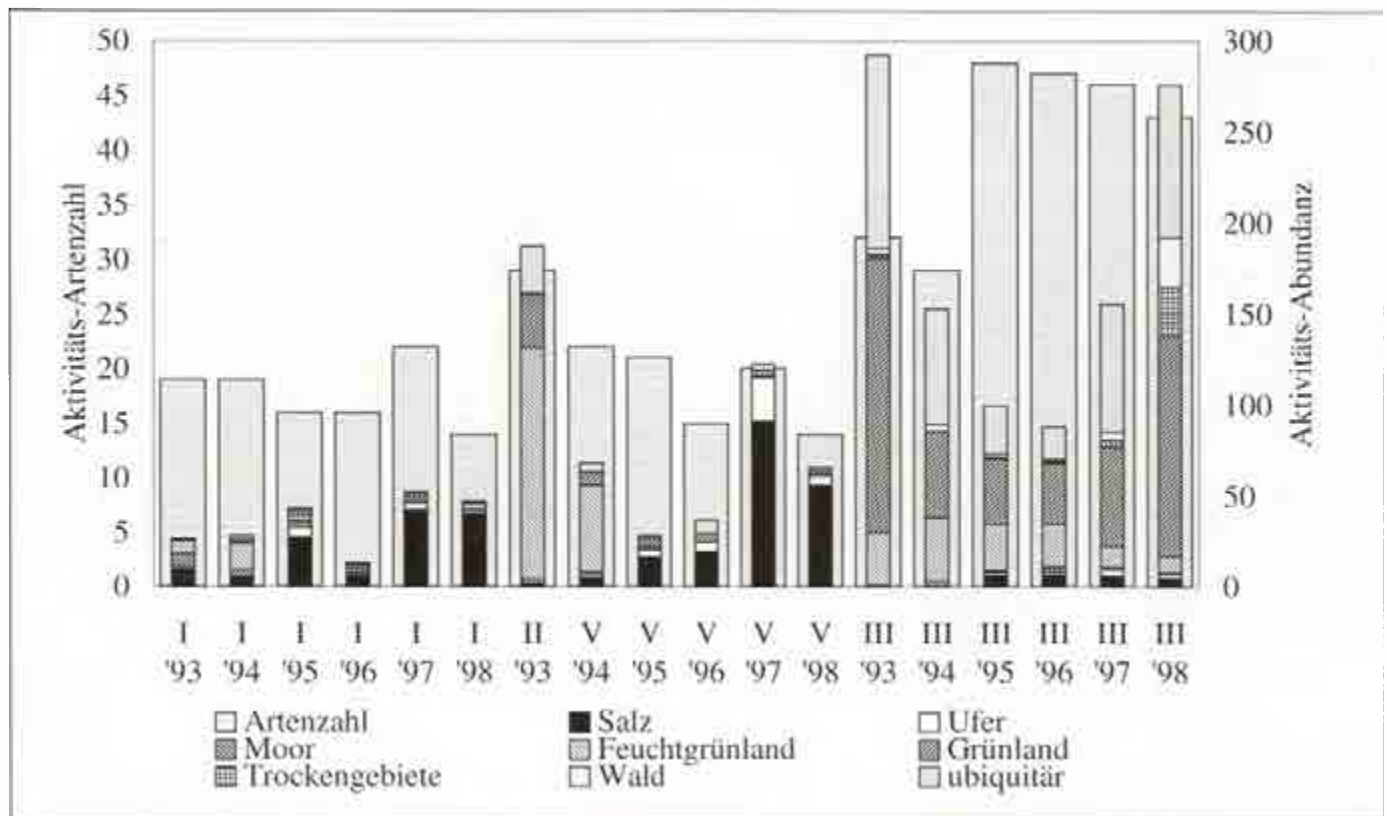


Abbildung 3: Aktivitäts-Abundanz und Aktivitäts-Artenzahl verschiedener Habitatpräferenzgruppen der Laufkäfer auf drei Referenzstandorten der Karrendorfer Wiesen von 1993 bis 1998

genen, glycischen Standorte mischen. Ab 1995 traten hier auch Salzarten in nennenswerter Abundanz auf.

Bei der Darstellung der Dominanzverhältnisse wird die Entwicklung zu Salzstandorten noch deutlicher. Die Abbildung 4 zeigt die Aktivitäts-Dominanz der Laufkäfer der Standorte auf den Karrendorfer Wiesen. Dabei wurden die insgesamt dominantesten Arten gesondert von den anderen Arten ihrer jeweiligen Habitatpräferenzgruppe dargestellt. Im Einzelnen sind das: *Bembidion minimum* (Salzart), *Carabus granulatus* Feuchtgrünlandart), *Poecilus versicolor* und *C. auratus* (Grünlandarten) und *Pterostichus melanarius* (ubiquitäre Art). Gerade an diesen Arten zeigen sich deutlich die Zu- und Abnahmen.

Fallengruppe Ka I stellt das Außen-deichgrünland in seiner ganzen Schwankungsbreite dar. Der Anteil der Salzarten lag hier zwischen knapp 20 und über 70 %. Der geringste Wert wurde 1994 erreicht. In diesem Jahr begannen die Salzarten, sich aus dem Refugium vor dem Deich über die gesamte ausge-deichte Fläche auszubreiten. Schon im nächsten Jahr nahm der Anteil der Salz-

arten drastisch zu. Er lag 1995 weit über dem Wert der Ausgangssituation.

Es ist vor allem *Bembidion minimum* der hier wie auch auf der tieferen Renaturierungsfläche (Ka V) drastisch zunahm. In den Jahren 1997/98 erreichte allein diese Art teilweise weit über 70 % (!) an der Gesamtpopulation der beiden tieferen Referenzflächen.

Die Fallengruppe Ka V pendelte sich auf vergleichbare Werte wie die Fallengruppe Ka I ein. Nach einem vollständigen Strukturwandel der Zönose 1994 wurden 1995 ähnliche Anteile der Salzartengruppe wie im ehemaligen Außen-deichgrünland erreicht und 1996 in etwa beibehalten. Der höhere Anteil an Uferarten ist auf den geringeren Deckungsgrad der Vegetation an diesem Standort zurückzuführen.

Feuchtgrünlandarten inklusive *Carabus granulatus* nahmen auf den tieferen Referenzflächen (Ka I und V) drastisch ab. Vor allem auf den Renaturierungsflächen (Ka V) waren sie ab 1996 nur noch in minimalem Umfang vertreten.

Auch der Standort Ka III hat einen Strukturwandel erfahren. Obwohl er so hoch gelegen ist, dass er nur sehr selten

überschwemmt wird, ist jetzt auch hier ein Anteil an Salzarten vorhanden. Ihre Dominanz lag 1994 unter 1 %, pegelte sich aber ab 1995 auf einen Wert um 5 % ein. Auch der Anteil der Ufer- und Moorarten hat sich erhöht. Andererseits ging vor allem der Anteil ubiquitärer Arten zurück. So hat hier *Pterostichus melanarius* kontinuierlich abgenommen. Für die Grünlandarten ist die Tendenz nicht so eindeutig. *Carabus auratus* als Art des eher trockeneren Grünlandes nahm ab, während *Poecilus versicolor* eine weitverbreitete Grünlandart in etwa gleichen Anteil beibehielt.

Auch die Spinnenpopulationen zeigten nach der Ausdeichung hinsichtlich ihrer Aktivitäts-Abundanz eine ähnliche Tendenz wie die Laufkäfer (Abbildung 5). Auf der Fläche des ehemaligen Außen-deichgrünlandes (Ka I) blieben sowohl die Aktivitäts-Abundanzen, als auch die Anteile verschiedener Habitatpräferenzgruppen in etwa gleich.

Dagegen vollzog sich auf den Flächen des ehemaligen Intensivgrünlandes eine deutliche Umstrukturierung der Arachnozönose. Auf der tieferen Renaturierungsfläche (Ka V) nahm die Aktivi-

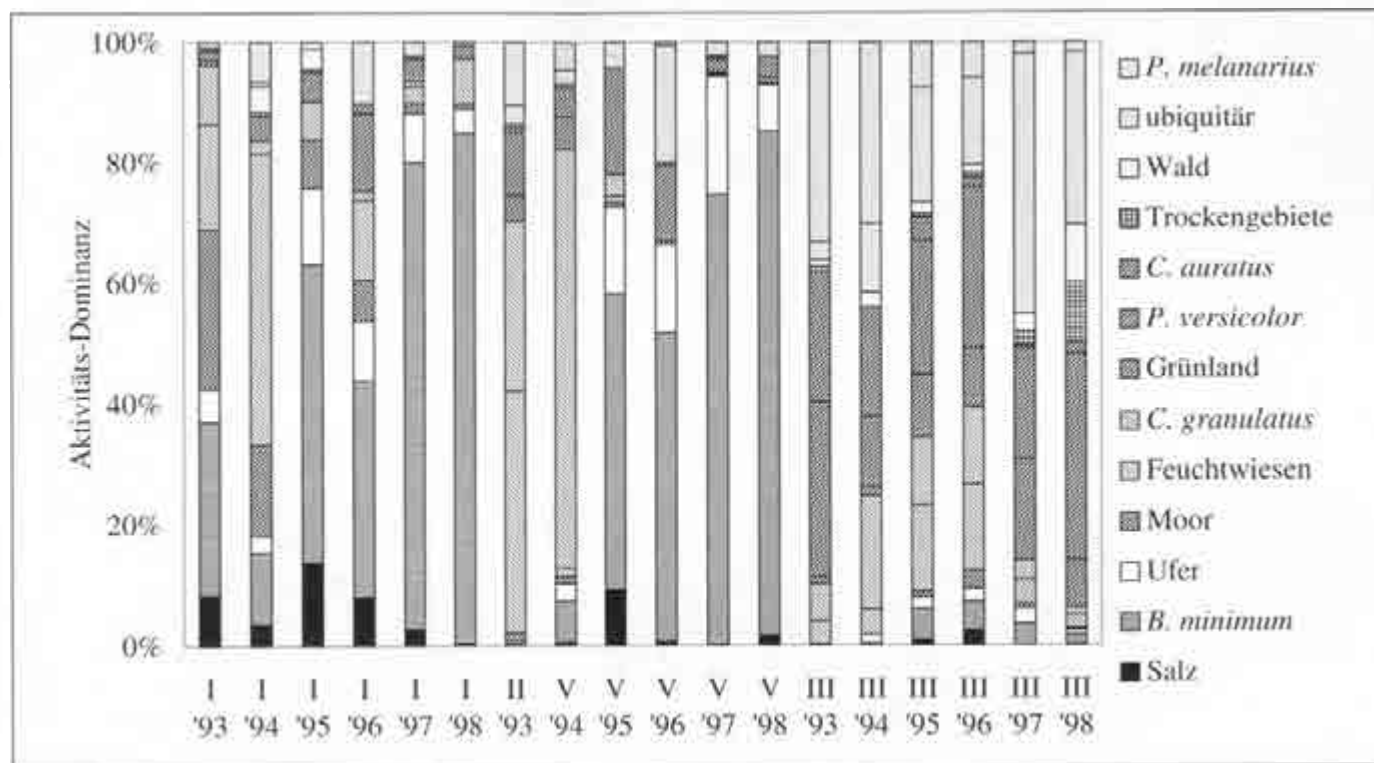


Abbildung 4: Aktivitäts-Dominanz verschiedener Habitatpräferenzgruppen der Laufkäfer mit Aufschlüsselung einzelner Arten auf drei Referenzstandorten der Karrendorfer Wiesen von 1993 bis 1998

täts-Abundanz insgesamt ab und der Anteil der Arten von Extensiv-Wiesen zu. Die höhere Renaturierungsfläche (Ka III) ist durch eine Zunahme der Akti-

täts-Abundanz bei Zunahme des Anteils der Arten extensiv genutzter Wiesen, von Moorstandorten sowie ubiquitärer Arten gekennzeichnet.

Als wichtigste, und jetzt für die Gesamtfläche der Karrendorfer Wiesen bestimmende Art, hat sich vor allem die halotolerante *Erigone longipalpis* ausgebreitet.

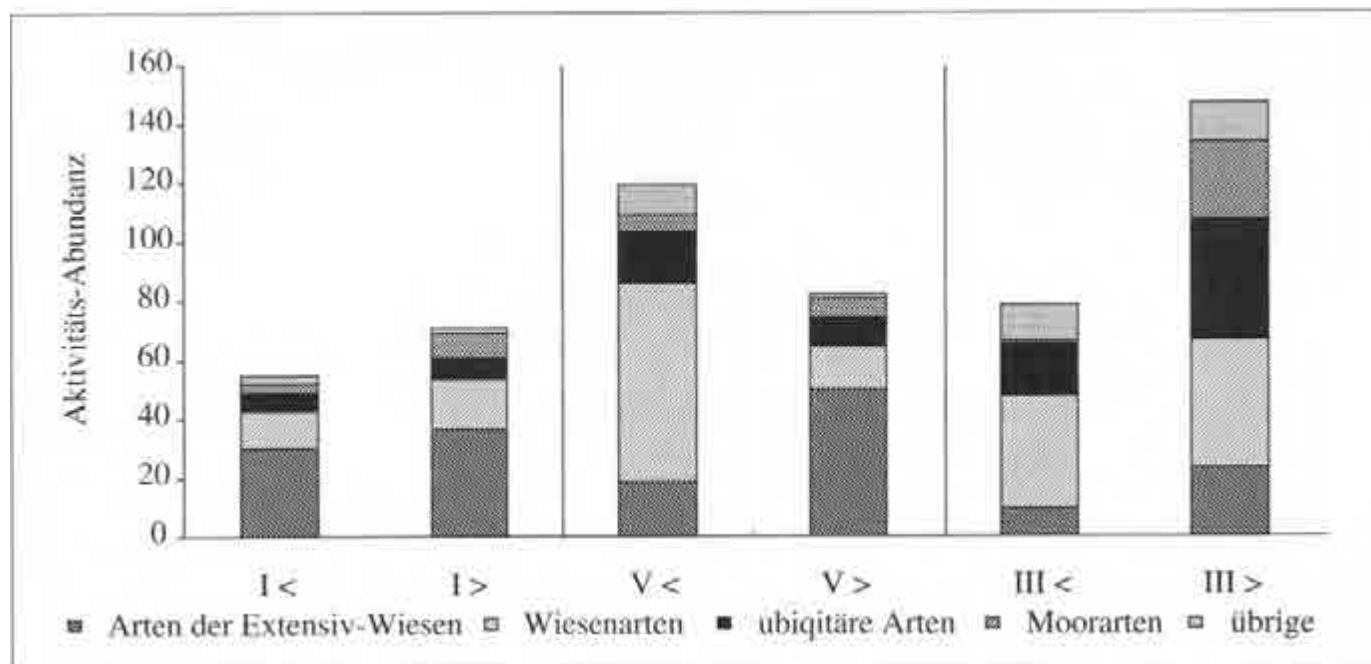


Abbildung 5: Aktivitäts-Abundanz verschiedener Habitatpräferenzgruppen der Spinnen auf drei Referenzstandorten der Karrendorfer Wiesen von 1993 bis 1998, < vor der Ausdeichung 1993, > nach der Ausdeichung 1993, nach Loch 1999

5. Diskussion: Die Auswirkungen des Meeresspiegelanstieges auf die Arthropodenfauna

Die Salzgrünländer der vorpommerschen Ostseeküste besitzen eine eigenständige, charakteristische Arthropodenfauna, die nach dem Höhengradienten differenziert ist. Schultz (1998) konnte auch eine Differenzierung in West-Ost Richtung in Abhängigkeit von einerseits der abnehmenden Salzkonzentration im Überflutungswasser und andererseits der zunehmenden Kontinentalität des Großklimas entlang der Küste feststellen. Die Salzarten und hier besonders *Bembidion minimum* bei den Laufkäfern sowie *Erigone longipalpis* bei den Spinnen überwiegen auf den unteren, häufig überfluteten Flächen sowohl in der Aktivitäts-Abundanz als auch in der Aktivitäts-Dominanz.

Auf die Ausdeichung und Wiedervernässung einer Intensivgrünlandfläche reagieren die Carabiden- und Arachnozöosen zunächst mit einer Abnahme der Individuendichte. Die Zöosen des Grünlandes werden durch die des Salzgrünlandes ersetzt. Damit steigt der Anteil exklusiver Elemente (Salzarten, halotolerante Feuchtgebietsarten). Diese Umwandlung von der Intensivgrünlandzönose zur Salzgrünlandzönose vollzieht sich bei den Arthropoden sehr schnell. Er dauert bei den Laufkäfern maximal zwei Jahre (Schultz 1998) und bei den Spinnen ist er nach spätestens vier Jahren (Loch 1999) vollzogen. Die Fauna reagiert also wesentlich schneller als die Vegetationsdecke der Flächen. Die Etablierung der Salzpflanzengesellschaften ist zum Teil bis heute noch nicht abgeschlossen.

Die Entwicklung der Karrendorfer Wiesen zeigt, dass die Renaturierung eines ehemals eingedeichten Salzgrünlandes erfolgreich durchgeführt werden kann. Diese Prozesse sind aber bis heute noch nicht abgeschlossen und bedürfen der weiteren wissenschaftlichen Beobachtung.

Neben dem Meeresspiegelanstieg, der also ein Landeinwärtswandern der Überflutungsflächen bewirken wird, sind es aber auch andere Aspekte, die sich bei einer Klimaänderung auf die Arthropodenfauna der Salzgrünländer auswirken. Zu denken ist dabei z.B. an die Änderung der Windverhältnisse oder auch die direkte Auswirkung der Temperaturerhöhung auf die Organismen.

Da die Gezeitenamplitude in der Ostsee zu vernachlässigen ist, sind Wasserstandsschwankungen aperiodisch und werden durch Windstaueffekte hervorgerufen. Der vorherrschende westliche Wind drückt das Wasser in die östliche Ostsee. Bei plötzlicher Windrichtungsumkehr auf Nord oder Nordost wird das Wasser in die westliche Ostsee zurückgetrieben und kann nicht schnell genug in die Nordsee ablaufen. Es kommt zu Wasserhochständen an den Südwestküsten (Härdtle 1984). Dauer und Amplitude der Wasserstandsschwankungen sind sehr verschieden. Höchste Differenzen treten im Winterhalbjahr auf.

Die Organismenwelt der Überflutungsflächen der Ostseeküste ist an diese aperiodischen Überflutungsereignisse angepasst. Sie bilden z.B. den Grund für die relative Artenarmut dieser Grünländer. Nur exklusive, an diese Extremverhältnisse angepasste Arten sind in der Lage hier zu überleben. Deshalb wird sich eine Änderung der Windverhältnisse und damit der Überflutungsrhythmik wahrscheinlich nicht gravierend auf die Artenzusammensetzung auswirken.

Die Temperaturerhöhung an sich hat andererseits sicherlich großen Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Salzgrünlandzöosen. Mit einer Temperaturänderung sind Verschiebungen von Arealgrenzen verbunden, wie sie auch jetzt schon für Mecklenburg-Vorpommern nachweisbar sind (Müller-Motzfeld 1995).

6. Zusammenfassung

Eine Änderung des Klimas ist an der Küste in erster Linie mit einer Änderung der Meeresspiegelhöhe verbunden. Für die mittlere Ostsee im Bereich Vorpommerns bedeutet das vor allem eine Ausweitung der überflutungsfähigen Räume.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit den Auswirkungen der Änderung der Überflutungshöhe auf die Arthropodenfauna, insbesondere die Carabiden- und Arachnozöosen. Es kann gezeigt werden, dass sowohl Laufkäfer als auch Spinnen sehr schnell, wesentlich schneller als die Pflanzenwelt, auf die Überflutung ehemals eingedeichter Flächen reagieren. Innerhalb von zwei Jahren bei den Laufkäfern und drei bis vier Jahren bei den Spinnen haben sich die Zöosen grundlegend gewandelt und in

ihrer Struktur und Zusammensetzung den etablierten Salzgrünländern angeglichen.

Damit wird nachgewiesen, dass Überflutungs-Salzgrünländer auf ehemals eingedeichten Flächen wieder entstehen können, eine Revitalisierung der Salzgrünländer ist also möglich. Auf die Bedeutung der Salzgrünlandflächen für den Küstenschutz wurde hingewiesen.

7. Literatur

- Baier, H., Holz, R., Jeschke, L., Müller-Motzfeld, G. & Succow, M. (1994): Sicherung der natürlichen Umwelt durch Naturschutz und Landnutzung – ein Diskussionspapier für ein landesweites Handlungsprogramm des Naturschutzes. – Naturschutzarb. Meckl.-Vorp. 37 (1): 1-7.
- Barber, H. (1931): Traps of cave inhabiting insects. – Journ. Elisha Mitchell Sci. Soc. 46: 259-266.
- Dierssen, K. (1993): Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Vegetationsentwicklung in Küsten-Salzrasen. – In: Schellnhuber, H.-J. & Sterr, H. (Hrsg.): Klimaänderung und Küste. Einblick ins Treibhaus. Springer, Berlin, Heidelberg, 400 S.: 189-195.
- Härdtle, W. (1984): Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste. – Mitt. Arbeitsgem. Floristik Schl.-Holst. u. Hamburg 34, 142 S.
- Herrmann, C. & Holz, R. (1994): New life in Karrendorf Meadows. – Baltic Bulletin 1: 36-39.
- Holz, R. & Eichstädt, W. (1993): Die Ausdeichung der Karrendorfer Wiesen – ein Beispielprojekt zur Renaturierung von Küstenüberflutungsräumen. – Naturschutzarb. Meckl.-Vorp. 36: 57-59.
- Irmeler, U. & Heydemann, B. (1986): Die ökologische Problematik der Beweidung von Salzwiesen an der Niedersächsischen Küste – am Beispiel der Leybucht. – Natursch. Landschaftspfl. Niedersachsen Beih. 15: 115 S.
- Janke, W. & Lampe, R. (1996): Relief, Morphogenese und Stratigraphie der Karrendorfer Wiesen. – Natur Natursch. Meckl.-Vorp. 32: 28-42.
- Janke, W., Kliewe, H. & Sterr, H. (1993): Holozäne Genese der Boddenküste Mecklenburg-Vorpommerns und deren künftige klimabedingte Entwicklung. – In: Schellnhuber, H.-J. & Sterr, H. (Hrsg.): Klimaänderung und Küste.

- Einblick ins Treibhaus. Springer, Berlin, Heidelberg, 400 S.: 137-152.
- Jeschke, L. (1995): Salzgrasland und Röhrichte an der vorpommerschen Ostseeküste. – In: Lamp, J. (Hrsg.): Gesunde Ostseeküste. Tagungsbericht 9 Umweltstiftung WWF-Deutschland (Stralsund 1993): 185 – 195.
- Kunz, H. (1993): Klimaänderungen und ihre Folgen für Wasserhaushalt, Gewässernutzung und Gewässerschutz. – In: Schellnhuber, H.-J. & Sterr, H. (Hrsg.): Klimaänderung und Küste. Einblick ins Treibhaus. Springer, Berlin, Heidelberg, 400 S.: 97-136.
- Loch, R. (1999): Sukzession von Spinnen nach Renaturierung eines Salzgrünlandes an der Ostseeküste. – Mitt. dt. Ges. allg. angew. Ent., im Druck
- Müller-Motzfeld, G. (1995): Klimatisch bedingter Faunenwechsel am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). – Angew. Landschaftsökol. 4: 135-154.
- Müller-Motzfeld, G. & Schultz, R. (1996): Laufkäfer als Zielarten der Salzgrünland-Renaturierung an der Ostseeküste. – Verh. SIEEC (München 1994): 130-141.
- Müller-Motzfeld, G., Schultz, R. & Pöbel, K.-U. (1996): Die Laufkäferfauna der Karrendorfer Wiesen als Indikator für die Sukzession der epedaphischen Arthropoden nach dem Deichrückbau. – Natur Natursch. Meckl.-Vorp. 32: 112-129.
- Scherfose, V. (1993): Zum Einfluss der Beweidung auf das Gefäßpflanzen-Artengefüge von Salz- und Brackmarschen. – Z. Ökologie Natursch. 2: 201 – 211.
- Schultz, R. (1998): Die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als Indikatoren der Renaturierung des Salzgrünlandes im Ostseebereich Vorpommerns. – Cuvillier, Göttingen, 236 S.
- Schultz, R. & Pöbel, K.-U. (1995): Erfassung der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) auf den Karrendorfer Wiesen. – Natur Natursch. Meckl.-Vorp. 31: 52-62.
- Schultz, R. & Zorn, C. (1997): Die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als Indikatoren für die Revitalisierung des Salzgrünlandes im Ostseebereich Vorpommerns. – Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster: 29-46.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Roland Schultz
 Zoologisches Institut & Museum
 Ernst-Moritz-Arndt-Universität
 Greifswald
 Johann-Sebastian-Bach-Str. 11-12
 17487 Greifswald

Klimabedingte Veränderungen im Ökosystem Boden am Beispiel von Küstendünen

von Detlev Handelsmann

Zusammenfassung

Untersuchungsgegenstand der hier vorgestellten Studie ist der Einfluss von Klimaänderungen auf die biogene Sandstabilisierung in Küstendünen, die als ökosystemarer Prozess anzusehen ist. Dabei wurden Fragen nach klimabedingten Reaktionen der an diesem Prozess beteiligten Organismengruppen (Pflanzen, Bodenmikroflora, Bodenfauna) und Veränderungen des Bodengefüges bearbeitet. Im Rahmen eines 2-jährigen Freilandexperimentes auf der Ostfriesischen Insel Norderney wurde das bodennahe Mikroklima mittels einer Gazeüberspannung auf 4 m² großen und mit Strandhafer (*Calamophila baltica*) beplanteten Parzellen experimentell modifiziert. Dabei wurde eine Temperaturerhöhung um etwa 1 K im Oberboden erreicht. In 3-monatigem Rhythmus wurden Proben für die Untersuchung von pflanzlicher und mikrobieller Biomasse, des Bodentierbesatzes (Collembola, Gamasina) sowie des Bodengefüges entnommen.

Die Produktion an pflanzlicher und mikrobieller Biomasse sowie die Bildung von Bodenaggregaten als Maß für den Zustand des Bodengefüges erhöhten sich durch die Veränderung des Mikroklimas. Eine signifikante Zu- oder Abnahme der Mikroarthropoden konnte nicht festgestellt werden. Die Veränderungen im Ökosystem liefen bei allen untersuchten Parametern nahezu gleichgerichtet und vermutlich korrespondierend ab. Die Befunde deuten darauf hin, dass die biogene Sandstabilisierung als ökosystemare Leistung der Bodenzönose in Küstendünen unter den Bedingungen eines regionalen Klimaszenarios für das Jahr 2050 zunimmt. Konsequenzen für die zukünftige Stabilität von Küstendünen werden diskutiert.

Einleitung

Küstendünen sind einzigartige Lebensräume mit spezifischen Lebensbedingungen, daran angepassten Lebensgemein-

schaften aus hochgradig spezialisierten Pflanzen- und Tierarten. Entlang der deutschen Nord- und Ostseeküste stellen sie ein wesentliches Element der Landschaften dar, denen als Nationalparks oder Naturschutzgebieten ein besonderer Wert zuerkannt wird. Küstendünen bilden zudem einen natürlichen Schutzwall, der das Hinterland vor Überflutungen bewahrt. Angesichts der erwarteten Klimaerwärmung und einem folgli-

chen Anstieg des Meeresspiegels gelten Küstendünen aufgrund ihrer Exposition im Übergangsbereich von Land und Meer als besonders gefährdet (van der Meulen 1990, Vestergaard 1991, Reinke 1998, Sterr 1998). Ein fundierter Kenntnisstand zur potentiellen Stabilität von Küstendünen ist daher für den Natur- und Küstenschutz von grundlegendem Interesse.

Die Existenz von Küstendünen beruht nicht nur auf dem Ablauf geomorphologischer Prozesse sondern vor allem auch auf der Festlegung des Sandes durch die Lebensäußerungen der dort vorkommenden Organismen. Die Bedeutung von Gräsern für die Entstehung und Stabilisierung von Küstendünen ist seit langem bekannt und bildet eine wichtige Grundlage für Küstenschutz

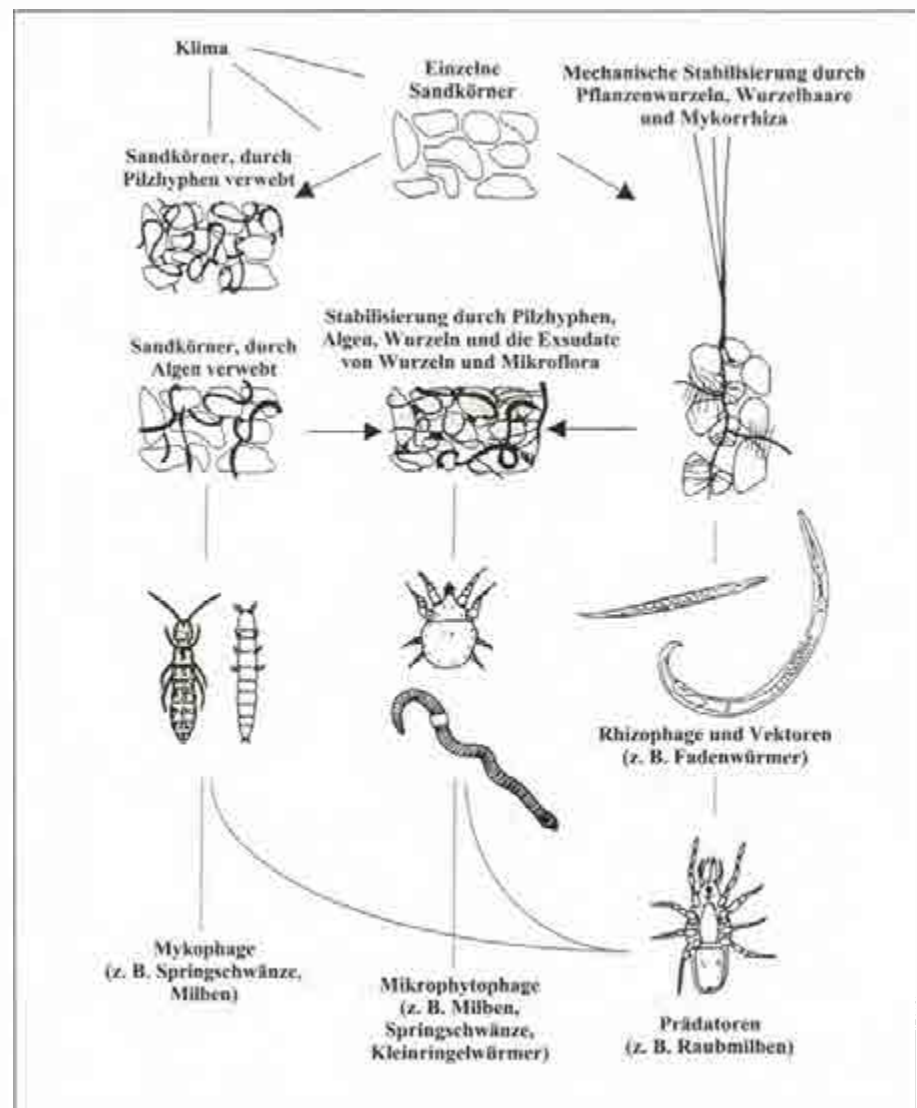


Abb. 1: Biogene Sandstabilisierung als ökosystemarer Prozess (verändert nach Koehler et. al 1995).

und Dünenmanagement (van Dieren 1934; van Bohemen & Meesters 1992, Erchinger 1992). Die Rolle der biogenen Sandstabilisierung, d. h. der Bildung des Bodengefüges als Leistung der gesamten Bodenzönose findet dagegen erst seit neuerer Zeit Erwähnung (Koehler & Weidemann 1995, Handelmann & Klittmann 1999). Aufgrund des Interaktionsgeflechtes zwischen den Sandpartikeln, Organismen und externen Parametern, insbesondere Klimafaktoren, ist die biogene Sandstabilisierung in Küstendünen als ein ökosystemarer Prozess aufzufassen (Abb. 1). Dieser Studie liegt die Hypothese zugrunde, dass Veränderungen des Klimas sich indirekt auf Intensität und Geschwindigkeit dieses Prozesses auswirken, indem die Organismen als wesentliche Komponenten des betrachteten Systems beeinflusst werden. Größe und Richtung des Klimaeinflusses auf die Aggregatbildung und damit auf die Stabilität und Regenerationsfähigkeit von Küstendünen sind unbekannt.

Vor diesem Hintergrund wurde auf der Ostfriesischen Insel Norderney ein Freilandexperiment unter modifizierten Klimabedingungen (Temperaturerhöhung) durchgeführt. Innerhalb einer Laufzeit von 2 Jahren wurde die Entwicklung der biogenen Sandstabilisierung anhand botanischer, mikrobieller, bodenzoologischer und bodenphysikalischer Parameter erfasst. Es wurden korrespondierende Untersuchungen insbesondere zur

- Entwicklung und Vitalität von Strandhafer als bestandsbildende Pflanze in Küstendünen,
- Biomasse der Bodenmikroflora,
- Besatzdichte von Bodenmikroarthropoden verschiedener Ernährungstypen (Collembola, Gamasina) und
- Bildung von Bodenaggregaten durchgeführt.

Welche klimatisch bedingten Veränderungen in der Stabilität von Küstendünen zu erwarten sind und welche möglichen Konsequenzen sich daraus ergeben, sind Gegenstand der vorliegenden Studie. Eine Diskussion dieser Fragen hat Bedeutung für eventuell zu ergreifenden Managementmaßnahmen im Rahmen eines integrierten Küstenschutzes.

Das Forschungsvorhaben war Bestandteil des interdisziplinären Projektverbundes »Auswirkungen von Klimaänderungen auf die biologischen Systeme der Küsten« und wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung

(BMBF) gefördert. Dieser Projektverbund ist seinerseits eingebunden in das Bund-Länder-Programm »Klimaänderung und Küste«.

Geographie des Untersuchungsgebietes

Die experimentellen Freilanduntersuchungen wurden auf der Ostfriesischen Insel Norderney (Niedersachsen) durchgeführt. Der Standort befand sich am nördlichen Rand eines breiten Dünentals und lag etwa 3,4 km nordöstlich des Stadtzentrums von Norderney (geographische Koordinaten: 53°43'08"N, 7°11'38"E). Die Einrichtung und Wartung der Versuchsfläche geschah in Kooperation mit dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK), der auf dem umgebenden Gelände eine 4,2 ha umfassende Pflanzkulturfläche für Baltischen Strandhafer (*Calamophila baltica*) unterhält. Seit 1992 wird dort auf Dünen sand eine vegetative Vermehrung und anschließende Auspflanzung dieses Dünengrases zum Zwecke des Erosionsschutzes von Küstendünen durchgeführt (Schulze-Dieckhoff 1992). Das Gelände entstammt einem ehemaligen Tertiärdünenbereich mit feinsandigem Substrat (mittl. Korndurchm. 0,18 mm, org. Substanz 0,15 %, pH 4,7), der für die beschriebene Funktion oberflächlich abgeschoben, umgelagert und einplaniert wurde.

Experimentelles Design

Am Nordrand der Pflanzkulturfläche des NLWK wurde eine 10 x 20 m² große Versuchsanlage für die Laufzeit von Mai 1997 bis April 1999 eingerichtet. Zur Modifikation des Mikroklimas wurden ebenerdig ausgebrachte und im Boden verankerte Metallrahmen aus Winkelprofil (Grundfläche 2 x 2 m², Höhe 0,5 m) verwendet, die mit einer luft- und wasserdurchlässigen Siebgaze überspannt waren. Dieses Verfahren orientierte sich an den Feldversuchen von Koehler (1983). Durch unterschiedliche Maschenweiten (3,5 mm und 1,5 mm) wurden zwei Versuchsvarianten definiert. Der Boden unter den Rahmen wurde mit jeweils 7 x 7 Stecklingen des Baltischen Strandhafers (*Calamophila baltica*) aus der umliegenden Kulturfläche bepflanzt (Abb. 2). Nach den Untersuchungen von



Abb. 2: Versuchspartellen. Kontrollvariante mit sichtbarem Bepflanzungsschema (Vordergrund) und Modifikationsvarianten mit gazebespannten Metallrahmen (Hintergrund).

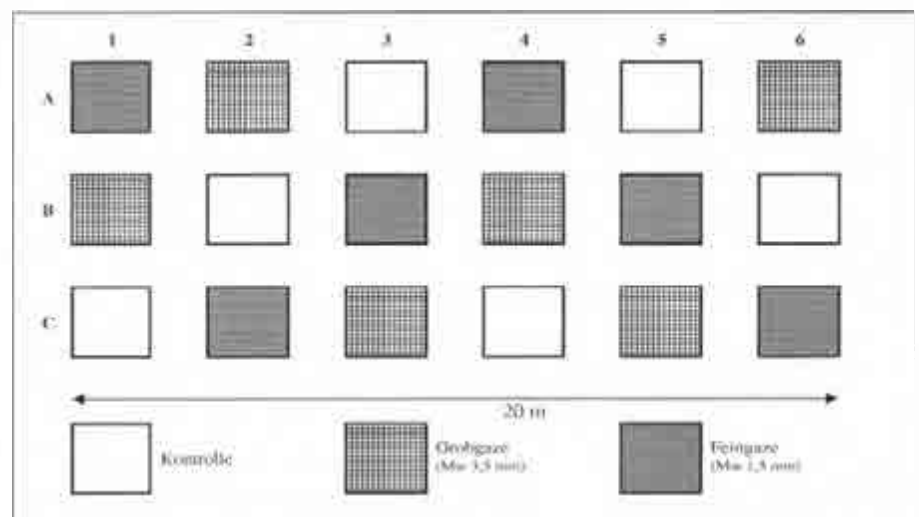


Abb. 3: Versuchsflächendesign. Anordnung der Partellen im doppelten Lateinischen Quadrat.

Schulze-Dieckhoff (1992) ist diese Art im Vergleich zum Gemeinen Strandhafer (*Ammophila arenaria*) anspruchsloser hinsichtlich ihres Nährstoffbedarfs und wuchsfreudiger in älteren Dünenstadien. Die Kontrollvariante wies ebenfalls das voran beschriebene Pflanzschema auf, war jedoch nicht mit Rahmen und Gazebespannung versehen. Von jeder Versuchsvariante sowie der Kontrolle wurden 6 Wiederholungen in einem doppelten Lateinischen Quadrat angeordnet (Abb. 3).

Probennahmeverfahren

Die Bodenprobenahmen für die Untersuchung der abiotischen und biotischen Bodenparameter erfolgten ab Oktober 1997 im Zeitabstand von 3 Monaten (Januar, April, Juli und Oktober) bis April 1999. Ferner wurde der Ausgangszustand t_0 im Mai 1997 mit 10 Stichproben erfasst. Eine Probeneinheit wurde durch eine willkürlich ausgewählte *Calammophila*-Pflanze aus den inneren 5 Reihen jeder Einzelparzelle gebildet (Abb. 2). Nach Entnahme des oberirdischen Pflanzenmaterials wurden mit einem Bohrzylinder ($\varnothing$ 5,6 cm) unmittelbar seitlich der *Calammophila*-Pflanze zwei Einstiche ausgeführt. Dabei wurden Bohrkern von jeweils 200 cm³ aus zwei Bodentiefen gewonnen (0 - 8 cm und 8 - 16 cm), die im folgenden als Ober- und Unterboden bezeichnet werden. Der eine Probeneinstich wurde der Untersuchung von mikrobieller Biomasse zugeführt, der andere für die Erfassung des Bodenwassergehaltes, der Bodenaggregate und der Mikroarthropoden verwendet. Mit Hilfe eines größeren Bohrzylinders ($\varnothing$ 17,8 cm), der die beiden vorangegangenen Einstichpositionen und damit die gesamte *Calammophila*-Pflanze umfasste, erfolgte die Entnahme weiteren Bodenmaterials, aus dem die unterirdische pflanzliche Biomasse entnommen wurde. Die verbliebene Vertiefung wurde schließlich zugeschüttet und erneut mit einer *Calammophila*-Pflanze versehen. Infolge einer Beprobung oder nach Absterben ersetzte Exemplare fanden bei nachfolgenden Probenahmen keine Berücksichtigung.

Untersuchungsmethoden

Mikroklima. – Zur Dokumentation des thermischen Effekts der Gazebespannung wurden in einer Messperiode von

August bis Dezember 1998 in je zwei Parzellen von Kontrolle und Gazevarianten die Bodentemperaturen in einer Tiefe von 4 cm mittels Datenloggern aufgezeichnet. Darüber hinaus fand nachträglich eine Kontrollmessung der relativen Luftfeuchte in 20 cm Höhe über dem Boden mit jeweils einem Datalogger pro Versuchsvariante statt (31.8. – 16.9.99). Am 10.7.1997 wurde anhand eines Tagesganges die mittlere Absorption der Global- und der photosynthetisch aktiven Strahlung ($\lambda = 400 - 700$ nm) durch die Gazebespannung bestimmt. Die routinemäßige Erfassung des aktuellen Wassergehaltes im Boden nach DIN 19683 B4 (1973) ermöglichte eine Abschätzung der Interzeption durch die Gazebespannung.

Pflanzliche Biomasse. – Die Entwicklung des gepflanzten Baltischen Strandhafers (*Calammophila baltica*) wurde ab Januar 1998 gesondert nach Spross und Wurzel ermittelt. Oberirdische Sprossanteile wurden mit einer Schere abgetrennt, während unterirdische Spross- und Wurzelanteile mit Sieben der Maschenweiten 5 und 2 mm aus den entnommenen Bodenkernen isoliert wurden. Sämtliches Pflanzenmaterial wurde von anhaftendem Sand befreit, bei 60 °C getrocknet und gewogen. Der erfasste Wurzelraum betrug 4000 cm³ bei einer Bodentiefe bis 16 cm.

Mikrobielle Biomasse. – Dieser Parameter wurde ab April 1998 indirekt über die Substrat-induzierte Atmung nach Anderson & Domsch (1978) erfasst. Das methodische Prinzip basiert auf dem Sachverhalt, dass bei Zugabe eines leicht metabolisierbaren Substrates (Glucose)

die Atmungsrate in einem äquivalenten Verhältnis zur mikrobiellen Biomasse steht. Die Bodenatmung wurde mit Hilfe einer Warburg-Apparatur bei einer konstanten Umgebungstemperatur von 22 °C gemessen. Die Berechnung der mikrobiellen Biomasse erfolgte nach Kaiser et al. (1992) und einer Korrektur nach Kalibrationsmessung mit einem Infrarot-Gasanalysator nach Heinemeyer et al. (1989).

Mikroarthropoden. – Für die Separierung der Tiere wurde ein modifiziertes und ursprünglich von Macfadyen (1953) entwickeltes Extraktionsverfahren gewählt. Das methodische Prinzip besteht darin, dass die Bodenprobe einem Wärme- und Feuchtgradienten ausgesetzt wird, um die Bodentiere zum aktiven Verlassen der Probe zu veranlassen. Diese wurden in einer Fixierflüssigkeit (Ethylenglykol) aufgefangen und anschließend in Ethanol 70% überführt. Unter einem Binokular erfolgte die Separierung des Fanges von Bodenpartikeln, die Sortierung der Tiergruppen und deren Auszählung.

Bodengefüge. – Das Bodengefüge wurde anhand des relativen Gewichtsanteils von Bodenaggregaten (Partikelgröße > 0,63 mm) an der Bodenmatrix charakterisiert. Die Messung erfolgte an den luftgetrockneten Bodenkernen nach Extraktion der Mikroarthropoden unter Verwendung einer Siebkaskade (8 mm, 5 mm, 2 mm, 1 mm, 0,63 mm und 0,2 mm). Die Methodik orientiert sich an den von Hartge & Horn (1992) dargestellten Prinzipien, weicht davon jedoch durch die durchgeführte Trocken- statt Nasssiebung ab.

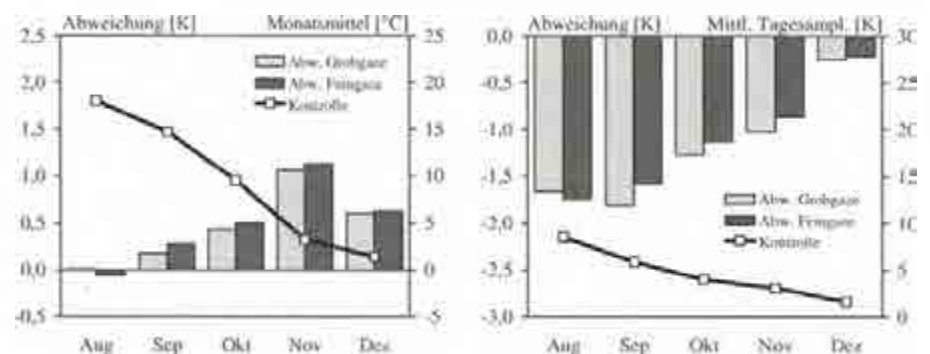


Abb. 4: Thermischer Effekt der Gazebespannung. Darstellung von Bodentemperaturen als monatliche Mittel und Amplituden in 4 cm Tiefe. Die Kontrolle ist in absoluten Werten, die Gazevarianten als Abweichung zur Kontrolle gezeigt. Erfassungszeitraum August bis Dezember 1998. n = 2.

Ergebnisse

Modifikation des Mikroklimas. – Der Thermische Effekt der Gazebespannung wurde anhand des zeitlichen Temperaturverlaufes im Oberboden über 5 Monate dokumentiert (Abb. 4). Bei Betrachtung der monatlichen Mitteltemperaturen war eine Erwärmung des Bodens unter der Gazebespannung um bis zu 1,1 K zu erkennen. Die mittlere Tagesamplitude nahm im jahreszeitlichen Verlauf von August bis Dezember um etwa 8 K ab, zeigte sich in den Gazevarianten gedämpfter und lag dort um bis zu 1,8 K unter der in der Kontrolle. Das gesamte Temperaturmuster unterschied sich zwischen Grob- und Feingaze nur unwesentlich. Der thermische Effekt wies jedoch eine deutliche jahreszeitliche Abhängigkeit auf und war in den kühlen Monaten am intensivsten, hingegen in den warmen Monaten nur undeutlich ausgeprägt. Bei der Erfassung der bodennahen relativen Luftfeuchte über 17 Tage konnten keine wesentlichen Abweichungen der Gazevarianten von der Kontrolle festgestellt werden. Ebenso waren Unterschiede im aktuellen Bodenwassergehalt zwischen der Kontrolle und den Gazevarianten als Maß für die Interzeption von Niederschlagswasser nur geringfügig und ungerichtet ausgebildet. Die Messungen zur Lichtpermeabilität der verwendeten Gazematerialien zeigten, dass im Mittel beide Maschenweiten die Globalstrahlung um 25 % sowie die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) um 23 % absorbierten.

Pflanzliche Biomasse. – Die Biomasse von *Calammophila baltica* zeigte eine jahreszeitliche Periodik mit einem Maximum im Spätsommer und einem Minimum im Frühjahr (Abb. 5). Die Sprossbiomasse war in der Kontrolle geringer als in den Gazevarianten, wobei unter der Grobgaze die höchsten Werte erreicht wurden. Die Werte für die Wurzelbiomasse lagen in den Gazevarianten höher als in der Kontrolle. Erhebliche Unterschiede zwischen Grob- und Feingaze waren dort nicht erkennbar. Im Zeitverlauf erreichte die Gesamtbiomasse der *Calammophila*-Pflanzen in den Gazevarianten im Mittel ein höheres Niveau. Dieses Ergebnis war jedoch nur an einzelnen Terminen signifikant ($\alpha \leq 0,1$).

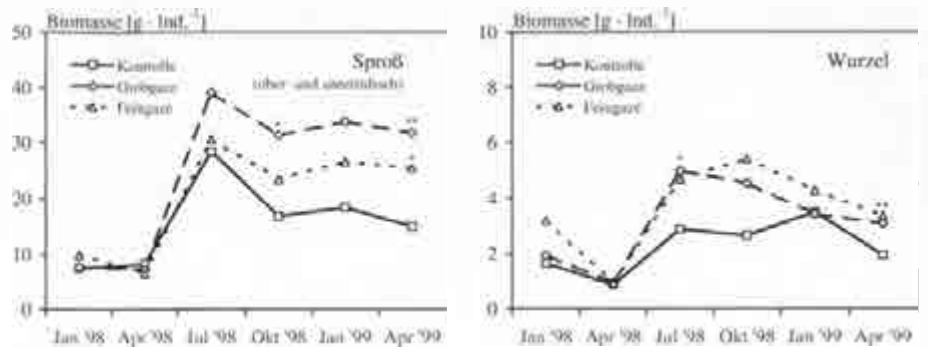


Abb. 5: Pflanzliche Biomasse von *Calammophila baltica*. Darstellung von Mittelwerten. $n = 6$, Signifikanzniveau bei Abweichungen von der Kontrolle (t-Test, 2-seitig) * $\alpha \leq 0,1$ ** $\alpha \leq 0,05$.

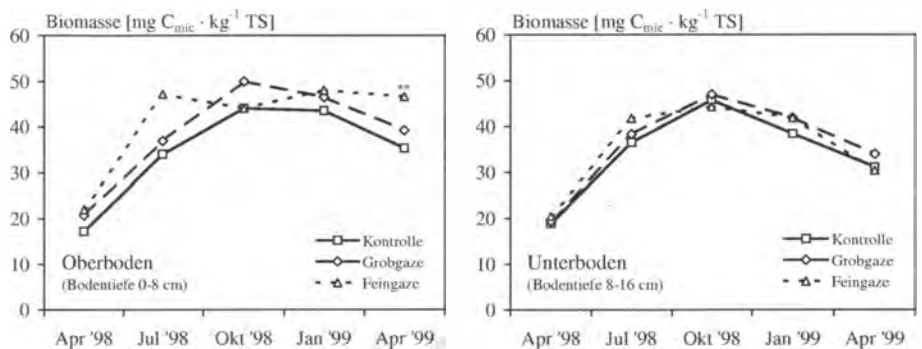


Abb. 6: Mikrobielle Biomasse. Darstellung von Mittelwerten. $n = 6$, Signifikanzniveau bei Abweichungen von der Kontrolle (t-Test, 2-seitig) * $\alpha \leq 0,1$ ** $\alpha \leq 0,05$.

Mikrobielle Biomasse. – Seit Erfassungsbeginn im April 1998 war bei der mikrobiellen Biomasse eine Zunahme auf ein Niveau von ca. 50 mg C_{mic} · kg⁻¹ Trockenboden in beiden Bodentiefen festzustellen (Abb. 6). Während des gesamten Erfassungszeitraumes erreichten die Gazevarianten vor allem im Oberboden höhere Mittelwerte als die Kontrolle. Diese Abweichung ließ keine zeitliche Entwicklung erkennen und war lediglich

beim letzten Probennahmetermin im April 1999 signifikant ($\alpha \leq 0,1$).

Mikroarthropoden. – Die Individuenzahlen der Springschwänze stiegen nach Beginn des Experiments deutlich an und erreichten Siedlungsdichten von bis zu >120.000 Ind. · m⁻². Die Raubmilben (Gamasina) wurden in deutlich geringeren Anzahlen bis annähernd 10.000 Ind. · m⁻² angetroffen. Im zeitli-

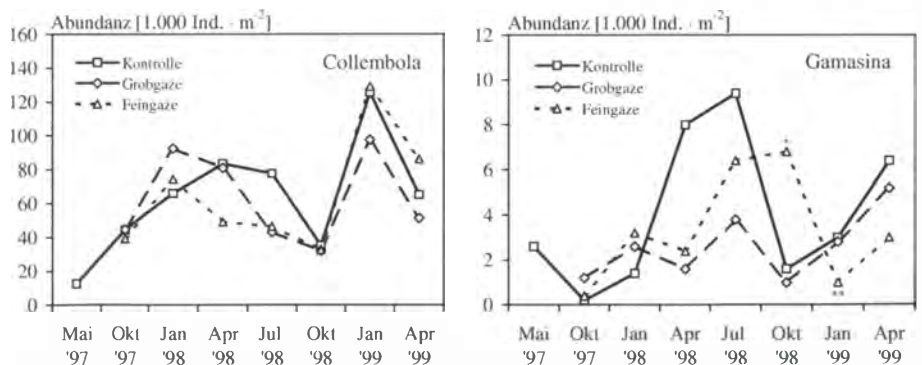


Abb. 7: Siedlungsdichten der Mikroarthropoden (*Collembola*, *Gamasina*). Darstellung von Medianen. Bodentiefe 0-16 cm, $n = 6$, Signifikanzniveau bei Abweichungen von der Kontrolle (U-Test, 2-seitig) * $\alpha \leq 0,1$ ** $\alpha \leq 0,05$.

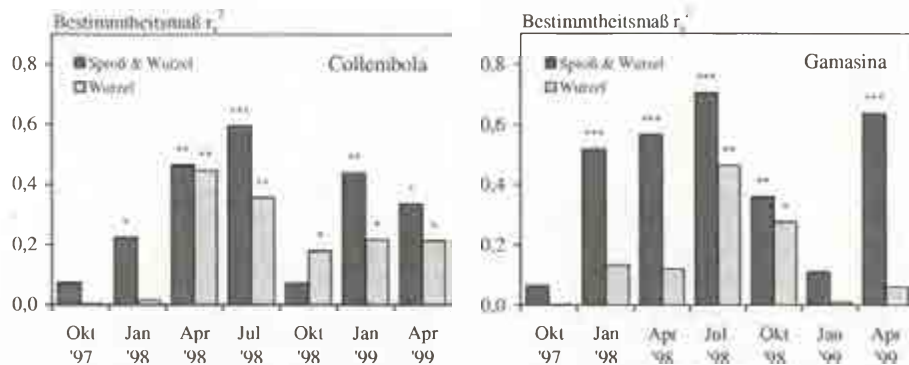


Abb. 8: Rangkorrelation der Siedlungsdichten von Mikroarthropoden (*Collembola*, *Gamasina*) mit unterirdischer pflanzlicher Biomasse. Darstellung von Bestimmtheitsmaßen r^2 . Bodentiefe 0–16 cm, $n = 18$, Signifikanzniveau für $r \neq 0$ (2-seitige Fragestellung) * $\alpha \leq 0,1$ ** $\alpha \leq 0,01$ * $\alpha \leq 0,001$.**

chen Verlauf waren bei beiden Tiergruppen erhebliche Schwankungen in ihrer Häufigkeit festzustellen (Abb. 7). Sowohl bei den Springschwänzen als auch bei den Raubmilben zeigten sich keine gerichteten oder signifikanten Abweichungen gegenüber der Kontrolle. Eine Rangkorrelationsanalyse zur Abundanz von Mikroarthropoden und unterirdischer pflanzlicher Biomasse zeigte jedoch für beide Tiergruppen zu allen Jahreszeiten einen ausgeprägten positiv gerichteten Zusammenhang mit signifikant hohen Bestimmtheitsmaßen (Abb. 8).

Bodengefüge. – Der Anteil aggregierter Bodenpartikel an der Bodenmatrix als Maß für die Bodengefügebildung nahm im Verlauf der Untersuchung bis Januar 1999 um ein vielfaches zu (Abb. 9). Die Gazevarianten wiesen im Oberboden eine stärkere Aggregation auf als die Kontrolle. Zudem war eine Rangfol-

ge zu erkennen, in der die Werte der Feingaze über denen der Grobgaze lagen, während die Kontrolle die geringste Aggregation zeigte. Die Differenzen der Feingaze gegenüber der Kontrolle waren an den letzten drei Probenahmeterminen signifikant ($\alpha \leq 0,1$). Im Unterboden hingegen war ein solches Muster nur undeutlich zu erkennen.

Diskussion

Modifikation des Mikroklimas. – Die experimentell angestrebte Temperaturerhöhung im Boden trat ein und wurde deutlich nachgewiesen. Aufgrund fehlender Mess- und Regelkreise war sie nicht gleichbleibend, sondern in den kalten Monaten wirksamer als in den warmen. Im Mittel blieb die erreichte Bodenerwärmung unter den für die Lufttemperatur kalkulierten Werten des regionalen Klimaszenarios ECHAM4/

OPYC für den norddeutschen Küstenraum im Jahre 2050 (von Storch et al. 1998). Die Modifikation des Mikroklimas ist jedoch nicht auf die Erhöhung der Temperatur beschränkt zu betrachten, sondern versteht sich vielmehr als ein Komplex mehrerer Klimafaktoren. Vor allem ist von einer Abnahme der mittleren Windgeschwindigkeit durch die Gazeüberspannung und damit von einer Reduktion des bodennahen Luftaustausches und der oberflächlicher Sanddrift auszugehen. Veränderungen in der Luft- und Bodenfeuchte lagen jedoch in einem für Bodenorganismen unbedeutenden Bereich, so dass unbeabsichtigte Effekte durch Interzeption als gering einzuschätzen sind. Trotz einer gemessenen Absorption der Sonneneinstrahlung von ca. 25 % sind defizitäre Lichtverhältnisse unter der Gazeüberspannung aufgrund des gesteigerten Pflanzenwachstums unwahrscheinlich. Da sich die Intensität des mikroklimatischen Effekts zwischen den beiden Gazemaschenweiten kaum unterscheidet, werden die entsprechenden Befunde im Folgenden zusammengefasst.

Pflanzliche und mikrobielle Biomasse. – Die Strandhaferpflanzen (*Calamophila baltica*) reagierten auf die Veränderung des Mikroklimas mit stärkerem Wachstum. Sowohl Spross als auch Wurzel zeigten eine höhere Biomasseproduktion. In Langzeituntersuchungen konnten Anthonsen et al. (1996) dokumentieren, dass sich die Vegetationsbedeckung in einem dänischen Wanderdünengebiet bei gleichzeitiger Zunahme von Temperatur und Niederschlag sowie Abnahme der Windintensität innerhalb weniger Jahrzehnte deutlich erhöhte. Das Wachstum von Dünengräsern wird jedoch in erheblichem Ausmaß auch von der Anwesenheit von Bodenmikroorganismen bestimmt (Forster & Nicolson 1981a). Besonders für VA-Mykorrhizapilze wurde ein stimulierender Einfluss auf das Pflanzenwachstum nachgewiesen (Nicolson & Johnston 1979, Koske & Polson 1984). Die Zunahme der pflanzlichen Biomasse muss daher in direkter Beziehung mit der Zunahme an mikrobieller Biomasse betrachtet werden. Das Vorkommen von Mikroorganismen im Boden seinerseits wird durch die Besiedlung höherer Pflanzen begünstigt (Forster & Nicolson 1981b). Den beobachteten Phänomenen liegt daher offenbar ein synergistischer Effekt zugrunde.

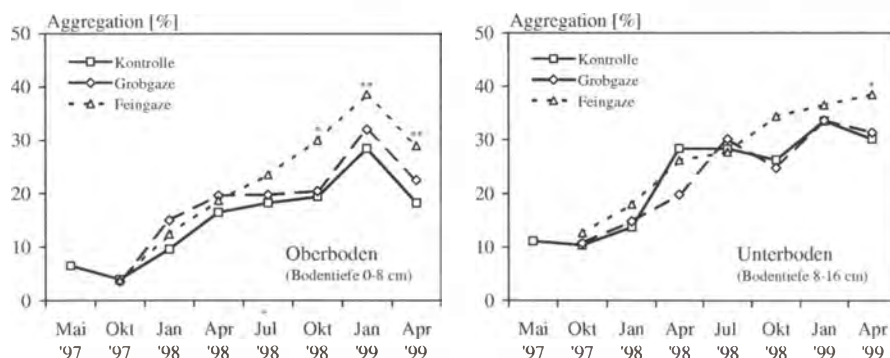


Abb. 9: Aggregation – Gewichtsanteil von Bodenaggregaten (unbelastet, Partikelgröße $\geq 0,63$ mm) an der Bodenmatrix. Darstellung von Mittelwerten. $n = 6$, Signifikanzniveau bei Abweichungen von der Kontrolle (t-Test, 2-seitig) * $\alpha \leq 0,1$ ** $\alpha \leq 0,05$.

Mikroarthropoden. – Ein Reaktionsmuster der Mikroarthropoden auf das experimentell veränderte Mikroklima konnte durch die Abundanzerhebungen nicht festgestellt werden. Da das quantitative Auftreten sowohl von Springschwänzen als auch Raubmilben mit der Ausprägung unterirdischer Pflanzenbiomasse stark korreliert, ist zumindest von einem indirekten klimatischen Effekt auszugehen. Der lebenden Wurzel wird durch deren Freisetzung von Exsudaten und den Folgereaktionen durch Attraktion von Mikroorganismen und Konsumenten mehrerer trophischer Ordnungen eine bedeutende Rolle zugesprochen (Clarholm 1985). Bei moderater Beweidung von pflanzenassoziierten Mikroorganismen (Bakterienkolonien, Mycorrhiza und andere Pilzmycelien,) durch Mikrophytophage (z.B. Nematoden und Collembolen) wird deren Wachstum und Aktivität stimuliert (Coleman 1985). Durch diese Effekt entsteht eine positiv Rückgekopplung auch mit dem Pflanzenwachstum. Bodentiere sind daher in den Prozess der biogenen Sandstabilisierung ökosystemar eingebunden.

Bodengefüge und biogene Sandstabilisierung. – Die Bodenaggregation als integratives Maß für die biogene Sandstabilisierung im mikroskopischen Maßstab wird unter dem modifizierten Mikroklima und bei zunehmender Biomasseproduktion ebenfalls gesteigert. Dabei haben die Pflanzenwurzeln allein nur eine geringe Bedeutung. Erst in Assoziation mit lebendverbauenden Mikroorganismen kommt es zur umfänglichen Neubildung von Aggregaten. Das Verkleben von Bodenpartikeln wird durch die Ausscheidung von Polysaccharidschleimen erreicht und konnte vor allem bei dem VA-Mykorrhizapilz *Glomus* beobachtet werden (Sutton & Sheppard 1976; Forster & Nicolson 1981a). Das Ausmaß an Aggregation korreliert vor allem mit dem Aufwuchs höherer Pflanzen, welche ihrerseits eine zunehmende Stabilisierung des Sandes im makroskopischen Maßstab durch Verweben von Sandkörnern und den Windschatteneffekt bewirken. Beides zusammen führt zu einer erhöhten Resistenz des Substrates gegenüber Winderosion (Forster & Nicolson 1981b). Durch die Partikelgröße des Sandes und den geringen Humusgehalt ist die Ausbildung von Aggregaten durch lebendverbauende Pilze und Bakterien in Dünen jedoch beschränkt und temporär

(Anderson 1991). Aufgrund der individuenreichen Bodenmikro- und Bodenmesofauna in Küstendünen gilt ein indirekter Einfluss auf die biogene Sandstabilisierung durch deren Beweidung von Mikroorganismen und Pflanzenwurzeln sowie deren Beitrag zur Verbreitung von Diasporen als wahrscheinlich (Koehler et al. 1995). Eine Beschleunigung von allgemeinen Bodenbildungsprozessen wie Humusanreicherung, Podsolierung und Gefügebildung durch Temperaturerhöhung ist nach Sevink (1991) und Vestergård (1991) an gleichfalls gesteigerte Niederschlagsmengen gebunden. Dies ist nach dem regionalen Klimamodell ECHAM4/OPYC für den nordeutschen Küstenraum im Jahre 2050 zu erwarten (von Storch et al. 1998).

Schlussfolgerungen und Hypothesen

Die dargestellten Befunde deuten darauf hin, dass unter den regional zu erwartenden klimatischen Verhältnissen der nahen Zukunft das Ökosystem Dünenboden produktiver wird und die biogene Sandstabilisierung in mikroskopischem und makroskopischem Betrachtungsmaßstab zunimmt. Die daraus resultierende Annahme, dass damit auch die Persistenz und das Regenerationsvermögen von Küstendünen gefördert wird, ist aus der Sicht des Küsten- und Naturschutzes als positive Entwicklung zu bewerten. Dem steht jedoch die Prognose einer zunehmenden geomorphologischen Dynamik im Zuge des klimabedingten Meeresspiegelanstieges um etwa 20 cm im Jahr 2050 (IPCC 1995) gegenüber. Es wird davon ausgegangen, dass einerseits die Küstenerosion verstärkt wird, andererseits aber die Neubildung von Dünen als Folge des vermehrten Sedimentangebotes zunimmt (Carter 1991). Unabhängig davon stellten Anthonsen et al. (1996) im nördlichen Dänemark eine klimabedingte Umwandlung der äußeren Dünengestalt fest. Diese Annahmen und Beobachtungen deuten auf einen weitreichenden Einfluss des Klimas auf die Küstendünen und langfristige Veränderungen der Küstenlandschaften hin. Küstendünen besitzen eine dynamische Stabilität, d. h. kleinräumige Veränderungen in der Morphologie tragen zum Fortbestand des Dünengürtels als Ganzes bei (Koehler & Weidemann 1995; van Zoest 1992). Die Küstenschutzfunktion von Dünen ist nach Ansicht von Car-

ter (1991) sowie Pott & Peters (1997) nur durch das langfristige Zulassen dieser natürlichen Landschaftsdynamik zu erhalten. Deren Unterbindung nimmt den Dünenküsten die Möglichkeit, sich großräumigen Veränderungen des Klimas oder des Meeresspiegels anzupassen. Die seit etwa 10 Jahren anhaltende Diskussion über das Zulassen unbefluster küstendynamischer Prozesse wird jedoch selbst im Naturschutz kontrovers geführt (EUCC 1997). In welchem Umfang sich die möglichen positiven und negativen Effekte eines veränderten Klimas kompensieren können, ist derzeit nicht abschätzbar. Es muss zunächst offen bleiben, ob die Küstendünen auch in Zukunft ihre Funktion für Küsten- und Naturschutz erfüllen werden. Wesentliche Voraussetzung dafür sind größte Anstrengungen für den Erhalt der Dünenökosysteme und für den Schutz des Klimas.

Literatur

- Anderson, J.P.E. & Domsch, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- Anderson, T.H. (1991): Bedeutung von Mikroorganismen für die Bildung von Aggregaten im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 154, 409-416.
- Anthonsen, K.L., Clemmensen, L.B. & Jensen, J.H. (1996): Evolution of a dune from crescentic to parabolic form in response to short-term climatic changes: Råbjerg Mile, Skagen Odde, Denmark. *Geomorphology* 17, 63-77.
- Carter, R.W.G. (1991): Near-future sea level impacts on coastal dune landscapes. *Landscape Ecol.* 6 (1/2), 29-39.
- Clarholm, M. (1985): Interactions of bacteria, protozoa and plants leading to mineralisation of soil nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* 17, 181-187.
- Coleman, D.C. (1985): Through a ped darkly: an ecological assessment of root-soil-microbial-faunal interactions. in: Fitter, A.H., Atkinson, D., Read, D.J., Usher, M.B. (Hrsg.): *Ecological interactions in soil*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, S. 1-21.
- DIN 19683 B4 (1973): Bestimmung des Wassergehaltes des Bodens. Bodenuntersuchungsverfahren im landwirt-

- schaftlichen Wasserbau. Physikalische Laboruntersuchungen. Deutscher Normenausschuss (Hrsg.), Berlin, 2 S.
- Erchinger, H.F. (1992): Conservation of barrier dunes as a smooth, natural method of coastal protection on the East Friesian Islands, Germany. In: Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F. & Sheehy-Skeffington, M.J. (Hrsg.): Coastal dunes. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 389-396.
- EUCC (Hrsg.) (1997): Natürliche Dynamik oder Management für den Naturschutz. Beiträge des Workshops in Dornumersiel, 8. – 10. Aug. 1996, Schriftenr. Nationalpark Niedersächs. Wattenmeer 2, 65 S.
- Forster, S.M. & Nicolson, T.H. (1981a): Aggregation of sand from a maritime embryo sand dune by microorganisms and higher plants. Soil Biol. Biochem. 13, 199-203.
- Forster, S.M. & Nicolson, T.H. (1981b): Microbial aggregation of sand in a maritime dune succession. Soil Biol. Biochem. 13, 205-208.
- Handelmann, D. & Klittmann, T. (1999): Küstendünen: biogene Sandstabilisierung und Klimasensibilität. in: Koehler, H., Mathes, K. & Breckling, B. (Hrsg.): Bodenökologie interdisziplinär. Springer, Berlin · Heidelberg, S. 93-104.
- Hartge, K.H. & Horn, R. (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden. 3. Aufl., Enke, Stuttgart, 177 S.
- Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser, E.A. & Walenzik, G. (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. Plant Soil 116, 191-195.
- IPCC (1995): Climate change 1994: Radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenario. Cambridge University Press, Cambridge, 339 S.
- Kaiser, E.A., Mueller, T., Joergensen, R.G., Insam, H. & Heinemeyer, O. (1992): Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. Soil Biol. and Biochem. 24, 675-683.
- Koehler, H. & Weidemann, G. (1995): Biogenic dune sand stabilization. in: Dijk, E.W.J. van (Hrsg.): Coastal conservation and management in the Baltic region. European Union for Coastal Conservation, Leiden, S. 83-98.
- Koehler, H. (1983): Studies on the development of soil mesofauna in a rubble dump cover. in: Lebrun, P., André, H.M., de Medts, A., Gregoire-Wibo, C. & Wauthy, G. (Hrsg.): New trends in soil biology. Proc. VIII. Int. Coll. Soil Zool., Louvain-la-Neuve 1982, Dieu-Brichart, Ottignies-Louvain-la-Neuve, S. 561-567.
- Koehler, H., Munderloh, E. & Hofmann, S. (1995): Soil microarthropods (Acari, Collembola) from beach and dune: characteristics and ecosystem context. J. Coastal Conserv. 1, 77-86.
- Koske, R.E. & Polson, W.R. (1984): Are VA mycorrhizae required for sand dune stabilization? BioScience 34, 420-424.
- Macfadyen, A. (1953): Notes on methods for the extraction of small soil arthropods. J. Anim. Ecol. 22, 65-77.
- Nicolson, T.H. & Johnston, C. (1979): Mycorrhiza in the Gramineae III. Glomus fasciculatus as the endophyte of pioneer grasses in a maritime sand dune. Trans. Br. Mycol. Soc. 72, 261-268.
- Pott, R. & Peters, M. (1997): Dünen durchbrüche und ihre Bedeutung für die Vegetations- und Landschaftsdynamik. Naturschutz Landschpl. 29, 69-74.
- Reinke, H.D. (1998): Auswirkungen einer globalen Klimaänderung an den deutschen Küsten. Wattenmeer Internat. 98 (4), 15-16.
- Schulze-Dieckhoff, M. (1992): Propagating dune grasses by cultivation for dune conservation purposes. in: Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F. & Sheehy-Skeffington, M.J. (Hrsg.): Coastal dunes. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 361-366.
- Sevink, J. (1991): Soil development in the coastal dunes and its relation to climate. Landscape Ecol. 6 (1/2), 49-56.
- Sterr, H. (1998): Gefährdung in den Küstenregionen. in: Lozán, J.L., Grassl, H. & Hupfer, P. (Hrsg.): Warnsignal Klima. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, S. 248-253.
- Sutton, J.C. & Sheppard, B.R. (1976): Aggregation of sand dune soil by endomycorrhizal fungi. Can. J. Bot. 54, 326-333.
- van Bohemen, H.D. & Meesters, H.J.N. (1992): Ecological engineering and coastal defence. in: Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F. & Sheehy-Skeffington, M.J. (Hrsg.): Coastal dunes. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 369-378.
- van der Meulen, F. (1990): European dunes: Consequences of climate change and sealevel rise. in: Bakker, T.W.M., Jungerius, P.D. & Klijn, J.A. (Hrsg.): Dunes of the European coasts: geomorphology – hydrology – soils. Catena, Cremlingen-Destedt, S. 209-223.
- van Dieren, J.W. (1934): Organogene Dünenbildung. Nijhoff, Den Haag, 304 S.
- van Zoest, J. (1992): Gambling with nature? A new paradigm of nature and its consequences for nature management strategy. in: Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F., Sheehy-Skeffington, M.J. (Hrsg.): Coastal dunes. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 503-513.
- Vestergaard, P. (1991): Morphology and vegetation of a dune system in SE Denmark in relation to climate change and sea level rise. Landscape Ecol. 6 (1/2), 77-87.
- von Storch, H., Schnur, R. & Zorita, E. (1998): Szenarien und Beratung. Anwenderorientierte Szenarien für den norddeutschen Küstenbereich. Unveröff. Projekt-Abschlussbericht für das BMBF (FK: 01 LK 9510/0), GKSS-Forschungszentrum, Geesthacht, 28 S.

Danksagung

Besonderer Dank gebührt meinem Freund und Kollegen Thimo Klittmann, der an der Entwicklung und Durchführung dieses Forschungsprojektes maßgeblich beteiligt war, sowie Jörn Badenhop, Michael Folger und Ute Uebbers (Universität Bremen), die bei der Durchführung der praktischen Arbeiten im Freiland und im Labor mitgewirkt haben. Den Mitarbeitern des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK), Außenstelle Norderney und Betriebsstelle Norden, und des Bodentechnologischen Institutes Bremen und Niedersachsen (BTI) sei für die freundliche Unterstützung gedankt.

Anschrift des Verfassers:

Dipl. Biol. Detlev Handelmann
Universität Bremen (UFT)
Abt. 10 (Ökologie)
Postfach 330 440
28334 Bremen
Tel.: 0421 – 218 7729, Fax: 0421 – 218 7654, e-mail: handelmann@uni-bremen.de

Moose als Indikatoren von rezenten und früheren Klimafluktuationen in Mitteleuropa

von Jan-Peter Frahm und Dieter Klaus

Zusammenfassung: Zweiundreißig Moosarten mit atlantischer, atlantisch-mediterraner oder mediterraner Verbreitung in Europa sind innerhalb der letzten 20 Jahre in Mitteleuropa gefunden worden. Diese Arealverschiebung um mehrere hundert Kilometer nach Osten konnte mit einem Anstieg der Mitteltemperaturen der Monate Dezember, Januar und Februar in derselben Zeit korreliert werden und um eine Verlagerung der 3,5°C Januarisotherme um 400 Kilometer nach Osten.

Sechs von diesen Arten waren früher schon sporadisch in Mitteleuropa gefunden worden, aber zwischendurch wieder verschwunden. Es kann belegt werden, dass die früheren Vorkommen von *Lepidozia cupressina*, *Cryphaea heteromalla*, *Lejeunea lamacerina*, *Tortula pagorum* und *Bryum torquescens* als auch Einzelvorkommen von *Frullania microphylla* und *Plagiochila punctata*, die rezent nicht wieder gefunden wurden, mit positiven Temperaturanomalien in der Vergangenheit korreliert werden konnten.

Moose haben sich damit als gute Indikatoren speziell milderer Winter erwiesen, zumal sie aufgrund ihrer kurzen Lebenszyklen und ihrer Sporenverbreitung sehr rasch auf Klimafluktuationen reagieren.

Einleitung

Klimaänderungen sind ein normales Phänomen auf unserem Planet. Sie fanden zu allen geologischen Epochen statt und hatten starken Einfluss auf die Evolution der Pflanzen und Tiere. Das Quartär ist durch eine Reihe von starken Klimaschwankungen charakterisiert und während des Holozäns kam es zu einer Reihe von wärmeren (z.B. das postglaziale Wärmeoptimum vor 6500 Jahren) und kälteren (z.B. der Kleinen Eiszeit im Mittelalter) Perioden. Während der letzten 2 Jahrhunderte sind die jährlichen Mitteltemperaturen bis 1880 um 1,2°C gesunken und sind seitdem wieder

um 0,8°C gestiegen. Dieser Anstieg basiert auf einer Interpolation von wärmeren und kälteren Phasen. Einen besonderen Temperaturanstieg hat es dabei während der letzten beiden Dekaden gegeben, wobei diskutiert wird, ob es sich dabei um einen natürlichen Effekt handelt oder der Temperaturanstieg durch menschlichen Einfluss intensiviert wird. Mit dem Temperaturanstieg sind bei vielen Tieren und Pflanzen Arealverschiebungen, Veränderungen der Brutsaison bei Vögeln (*Bundesamt für Naturschutz* 1995) oder die Verschiebung von Vegetationsstufen im Gebirge (*Klötzli & Walther* 1999) beobachtet worden.

Der Einfluss von Temperaturfluktuationen auf Kryptogamen ist bislang selten in Erwägung gezogen worden. *Wirth* (1997) diskutierte die gestiegene Artenzahl von Flechten in Mitteleuropa unter diesem Aspekt. Danach wurden 27 Flechtenarten während der letzten 20 Jahre neu in Deutschland gefunden. Davon stammen 7 Arten aus den ozeanischen Teilen Europas, was auf ein milderes Klima zurückgeführt wird.

Eignung der Moose für die Indikation von Klimaänderungen

Moose haben im Gegensatz zu Blütenpflanzen einige Besonderheiten, die sie gerade für das Monitoring von kurzfristigen Klimaänderungen geeignet machen:

■ Moose haben sehr leichte Verbreitungsmöglichkeiten durch Sporen. Jeder Sporogon produziert (mit wenigen Ausnahmen) zwischen 200 000 und 1,5 Millionen Sporen. Bereits eine kleine Population produziert auf diese Weise viele Milliarden Sporen. Diese Sporen haben eine Größe zwischen 7 und 140 µm, die meisten zwischen 10 und 30 µm. Diese Sporen sind so leicht, dass sie bereits von warmer aufsteigender Luft in die Atmosphäre aufgenommen werden und in höheren Luftschichten verbreitet werden. Obgleich der größte Teil der Sporen

in der Umgebung der Mutterpflanze niedergeht, gehen doch noch einige Millionen Sporen einer kleinen Population in die Fernverbreitung ein. Von ihnen landet wieder ein Großteil auf nicht zusagenden Substraten, jedoch ist für die Etablierung eines neuen Klonns nur eine Spore nötig, die erfolgreich auskeimt. Diese Fernverbreitung in Gebiete außerhalb des angestammten Areals wird durch den Versuch von *Petterson* (1940) belegt. Petterson filterte den Niederschlag eines Tages an einer finnischen Klimastation und erhielt 2300 Sporen von 13 Arten (was einer Sporenmenge von 60 Milliarden Sporen auf einen Quadratkilometer entspricht). Darunter waren auch Sporen einer Art, die nicht in Finnland vorkam.

■ Die Verbreitungsmöglichkeit muss auch für die vegetative Vermehrung gelten, da z.B. in Europa nur steril bekannte Arten wie *Tortula pagorum* Verbreitungssprünge über die Alpen oder von Südwest- nach Westdeutschland vollbracht haben. Für den Transport ihrer Brutkörper (um 100 µm groß) sind entsprechend höhere Windgeschwindigkeiten vonnöten, wie sie ebenfalls im Verlauf der letzten Jahre durch stärkere zyklonale Winde immer häufiger auftraten.

■ Die hohe Sporenproduktion und die leichte Verbreitbarkeit durch Wind führt dazu, dass Moossporen kontinuierlich auch über die Arealgrenzen verbreitet werden. In der Regel haben sie dort aufgrund nicht zusagender ökologischer (also auch klimatischer) Voraussetzungen keine Überlebenschance. Ändert sich jedoch das Klima, können Arten vorgeschobene oder disjunkte Vorkommen bilden.

■ Moossporen vieler Arten haben eine längere Lebensdauer von mehreren Jahren. *Malta* (1922) testete die Vitalität von Sporen von 195 Arten. Von ihnen keimten die Sporen von 73 Arten noch nach 9-16 Jahren.

■ Selbst wenn die Sporen in einem ungünstigen Jahr verbreitet werden, können sie im Boden überdauern und in Jahren mit zusagenden Bedingungen auskeimen. Auf diese Weise können Populationen südlicher annueller Arten, die bereits vor sehr langer Zeit nach Mitteleuropa verbreitet wurden, immer einmal auftreten und ungünstige Klimaphasen in der Sporenbank des Bodens überdauern. Während also z.B. Wälder oder Waldgrenzen nur sehr langsam

auf Klimaänderungen reagieren, können Moose jährliche Temperaturanomalien anzeigen.

Moose als Indikatoren von milden Wintern

Moose sind als poikilohydrische (wechselfeuchte) Pflanzen nur im gequollenen Zustand photosynthetisch aktiv. Bei trockenem Wetter trocknen sie aus und überstehen solche Perioden im Zustand latenten Lebens. Deswegen haben Moose ihre Haupt-Vegetationsperiode in temperaten Breiten im feuchteren Winterhalbjahr. Man kann davon ausgehen, dass sie daher nicht auf wärmere Sommer sondern eher auf mildere Winter reagieren.

Frahm & Klaus (1997) gaben 16 in West- oder Südeuropa verbreitete Arten an, die ihre Areale bis nach Mitteleuropa vorgeschoben hatten. Dazu gehören Arten mit mediterraner Verbreitung wie *Tortula princeps* De Not., *Scorpiurium circinatum* (Brid.) Fleisch. & Loeske, *Pottia recta* (With.) Mitt. and *Dicranella howei* Ren. & Card., Arten mit mediterran-atlantischer Verbreitung wie *Cryphaea heteromalla* (Hedw.) Mohr, *Tortella inflexa* (Bruch) Broth., *Cephaloziella baumgartneri* Schiffn. and *Leptobarbula berica* (De Not.) Schimp. und Arten mit atlantischer Verbreitung wie *Scleropodium cespitans* (C. Müll.) L. Koch, *Orthotrichum sprucei* Mont., *Lepidozia cupressina* (Sw.) Lindenb., *Oxystegus hibernicus* (Mitt.) Hilp., *Sematophyllum micans* (Wils.) Braithw., *Fissidens rivularis* (Spruce) B.S.G., *Leptodontium flexifolium* (Dicks. Ex With.) Hampe and *L. gemmascens* (Mitt. Ex Hunt) Braithw. Alle diese Arten hatten ihre Arealgrenzen teilweise um mehrere hundert Kilometer nach Osten oder Nordosten vorgeschoben.

Als Grund für diese Arealverschiebungen atlantischer oder mediterraner Arten erscheinen klimatische Veränderungen und darunter mildere Winter am wahrscheinlichsten. Zur Kalkulation der Winter-Temperaturen wurden die Mittel der Monate Dezember, Januar und Februar benutzt. Es konnte gezeigt werden, dass diese Mitteltemperatur im Zeitraum von 1881-1990 um 0,5° gestiegen war, im Zeitraum von 1961-1990 jedoch um 1,5°C. Als Folge dieser Erwärmung der Wintermonate verschob sich die 3,5°C Januarisotherme, die zuvor durch Paris gelaufen war, etwa 400 km östlich. Daher erscheint es plausibel,

dass die Moose dieser Verschiebung der Isotherme gefolgt sind.

Seit der Publikation von Frahm & Klaus (1997) hat sich die Anzahl der Beispielen für Arealverschiebungen atlantischer oder mediterraner Moosarten auf 32 erhöht. Zu den mediterranen Arten, die neu in Mitteleuropa aufgetreten sind gehören *Bryum torquescens* B.S.G., *Tortula pagorum* (Milde) De Not., *T. cuneifolia* (Dicks.) Turn., *T. grandiretis* Broth., *Trichostomopsis umbrosa* (Hook. & Grev.) Robins, *Tortula brevissima* Schiffn., *Entosthodon hungaricus* (Boros) Loeske, *Phascum leptophyllum* C. Müll., und *Campylopus oerstedianus* (C. Müll.) Mitt., zu den Arten mit atlantischer Verbreitung *Lophocolea fragrans* (Moris. & De Not.) Gottsche et al., *Lejeunea lamacerina* (Steph.) Schiffn., *Pottia wilsonii* (Hook.) B.S.G., *Zygodon conoideus* (Dicks.) Hook. & Tayl., *Orthotrichum pulchellum* Brunt., *Fissidens monguillonii* Thér. und *Platyhypnidium lusitanicum*.

Bryum torquescens war in den letzten 200 Jahren etwa 10 Mal in den wärmeren Teilen Deutschlands gefunden worden und 1995 in Mecklenburg (Dengler pers. com.) sowie 1999 im Moseltal gefunden worden (Frahm 1999a)

Campylopus oerstedianus war bislang aus den Pyrenäen, den Südalpen und Nordgriechenland bekannt. Die Art wurde 1987 in den Südvogesen gefunden (Frahm 1989), wobei nicht feststand, ob es sich nicht dabei um ein bisher übersehenes Vorkommen handelte. Im Jahre 1998 wurde die Art jedoch von K. Dierßen im Südharz gefunden, was eine Ausbreitung um mehrere hundert Kilometer nach Nordosten bedeutet.

Entosthodon hungaricus war ursprünglich aus den pannonischen Gebieten Ungarns und der Ukraine bekannt und aus Südspanien, Sizilien und Nordafrika unter dem Namen *E. maroccanus* bekannt (Cano et al. 1999). Die Art wurde rezent im Neckartal gefunden (Ahrens 1996).

Fissidens monguillonii war bislang aus Nordafrika, Frankreich und Südeuropa bekannt. Sie wurde rezent im Nahetal (Sesterhenn 1998) und am Oberrhein (Vanderpoorten et al. 1995) gefunden.

Lejeunea lamacerina ist aus Irland, Südeuropa und NW-Spanien bekannt gewesen. Die Art wurde 1995 in den Südvogesen gefunden (Vadum 1996).

Lophocolea fragrans. Das Areal dieser Art umfasste Italien, die Iberische

Halbinsel, Westfrankreich, die Britischen Inseln und Südnorwegen. Sie wurde rezent in Luxemburg, der Südeifel und in Westfalen gefunden (A. Solga unpubl.).

Orthotrichum pulchellum. Diese Art war (ähnlich wie *Cryphaea heteromalla*) früher vorwiegend nur in Küstenbereichen bekannt und nur zwei Mal (1861 und 1902) im Binnenland Deutschlands gefunden. Sie wurde in den letzten Jahren mehrfach im Binnenland entdeckt (unpubl. Angaben).

Phascum leptophyllum. Bei dieser Art handelt es sich – wie bei *Tortula pagorum* – um einen Neophyten, der seit 1965 in England und Norditalien eingeschleppt worden ist. Als (sub)tropische Art hat sie eine Präferenz für warme und milde Klimate. In den vergangenen Jahren wurde sie in Deutschland im Ahr- und Moseltal gefunden (Düll 1995, Frahm 1999a)

Platyhypnidium lusitanicum war früher aus Portugal, Spanien, SW-Frankreich und England bekannt. Sie wurde neuerdings in den Vogesen (Frahm 1989) und im Saarland (Caspari et al. 1998) gefunden.

Pottia wilsonii ist eine halotolerante Art, die längs der Westküste Europas bis nach England vorkam. Sie wurde 1998 neu für Deutschland auf der Insel Helgoland gefunden.

Tortula brevissima Diese Art war aus dem Irak beschrieben worden und ist vom Vorderen Orient durch das Mittelmeergebiet verbreitet. Sie war von Reimers (1941) von einem einzelnen Vorkommen am Kyffhäuser in Thüringen angegeben worden. In den letzten Jahren ist sie an zahlreichen Stellen in SW-Deutschland (Ahrens et al. 1996) und sogar dem Odertal 100 km östlich Berlin (Müller & Rätzel 1997) angegeben.

Tortula cuneifolia ist eine Art mit mediterraner Verbreitung und war im letzten Jahrhundert drei Mal in Deutschland gefunden worden (1831 im Saarland sowie 1872 und 1876 am Mittelrhein). Sie wurde vor einigen Jahren im Moseltal entdeckt (Werner 1993). Interessanterweise hat der Sammler diese Lokalität in den Jahren zuvor besucht und von dort *Tortula canescens* aber nicht *T. cuneifolia* angegeben (Werner 1989), was suggeriert, dass die Art dort erst nach 1989 angekommen ist.

Tortula grandiretis Broth. wurde aus Samarkand beschrieben und ist auch aus der Türkei bekannt. Sie wurde 1972 und 1975 auf offenen Sandflächen im Tide-

bereich in den Niederlanden gefunden (Crundwell et al. 1978). Die Bestimmung wurde später von Touw & Rubers (1989) angezweifelt, die die Pflanzen als *Phasium cuspidatum* interpretieren.

Tortula pagorum. Obgleich die Art bereits 1862 von Milde aus der Umgebung von Meran in Italien beschrieben worden war, wird sie in Europa für einen Neophyten gehalten, weil nur männliche Pflanzen dieser zweihäusigen Art in Europa vorkommen, während sowohl männliche als auch weibliche Pflanzen in Australien zu finden sind. Die Art hat in Europa eine submediterrane Verbreitung. Nach Düll & Meinunger (1989), wurde die Art 1929 von Schmidt und 1949 von Thyssen in Westdeutschland und in den Zwanziger Jahren dieses Jahrhunderts in SW-Deutschland gefunden. Es befindet sich jedoch kein Beleg von *Tortula pagorum* im Herbar Thyssen (BONN). Im Herbar Haussknecht in Jena, wo sich das Herbar Schmidt befindet, sind nur 2 Belege aus der Umgebung Freiburgs, eine ohne Jahresangabe und eine 1926 gesammelt. Damit ist zweifelhaft, ob die Art früher in Westdeutschland gesammelt worden ist, wie es die Literatur angibt. Rezent wurde die Art in Radolfzell (Ahrens 1992) und wiederum in Freiburg gefunden (U. Koch pers. comm.). 1999 wurde *Tortula pagorum* in kleinen Quantitäten im Botanischen Garten in Bonn entdeckt, 500 km nördlich von den bisher bekannten Vorkommen, und dann von Studenten der Universität bei einer Epiphytenkartierung der Stadt Bonn an zwei weiteren Stellen in größeren Mengen.

Trichostomopsis umbrosa. Eine subtropische Art aus Südamerika, Südafrika und Australien. Sie wurde – offenbar eingeschleppt – erstmalig 1958 in Städten im Mittelmeergebiet (Spanien, Sizilien, Griechenland) entdeckt und rezent in Belgien, Deutschland und der Tschechischen Republik gefunden.

Zygodon conoideus. Eine Art mit atlantischer Verbreitung, die ursprünglich in Deutschland nur vom Küstengebiet der Nordsee bekannt war aber in den letzten Jahren mehrfach im Saarland gefunden wurde (Mues pers. Mitt.).

Von den bei Frahm & Klaus (1997) schon aufgeführten Arten sind die folgenden 3 seit dieser Publikation noch von weiteren Stellen bekannt geworden:

Cryphaea heteromalla. Nach (1998) ist diese Art bis 1886 in Rheinland-Pfalz

und im Saarland ein Mal gefunden worden und seitdem dort mehr als 100 Mal gefunden worden..

Leptobarbula berica. Diese Art war von Winter 1863 im Saarland und nach 120 Jahren von Whitehouse und During in Aachen und der holländischen Provinz Limburg gefunden worden. Neuerdings ist sie mehrfach aus Holland (Bijlsma & Siebel 1996) und einmal aus Westfalen bekannt geworden (A. Solga unpubl.).

Scleropodium cespitans, eine westeuropäische Art, war neuerdings in der Umgebung Bremens gefunden worden. Jüngst ist sie ferner aus dem Nahetal (Sesterhenn & Caspari 1998) und von der Unterelbe bekannt geworden (Frahm 1999b).

Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass es sich vielleicht bei der einen oder anderen Art um übersehene Vorkommen und nicht um Neufunde handelt. Unwahrscheinlich ist, dass es sich jedoch bei allen 32 Arten um übersehene Arten handelt. Dazu muss noch berücksichtigt werden, dass die bryologische Erforschung Deutschlands sehr unvollständig ist und man daher davon ausgehen muss, dass überhaupt nur ein Teil der Arten, die sich rezent ausgebreitet haben, entdeckt wurden und dass die Anzahl der Vorkommen der bekannten Arten tatsächlich noch viel höher ist, weil wahrscheinlich nur ein Bruchteil der aktuellen Vorkommen bekannt wird.

Moose als Indikatoren von Temperaturanomalien der letzten hundert Jahre

Ein kleiner Teil der Arten mit westlicher oder südlicher Verbreitung in Europa, die rezent in Mitteleuropa gefunden worden sind, sind schon gelegentlich während der letzten 200 Jahre in Mitteleuropa beobachtet worden. Ihre Vorkommen sind jedoch zwischenzeitlich wieder erloschen. Das scheint anzuzeigen, dass solche Arten nicht nur als Indikatoren für die rezente Klimaerwärmung sondern auch für vergangene Perioden mit positiven Temperaturanomalien verwendet werden können. Einen Beleg für diese Hypothese war schwierig zu bekommen, weil die Berechnung von Klimaanomalien für gewöhnlich auf den Jahresmitteltemperaturen beruht und positive Temperaturanomalien auch auf wärmere Sommer zurückgehen können, die für Moose keine Rolle spielen, weil die Sommertemperaturen

in der Regel mit Trockenphasen einhergehen, in denen die Moose physiologisch inaktiv sind. Sogar Berechnungen der Mitteltemperaturen der Winterhalbjahren sind unzureichend, weil sie die Monate Oktober/November und März/April einschließen, deren Werte die Mittel der kältesten Monate wieder nivellieren. Bei Moosen mit atlantischer oder mediterraner Verbreitung kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die geringe Frosttoleranz entscheidend ist. Daher wurden die Berechnung der winterlichen Temperaturanomalien auf die Mittelwerte der Monate Dezember, Januar, Februar bezogen (Abb. 1-3). Die Jahresangaben in den Abbildungen beziehen sich auf die Monate Januar und Februar.

Die Temperaturanomalien Mitteleuropas für den Zeitraum 1881-1997 wurden anhand der vom Goddard Institut for Space Studies/ USA im INTERNET bereitgestellten gitternetzbezogenen monatlichen Temperaturdaten berechnet. Hansen und Lebedeff (1987) wandten die „Reference Station Method“ zur Berechnung der Gitterpunktdaten aus den Monatsmitteln der bodennahen Lufttemperaturen von etwa 2000 ungleichmäßig über die Erdoberfläche verteilten Landmessstationen an. Bei dieser Methode werden die Zeitreihen der Gitternetze durch Mittelbildung über alle Stationen, die weniger als 1200 km vom Mittelpunkt des jeweiligen Gitternetzes entfernt sind, gebildet. Da eine Gitternetzmasche etwa 250 X 250 km groß ist, werden die Stationswerte bei Anwendung der „Reference Station Method“ zur Bildung mehrerer Gitternetzzeitreihen herangezogen. Die Unterschiede zwischen den Zeitreihen benachbarter Gitternetzmaschen bleiben demzufolge vergleichsweise gering.

Zur Korrelation früherer Moosvorkommen atlantischer oder mediterraner Arten mit den Temperaturanomalien der letzten hundert Jahre wurden Sammeldaten aus der Literatur (Düll & Meinunger 1989, Düll 1994a, 1994b) verwendet. Dabei wurden nur Angaben verwendet, von denen das genaue Sammeljahr bekannt war. Zu diesen Arten gehören *Cryphaea heteromalla*, *Bryum torquescens*, *Pottia recta*, *Sematomyllum micans*, *Tortula cuneifolia*, *Orthotrichum pulchellum*, *Zygodon conoideus*, *Tortula pagorum* und *Lepidozia cupressina*, die von Zeit zu Zeit gefunden wurden aber zwischenzeitlich wieder ver-

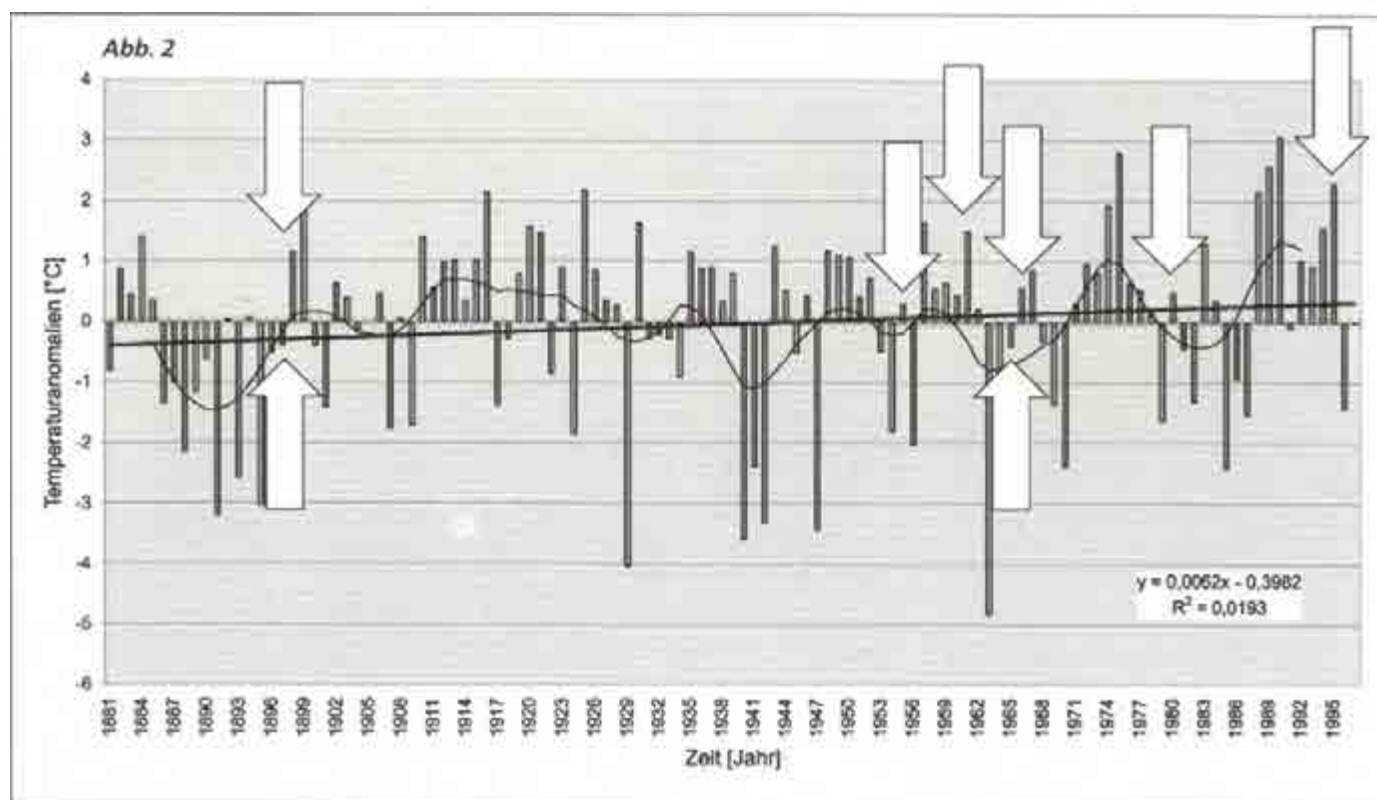
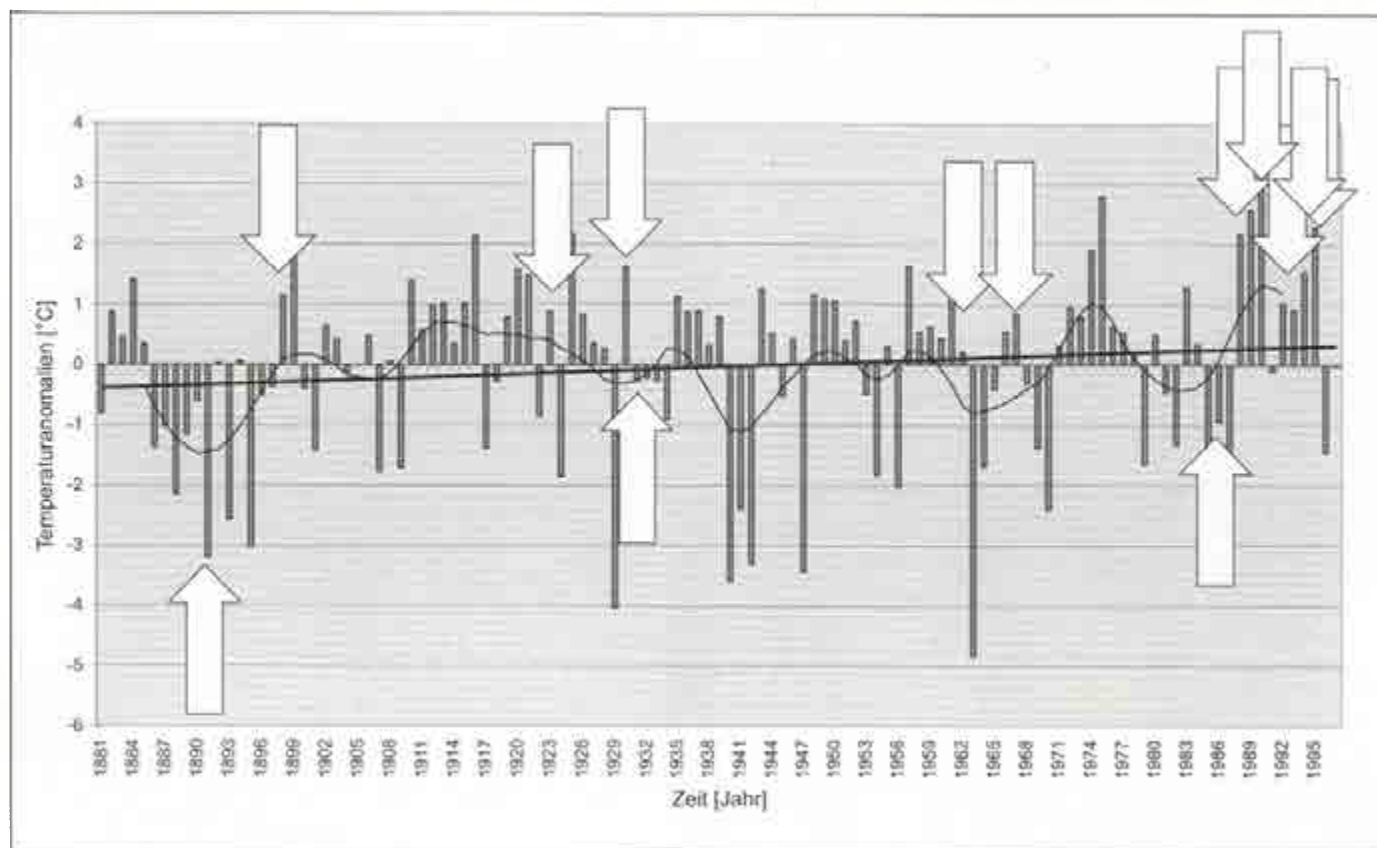
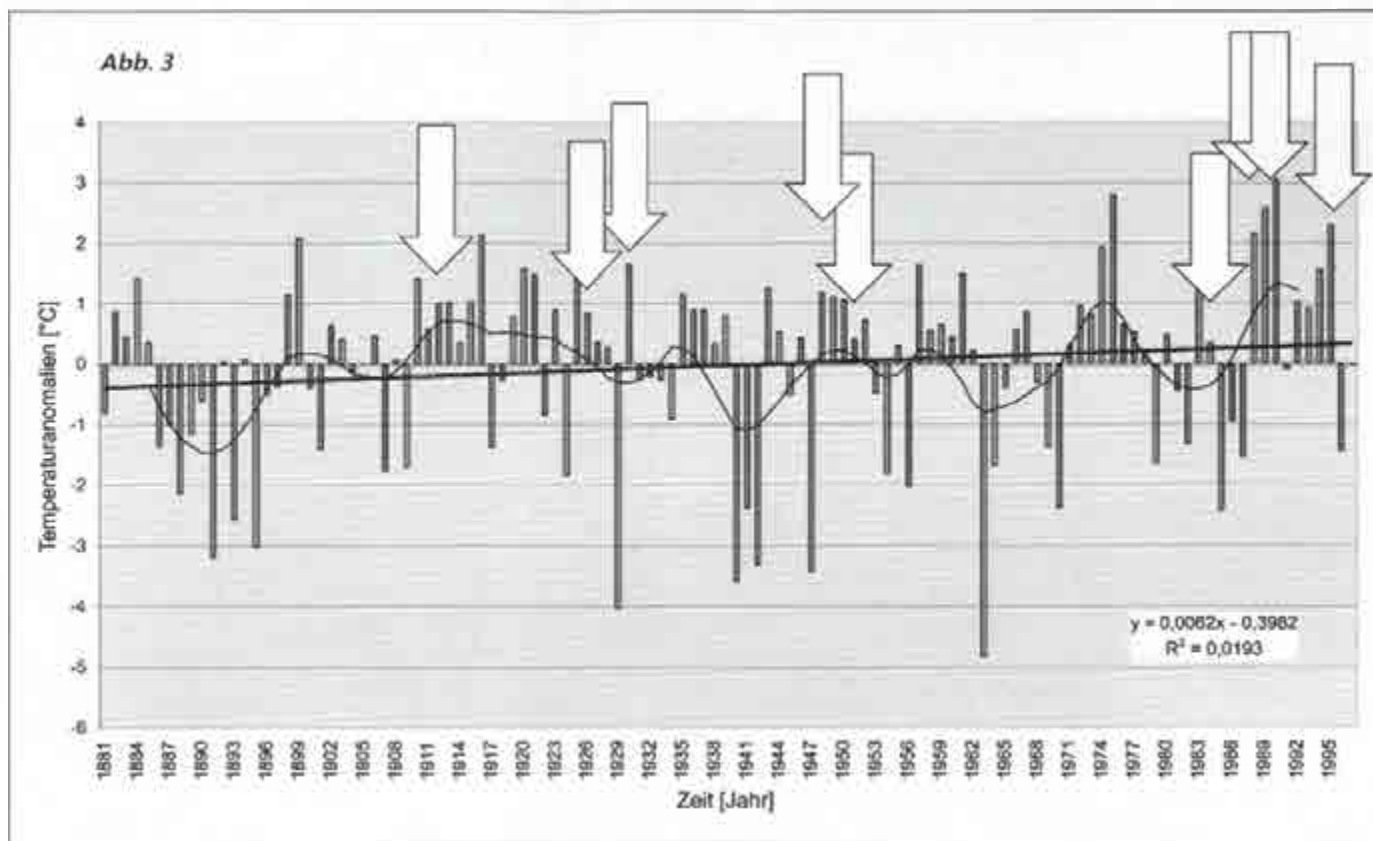


Abb. 1-3: Mittlere monatliche Temperaturanomalien der Monate Dezember – Februar für die Periode 1881 – 1997 berechnet von 10 ausgewählten Stationen der alten Bundesländer der Bundesrepublik Deutschland. Pfeile = Moosfunde.

Abb. 1: *Cryptophaea heteromalla*, Abb. 2: *Bryum torquescens*, Abb. 3: *Frullania microphylla*, *Lepidozia cupressina*, *Lejeunea lamacerina*, *Plagiochila punctata*, *Tortula pagorum*.



schwanden. Andere Arten (*Leptobarbula berica*, *Lejeunea lamacerina*) waren nur einmal in der Vergangenheit gefunden und dann erst wieder rezent.

Leptobarbula berica war einmal 1863 in Mitteleuropa gefunden, also vor Beginn unserer Auswertung (1880).

Cryphaea heteromalla (Abb. 1) war seit 1880 in Deutschland 1891 von Grebe an den Bruchhauser Steinen in Westfalen gefunden, 1899 von Schultze in Rathenow (Brandenburg), 1923 von Brasch in Wesseling (Rheinland), 1930 von Koppe in Friesland, 1931 von Andres in Beuel (Rheinland), 1962 von Barkman in Baltrum (Ostfriesische Inseln), 1967 von Neu in Gaupel (Westfalen) und seit 1986 an vielen Stellen in Westdeutschland. Allein im Saarland ist die Art jetzt an mehr als 100 Stellen bekannt (Heseler 1998). Von den 8 Nachweisen in den Jahren 1880 – 1980 wurden 5 in Wintern mit positiven Temperaturanomalien gemacht.

Bryum torquescens (Abb. 2) ist in Deutschland seit 1880 von Grebe 1897 in Westfalen, 1898 von Müller auf der Insel Borkum, 1955 von Koppe im Nahe-tal, 1961 und 1966 von Düll und 1965 von Koppe in SW-Deutschland und 1980

von Klinger wiederum auf Borkum gefunden. Von den 7 Nachweisen waren 5 in Jahren mit positiven Temperaturanomalien gemacht.

Lepidozia cupressina (Abb. 3) war 1835 und 1951 (sowie wieder rezent) im Schwarzwald, 1930 in Luxemburg, und von 1984 an in den Vogesen und im Hunsrück gefunden worden. *Lejeunea lamacerina* (Abb. 3) war 1950 im Nord-schwarzwald und dann wieder 1996 in den Vogesen gefunden worden.

Alle Nachweise dieser Arten waren in Jahren mit positiven Temperaturanomalien in den Wintermonaten gemacht.

Daneben gibt es eine Reihe von Arten atlantischer Verbreitung, die zwar in der Vergangenheit, nicht aber mehr rezent in Deutschland gefunden worden sind. Dazu gehören:

Frullania microphylla (Abb. 3). Die Verbreitung dieser Art reicht von Portugal nach Großbritannien. Sie wurde 1912 in der Eifel gefunden.

Plagiochila punctata Tayl. (Abb. 3). Diese Art ist an der Westküste Europas von Portugal bis SW-Norwegen verbreitet. Sie war 1950 völlig außerhalb ihres Areals im Rheinland (Siegburger Fischteiche) gefunden worden.

Alle diese Nachweise sind ebenfalls in Jahren mit positiven Temperaturanomalien im Winter gemacht worden. Das mag erklären, dass diese Arten später nicht mehr gefunden wurden, weil sie lokal in kälteren Perioden wieder ausgestorben sind.

Verschiebung von Höhengrenzen der Verbreitung

Bekannt sind Verlagerungen von Höhengrenzen von Arten oder Vegetationstypen als Folge von Klimaänderungen. Solche rezenten Verlagerungen sind aus der Schweiz, Deutschland, Ungarn, dem Kaukasus, Italien, Irland, China, Japan, den USA, Brasilien und Chile dokumentiert (Klötzli & Walther 1999). Für Moose liegen darüber keine systematischen Erhebungen sondern nur Zufallsbeobachtungen vor. Ein Beispiel betrifft *Dicranoweisia cirrata*, eine subatlantisch-submontane Art, die in den Vogesen in den letzten 100 Jahren nie über 450 m Höhe gefunden worden ist. In den letzten 10 Jahren breitete sich die Art auf 675 m Höhe aus, was einer Temperaturerhöhung von 1,5°C entspricht (Frahm & Klaus 1997). Dieselbe Temperaturerhö-

hung war für die Wintermonate der letzten 20 Jahre konstatiert worden. Ein anderes Beispiel betrifft das Vorkommen von *Orthotrichum pallens* Bruch in den Vogesen. Diese Art wurde seit 1990 zunehmend direkt an oder etwas unterhalb der Waldgrenze in 1200 – 1300 m beobachtet, wo früher kein Vertreter dieser Gattung beobachtet wurde (Frahm 1994).

Diskussion

Es ist sicherlich nicht überraschend, dass Organismen auf veränderte ökologische Bedingungen reagieren und daher auch auf Temperaturveränderungen. Als Folge sind Veränderungen der Arealgrenzen festzustellen. Bedeutsam ist, dass hier erstmalig die Rolle der Moose als Indikatoren selbst kurzfristiger Temperaturveränderungen und auch in der Vergangenheit belegt werden konnte. Wesentlich für diese Korrelation war die Verwendung von Mitteltemperaturen der Monate Dezember, Januar und Februar.

Bemerkenswert ist der hohe Anstieg der Zahl von atlantischen und mediterranen Arten in Mitteleuropa. Während bis 1980 nur 11 Arten dieses Arealtyps in Mitteleuropa aufgetreten waren, sind in den letzten 20 Jahren 20 weitere Arten hinzugekommen, was auf eine im Vergleich zur Vergangenheit außergewöhnliche Erhöhung der Mitteltemperaturen in diesen Jahren beruht.

Es wird vielfach argumentiert, dass diese Arten mit disjunkten Vorkommen in Mitteleuropa nicht neu sondern übersehen seien. Das ist in manchen Fällen sicherlich nicht völlig auszuschließen, speziell bei Arten, die schwer bestimmbar sind (z.B. *Leptobarbula berica*, *Tortula princeps*). Jedoch haben Herbarrevisionen nie einen Anhalt dafür gegeben, dass solche Arten schon früher gesammelt aber verkannt worden sind. In einem Teil der Fälle sind wir zudem über längere Zeiten sehr genau über die Moosflora der Fundorte orientiert. Es handelt sich dabei um wegen besonderer Vorkommen von Arten bekannte Lokalitäten, die über viele Jahrzehnte von Generationen von Bryologen immer wieder besucht worden sind. Beispiele dafür sind der Sachsenstein/Harz (Vorkommen von *Campylopus oerstedianus*) und der Saut du Bouchout/Vogesen (Vorkommen von *Sematophyllum micans*). Im Falle aller epiphytischen Arten

können wir aufgrund der früheren Luftverschmutzung von einem früheren Fehlen der Arten ausgehen. Insgesamt muss das neue oder erneute Auftreten von 32 Arten mit westlicher oder südlicher Verbreitung in Mitteleuropa als signifikanter Trend gewertet werden und kann nicht ignoriert werden. Wieweit andere Faktoren wie z.B. erhöhte Stickstoffdepositionen das Vorkommen von ozeanisch verbreiteten Arten (*Cryphaea heteromalla*, *Orthotrichum pulchellum*, *Zygodon conoideus*) im Binnenland beeinflussen, müsste noch untersucht werden, doch kann man generell davon ausgehen, dass es sich dabei um Arten handelt, die wintermilde Gebiete bevorzugen, also Verhältnisse, die sie heute im Binnenland haben.

Zum Teil werden die mediterranen Arten in Mitteleuropa als Relikte (aus dem postglazialen Wärmeoptimum vor 6500 Jahren) bezeichnet (z.B. *Bryum torquescens*, *Tortula cuneifolia*, cf. Düll & Meinunger 1989, Düll 1994a). Relikte zeigen jedoch Persistenz im Vorkommen, wohingegen diese Arten vielfach auftauchten und wieder verschwanden. Zudem bestehen aufgrund von molekularen Untersuchungen Zweifel an dem Reliktstatus solcher Arten (Quandt et al. 2000).

Die vorliegenden Daten zeigen, wie wesentlich floristische Daten für das Biomonitoring und damit für die Aufdeckung von Umweltveränderungen ist. Sie belegen auch, wie gut sich Moose nicht nur als Indikatoren für die Luft- und Wasserverschmutzung, für Radionuclide und Schwermetalle (Frahm 1998), sondern auch für Klimafluktuationen eignen.

Literatur

- Ahrens, M., 1992: Die Moosvegetation des nördlichen Bodenseegebietes. – Dissertationes Botanicae 190, 681 pp.
 Ahrens, M., 1996: *Entosthodon hungaricus* in Südwestdeutschland. – Herzogia 12: 199-206.
 Ahrens, M., Schröder, W., Meinunger, L., 1996: Bemerkenswerte Moosfunde in Deutschland. Bryologische Mitteilungen 2: 31-38.
 Bijlsma, R.J., Siebel, H.N., 1996: *Leptobarbula* is minder zeldzaam dan gedacht. Buxbaumiella 40: 19-21.
 Bundesamt für Naturschutz, 1995: Kli-

- maänderungen und Naturschutz. Angewandte Landschaftsökologie Heft 4, 227 pp.
 Cano, M.J., Ros, R.M., Guerra, J., González, J., 1999: The identity of *Entosthodon hungaricus* (Boros) Loeske and *E. maroccanus* (Meyl.) Hebr. & Lo Giudice (= *Physcomitrium maroccanum* Meyl.). – J. Bryol. 21: 67-70.
 Caspari, S., Wolff, P., Offner, K., 1998: Bemerkungen zu Verbreitung, Morphologie und Ökologie des Laubmooses *Rhynchostegium alopecuroides* (Brid.) A.J.E. Sm. im saarländischen Hochwaldvorland. – Abh. Delattinia 24: 47-56.
 Crundwell, A.C., During, H.J., Koutstaal, B.P., 1978: *Tortula grandiretis* Broth. In the Netherlands. Lindbergia 4: 255-257.
 Düll, R., Meinunger, L., 1989: Deutschlands Moose. – Bad Münstereifel.
 Düll, R., 1994a: Deutschlands Moose Bd. 2. Bad Münstereifel.
 Düll, R., 1994b: Deutschlands Moose Bd. 3. – Bad Münstereifel.
 Düll, R., 1995: Moosflora der nördlichen Eifel. – Bad Münstereifel.
 Frahm, J.-P., 1989: La bryoflore des Vosges et des zones limitrophes. – Duisburg.
 Frahm, J.-P., 1994: Bestimmungshilfen für die epiphytischen *Orthotrichum*-Arten Mitteleuropas mit besonderer Berücksichtigung der Vogesen. – Herzogia 10: 121-131.
 Frahm, J.-P., 1998: Moose als Bioindikatoren. Biol. Arbeitsbücher 57, 187 pp., Wiesbaden (Quelle & Meyer).
 Frahm, J.-P., 1999a: Neue Moosfunde von der Untermosel. – Bryol. Rundbr. 24:6.
 Frahm, J.-P., 1999b: *Didymodon nicholsonii* und *Scleropodium cespitans* an der Niederelbe. – Bryol. Rundbr. 25:2.
 Frahm, J.-P., 1999c: *Pottia wilsonii* neu für Deutschland. – Bryol. Rundbr. 24: 5.
 Frahm, J.-P., Klaus, D., 1997: Moose als Indikatoren für Klimafluktuationen in Mitteleuropa. – Erdkunde 51: 181-190.
 Gradstein, S.R., v. Melick, H.M.H., 1996: De nederlandse Levermossen & Hauwmossen. Utrecht.
 Hansen, J., Lebedeff, S. (1987): Global trends of measured surface air temperature. J. Geophys. Research, 92, 13345-13372 (Updates INTERNET: GISS/NASA/USA).
 Heseler, U., 1998: *Buxbaumia aphylla*,

- Cryphaea heteromalla* und *Sematophyllum demissum* im Saarland: Zur Verbreitung und Gefährdung in Mitteleuropa seltener Laubmoose. – Abh. Delattinia 24: 81-108.
- Klötzli, F., Walther, G.-R., 1999: Conference on Recent Shifts in Vegetation Boundaries of Deciduous Forests, Especially Due to General Global Warming. – Basel (Birkhäuser), 360 pp.
- Kucera, J., 1999: *Didymodon australasiae* var. *umbrosus* in the Czech Republic, with a review of recent records from Central Europe. – J. Bryol. 21: 71-72.
- Malta, N., 1922: Über die Lebensdauer der Laubmoossporen. – Acta Univ. Latv. 4: 235-246.
- Müller, F., Rätzl, S. 1997: Bemerkenswerte Moosfunde aus Brandenburg – Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg 130: 221-246
- Pettersson, B., 1940: Experimentelle Untersuchungen über die euanemochore Verbreitung der Sporenpflanzen. – Acta Bot. Fennica 25: 1-102.
- Quandt, D., Frahm, J.-P., Hébrard J. P., 2000: Isoenzymanalysen zur Klärung der Frage von Xerothermrelikten unter den Moosen in Mitteleuropa. 1. Der Status von *Bartramia stricta* Brid. im Moselgebiet. – Cryptogamie Bryologie 21: 77-86.
- Reimers, H., 1941: *Tortula brevissima* Schiffn., ein neues vorderasiatisches Wüstensteppenmoos im Zechstein-Kyffhäuser. – Notizbl. Bot. Gart. Berlin-Dahlem 15: 402-495.
- Roth, R., 1995: Dimensionen holozäner Klimaänderungen. Angewandte Landschaftsökologie 4: 1-13.
- Schönwiese, C., 1985: Klimaänderungen. Berlin (Springer).
- Sesterhenn, G., 1998: Erstnachweis von *Fissidens monguillonii* in Deutschland. – Herzogia 13: 53-62.
- Sesterhenn, G., Caspari, S., 1998: *Scleropodium cespitans* (C. Müll.) L.F. Koch (Bryophyta, Brachytheciaceae) in Südwestdeutschland. – Delattinia 24: 219-226.
- Touw, A., Rubers, W.V., 1989: De nederlandse bladmossen. – Utrecht.
- Vadam, J.C., 1996: Quelques notules bryologiques Haut-Saonoises. – Bull. Soc. Hist. Nat. Montbéliard 1996: 75-84.
- Vanderpoorten, A., Klein, J.P., de Zuttere, P., 1995: Caractéristiques bryologiques d'un système forestier alluvial partiellement déconnecté du Rhin: la réserve naturelle d'Offendorf (Alsace, France). Ecology 26: 215-224.
- Werner, J., 1989: Zum Vorkommen von *Tortula canescens* Mont. Im Moseltal (Rheinland-Pfalz. – Faun. Flor. Notizen Saarl. 20: 609-610.
- Werner, J., 1993: Zum Wiederfund von *Tortula cuneifolia* (With.) Turn. (Musc.) in Deutschland und einige weitere Moosbeobachtungen im Unteren Moseltal (Rheinland-Pfalz). – Decheniana 146: 127-130.
- Wirth, V., 1997: Einheimisch oder eingewandert? Über die Einschätzung von Neufunden von Flechten. – S. 277-288 in: L. Kappen (ed.): New Species and Novel Aspects in Ecology and Physiology of Lichens in honour of O.L. Lange. Bibl. Lichenol. 67.

Adressen der Verfasser:

Prof. Dr. Jan-Peter Frahm,
Botanisches Institut der Universität
Bonn,
Meckenheimer Allee 170,
53115 Bonn, Germany

Prof. Dr. Dieter Klaus,
Geographische Institute der
Universität Bonn,
Meckenheimer Allee 166,
53115 Bonn, Germany

Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Nährstoffhaushalt von Ökosystemen

von Eckart Kolb

1. Einleitung

Nach Aussagen führender Klimatologen des *Intergovernmental Panel on Climate Change* (1995) weisen die Klimabeobachtungen der letzten Jahrzehnte auf eine Klimaerwärmung hin. Die anthropogene Beteiligung an dieser Klimaänderung wird betont. Der Kenntnisstand über die Auswirkungen solcher Erwärmungen auf Ökosysteme und deren Rückkoppelungsmechanismen ist aber immer noch begrenzt. Eine zentrale Rolle kommt in terrestrischen Ökosystemen aus mehreren Gründen den Böden zu. So ist die Pedosphäre durch den Austausch von klimawirksamen Spurengasen oder deren Vorläufer-Substanzen an der Steuerung des Klimageschehens beteiligt. Außerdem kann ein Klimawechsel bodenbildende Prozesse nach Richtung und Intensität verändern. Die Folgen eines Klimawandels für Nährstoff- und Wasserhaushalt terrestrischer Ökosysteme werden deren Funktionen, Strukturen und Stabilität beeinflussen (Kolb, 1995, Kolb, Rehfuess, 1997). Ausgewählte Nährstoffkreisläufe können daher als Indikatoren für Veränderungen in Ökosystemen genutzt werden, wie dies im vorliegenden Artikel am Beispiel des Stickstoffs dargestellt wird.

2. Die Bedeutung von Nährstoffkreisläufen für ökosystemare Fragestellungen

Die im Rahmen der Klimafolgenforschung aufgeworfenen Fragestellungen können oft auf folgende Fragen konzentriert werden:

1. Treten Veränderungen auf?
2. Welches Ausmaß und welche Richtung weisen die Veränderungen auf?
3. Was sind die Ursachen dieser Veränderungen? Sind sie überhaupt durch eine Klimaveränderung induziert?
4. Wie funktionieren diese Veränderungen?

Gerade die zweite Frage ist für die

Naturschutzpraxis von besonderer Bedeutung, wenn Reaktionen unterschiedlicher Ökosysteme miteinander verglichen werden müssen, beispielsweise die Veränderungen in einem Wald mit denen eines Rasens. Aber auch schon ähnlichere Lebensräume wie z.B. der Vergleich mehrerer Varianten eines montanen Bergmischwaldes wirft dieses prinzipielle Problem auf. Eine floristische Analyse allein kann noch keine befriedigenden Ergebnisse liefern. Bewerte ich nur die Anzahl der verschwindenden und neu hinzukommenden Arten oder die Veränderungen der Artmächtigkeit aller vorkommenden Arten oder nur die Veränderungen ausgewählter Zeigerarten? Manche 'empfindliche' Arten nehmen schon bei geringen Ökosystemveränderungen zu oder ab; andere zeigen eine große Toleranz gegenüber Umweltveränderungen. Sind Veränderungen gravierender, wenn sich mehr Arten in ihren Artmächtigkeiten verschieben oder wenn Artmächtigkeitsverschiebungen je Art gravierender sind.

Für die Bewertung von Veränderungen verschiedenartiger Ökosysteme müssen wir ähnlich wie in der Wirtschaft eine einheitliche Währung oder mindestens Umrechnungskurse finden. Ein zahlenmäßiger Vergleich des Bruttosozialproduktes Italiens und Deutschlands in Lire und DM würde ein falsches Bild liefern. Erst die Umrechnung beider Einkommen in Lire oder DM oder die Umrechnung in die einheitliche Währung Euro ermöglicht einen realistischen Vergleich.

Das Beispiel des Bruttosozialproduktes zeigt außerdem ein weiteres Problem für einen Ökosystemvergleich auf: der 'Warenkorb', der dem Bruttosozialprodukt zugrunde liegt, muss repräsentativ für die Lebensgewohnheiten des jeweiligen Landes sein.

Auch die auszuwählende Einheit soll daher möglichst viele ökosystemrelevante integrierende Faktoren besitzen. Sie soll Produzenten, Konsumenten, Destru-

enten und die abiotische Umwelt, also die Pedo-, Hydro- und Atmosphäre berücksichtigen.

Eine sehr günstige 'Währung' wäre die Energie. Da nur eine kontinuierliche Energiezufuhr den laufenden Zerfall geordneter lebender Strukturen entgegenwirken kann, wären alle lebenden Organismen betroffen. Aber auch die tote Materie wäre durch Energieaufnahme bzw. -abgabe während ihrer Umsetzung, zumindest aber durch ihre Wärmekapazität vollständig in Energieflüssen und -kreisläufen integriert. Leider ist die kontinuierliche energetische Bilanzierung ganzer Land-Ökosysteme derzeit nur in einfachen Sonderfällen und auch dies nur mit einem großen technischen und personellen Aufwand möglich.

Eine andere Gruppe von 'Währungen' wären die Nährstoffe. Aber nicht alle 14 Nährstoffe sind gleichermaßen für Bilanzierungsfragen geeignet. *Kimmins* (1987) unterscheidet 3 verschiedene Größenordnungen von Nährstoffzyklen (Abbildung 1).

Der Geochemische Kreislauf, wie z.B. der Kohlenstoff-Karbonatzyklus ist ein sehr großräumiger, globaler Zyklus, der die Karbonatauflösung aus Kalkgebirgen bis zum Kohlendioxideinbau in die Kalksedimente tropischer Meere beinhaltet. Der Zyklus verbindet demnach unterschiedliche Ökosysteme. Er läuft sehr langsam ab, seine Kapazität ist aber sehr groß. Als Puffer für das treibhauswirksame Kohlendioxid aus fossilen Brennstoffen wäre er geeignet, wenn wir die Verbrennung der fossilen Brennstoffe aus den letzten hundert Jahren auf mehrere Millionen Jahre verteilen würden.

Der Biogeochemische Zyklus verläuft ökosystemintern, ist damit kleinräumiger, und verbindet unterschiedliche Organismen, aber auch die abiotischen Bestandteile des Systems. Dieser Zyklus wird sehr viel schneller durchlaufen, und kann damit schneller auf veränderte Randbedingungen reagieren, wie beispielsweise auf eine Klimaerwärmung. Er besitzt die geeignete Größenordnung, um die hier interessierenden Veränderungen in Ökosystemen zu diagnostizieren.

Der Biochemische Zyklus beinhaltet den internen Zyklus eines Organismus, verläuft noch kleinräumiger und reagiert noch schneller. Er ist Thema v.a. der Pflanzen- und Tierphysiologie.

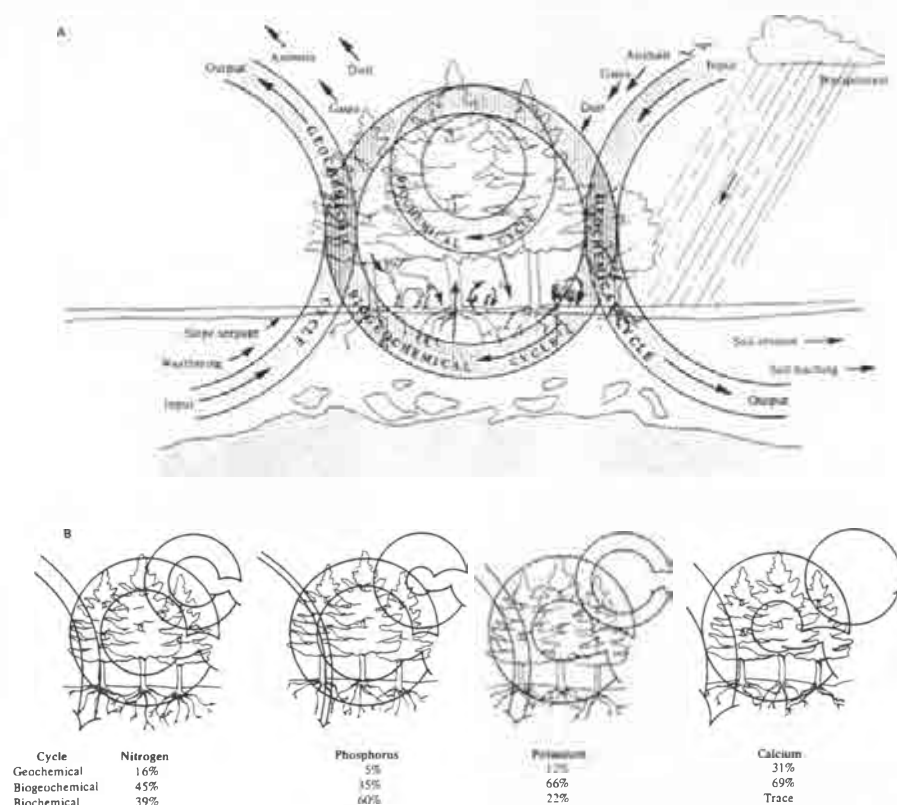


Abbildung 1: Typisierung von Nährstoffkreisläufen (Kimmins, 1987).

Da ein einzelner Nährstoff nicht ausschließlich einer der drei beschriebenen Zyklen zuzuordnen ist, muss für eine Fragestellung auf Ökosystemebene ein Nährstoff gefunden werden, der in bedeutenden Anteilen im biogeochemischen Kreislauf zirkuliert und gleichzeitig ein häufig wachstumsbegrenzender Pflanzennährstoff ist. Dies trifft für die im Teil B der Abbildung 1 dargestellten Elemente zu. Sie unterscheiden sich aber im Ausmaß der Beteiligung an den anderen Zyklen.

So ist Calcium ein Element, welches nur in geringem Maß pflanzenintern transportiert wird – Pflanzen bilden den Hauptteil der lebenden Biomasse in unseren terrestrischen Ökosystemen, und sind daher auch für Nährstoffspeicherung in der lebenden Biomasse am bedeutsamsten. Es ist ein Element, welches nur selten als Pflanzennährstoff das Pflanzenwachstum begrenzt. Eine Diagnose von Änderungen dieser Kreisläufe kann nur wenig über die Ökosystemveränderung aussagen.

Anders sieht dies bei den übrigen drei dargestellten Nährstoffen – Stickstoff, Phosphor und Kalium – aus, die alle eine wesentlich größere Bedeutung als

Pflanzennährstoff haben (= biochemischer Zyklus). Phosphor kommt aufgrund seiner vielfältigen Verbindungen und der damit verbundenen Messschwierigkeiten, als auch aufgrund der geringen Bedeutung im geochemischen Kreislauf nicht in Frage.

Auch bezüglich Kalium sprechen messtechnische Gründe gegen eine Verwendung als Indikator für Ökosystemveränderungen. Es entstammt vor allem der Mineralverwitterung aus dem Boden und verlässt in einem ungestörten Ökosystem diesen auch hauptsächlich wieder über den Boden in dem es mit dem Sickerwasser in das Grundwasser transportiert wird. Eine kontinuierliche Erfassung von Input- und Output-Kalium im gleichen Bodenkompartment wäre nur mit großem Aufwand möglich.

Stickstoff dagegen ermöglicht eine relativ einfache Bilanzierung des In- und Outputs, da Stickstoff v.a. aus der Atmosphäre stammt und sich im Laufe der Ökosystementwicklung in der lebenden Biomasse, mengenmäßig v.a. der Vegetation und der Nekro-Biomasse, das ist v.a. der Humus, akkumuliert. Der Stickstoffeintrag in terrestrischen Ökosystemen erfolgt vornehmlich über die At-

mosphäre in Form von Niederschlag, Staub- oder Laubstreueinwehungen. Der Stickstoff-Austrag in ungestörten terrestrischen Ökosystemen erfolgt in aeroben Bodentypen v.a. mit dem Sickerwasser, welches mit Saugkerzen fast störungsfrei gewonnen werden kann oder durch mechanischen Streuaustrag bzw. Erosion. Weiterhin ist Stickstoff der Nährstoff, der in vielen mitteleuropäischen Ökosystemen wachstumsbegrenzend ist oder war.

3. Arbeitshypothese

Bezüglich des Stickstoffs stellen sich daher folgende Fragen:

1. Wird sich die Stickstofffreisetzung aus dem Boden nach Klimaerwärmung verändern?
2. Wird der evtl. zusätzlich freigesetzte Stickstoff im Ökosystem gehalten oder wird er mit dem Bodensickerwasser ausgetragen?

Von den Veränderungen betroffen wären zum einen die Stickstoffversorgung der Pflanzen und damit die Struktur, Stabilität und Funktionen der Wälder. Im Falle eines Nitrataustrags mit dem Sickerwasser würden die Ökosysteme Stickstoffverluste erleiden, wäre die Entbasung und Versauerung unserer Böden beschleunigt und würde das Grundwasser und damit potientielles Trinkwasser mit Nitrat und unter sauren Mineralböden auch mit Aluminium belastet.

In seinem berühmt gewordenen Buch 'Factors of Soil Formation' stellt Jenny schon 1941 interessante Zusammenhänge zwischen Klima und Boden dar. Unter wärmeren Klimaten sind nach seinen Ergebnissen die Stickstoffgehalte in Böden unter sonst vergleichbaren Bedingungen geringer (Abb. 2).

Aus den Ergebnissen Jennys leiten wir folgende Arbeitshypothese ab:

Der Abbau der organischen Stoffe im Boden wird stärker beschleunigt als ein eventueller Biomassegewinn, bis sich ein neues, der erhöhten Wärmezufuhr entsprechendes, dynamisches Gleichgewicht einstellt.

Da Stickstoff vor allem organisch gebunden ist, wird sich auch der Stickstoffhaushalt auf dieses neue dynamische Gleichgewicht einstellen.

Es wird für uns wichtig sein, wie schnell diese Gleichgewichtseinstellung ablaufen wird. Läuft sie langsam ab, mit der Folge dass z.B. die Nitratkonzentrationen im Grundwasser nur gering an-

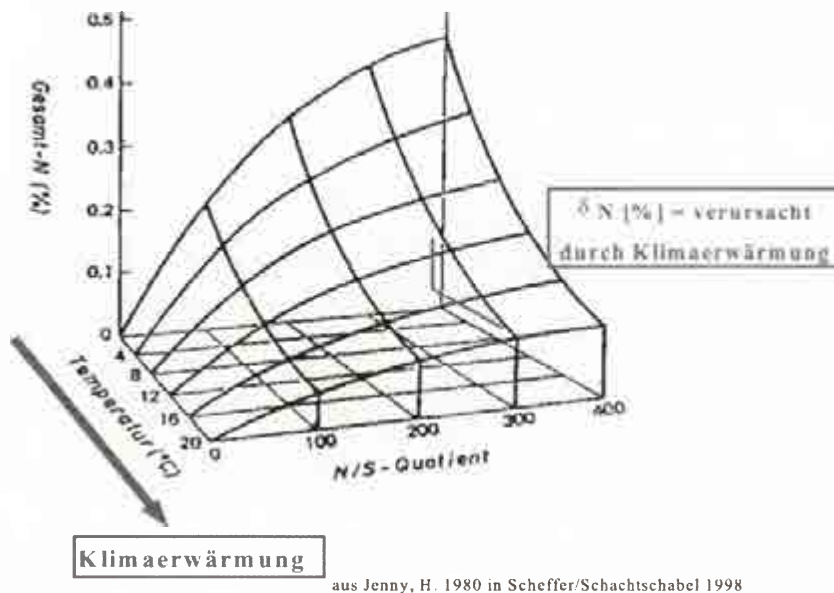


Abbildung 2: Stickstoffgehalte des Boden in Abhängigkeit von Feuchte und Temperatur (verändert aus Jenny 1980 in Scheffer/Schachtschabel 1998)

steigen, oder verläuft sie rasch mit drastischen Erhöhungen der Nitratkonzentrationen im Grundwasser und vergleichbar schnellen Reaktionen des Stickstoffhaushalts und daraus folgenden Änderungen der Artenzusammensetzung, Struktur und Stabilität der Systeme.

Ziel der dargestellten Untersuchungen war, den wärmeinduzierten Abbau von organisch im Boden festgelegten Stickstoff und den eventuellen Nitrataustrag und die dazugehörigen Begleitreaktionen mit unterschiedlichen Ansätzen zu untersuchen, um abschätzen zu können, ob ein Gefährdungspotential für die Umwelt vorliegt bzw. waldbaulich relevante Konsequenzen zu erwarten sind. In einem ersten experimentellen Ansatz wurden ungestörte Bodensäulen längs eines Hangtransekts höhenzonal am Entnahmestandort und in wärmeren Hang- und Tallagen ebenerdig eingegraben. In einem zweiten deskriptiven Ansatz wird der aktuelle Stickstoffhaushalt ausgewählter montaner und subalpiner Waldökosysteme untersucht.

4. Experimenteller Ansatz und Ergebnisse

Folgende Fragen sollen geprüft werden:

1. Führt auch eine geringe Temperaturerhöhung von 1-2°C zu nennenswer-

ter N-Mineralisation? bzw. Wie schnell erfolgt die Gleichgewichtseinstellung von Böden in Gebirgswaldökosystemen unter erhöhter Temperatur?

2. Unterscheiden sich unterschiedlich biologisch aktive Humusformen in der Stickstofffreisetzung, und wie ist die Saisonalität ihrer Reaktionen?
3. Bestehen Wechselwirkungen zwischen den Effekten einer Klimaerwärmung und jenen erhöhter Stickstoffeinträge durch den 'Saurer Regen' auf den Stickstoffhaushalt von Waldböden?

Zur Simulation der Klimaänderung wurden 90 ungestörte, großvolumige Bodensäulen (Monolithen), aus den Tegernerseer Alpen, am Entnahmestandort und in wärmeren Hang- und Tallagen ebenerdig eingegraben. Die Auswirkungen der experimentellen Klimaerwärmung von etwa 1°C bzw. 2°C werden laufend anhand der mittels Saugkerzen gewonnenen Bodenlösungen geprüft (Abb. 3).

Es wurden jeweils biologisch inaktive (Rohhumus=RH) und biologisch aktivere Humusformen (Moder=MO) beprobt, da vermutet wird, dass evtl. freiwerdendes Nitrat aus Rohhumus-Braunerden schlechter wieder in den biologischen Kreislauf eingebaut wird als aus Moder-Braunerden, da ein langsamerer Stick-

stoffeinbau das Auswaschungsrisiko erhöht. Dies ist besonders für die hochmontane Stufe der Alpen von Bedeutung, da hier oft mächtige Humusaufgaben zu finden sind. Bei der Hälfte der Rohhumusmonolithen werden durch zusätzliche Stickstoffgaben von 28 kg/ha*a die Wechselwirkungen zwischen steigenden Stickstoffeinträgen und Temperaturerhöhung untersucht. Um den Effekt der abgeschnittenen Wurzeln (trench-plot-effect), die zusätzlich mineralisieren können, in den Monolithen abschätzen zu können, wird auch das Sickerwasser am Entnahmestandort der Rohhumus-Proben außerhalb der Monolithen analysiert (= Kontrolle) (Abbildung 3).

Die Erwärmung der Monolithen um 2°C erhöhte die Freisetzung von Nitrat signifikant um etwa 30 kg N/ha*a in der Rohhumus-Braunerde bzw. 90 kg N/ha*a in der Moder-Braunerde. Entgegen dem bisherigen Kenntnisstand reagierte die umsatzaktivere Bodenform Moder-Braunerde stärker auf die Erwärmung als die Braunerde mit Rohhumus. Der Temperaturunterschied wirkte sich bei RH v.a. im Sommer, bei MO über das ganze Jahr hinweg aus. Dies ist von Interesse, da die Erwärmung in unseren Breiten v.a. für die Winter prognostiziert werden. Zusätzlich verabreichter Stickstoff durchlief bei den Rohhumusmonolithen in höchster Position den Boden annähernd vollständig, während in der Variante am Unterhang nur etwa 50% des zusätzlichen Stickstoffeintrags ausgewaschen wurde, die andere Hälfte verblieb im Boden.

5. Folgerungen des experimentellen Ansatzes und Konzept des deskriptiven Ansatzes

Aus dem Experiment müssen wir darauf schließen, dass schon eine geringe Erwärmung von 1-2°C die N-Mineralisation und die Nitrifikation in relevantem Ausmaß beschleunigt.

Dieser zusätzliche Stickstoff kann nun entweder in Form von Nitrat über das Grundwasser oder in Form von Stickoxiden und Ammoniak über die Bodenluft das Ökosystem verlassen oder es kann durch Aufnahme der Vegetation und Einbau in den Humus im System gehalten werden. Eine zusätzliche Stickstoffaufnahme des Bergwaldes nahe der Waldgrenze bei Klimaerwärmung kann vermutet werden, da es sich hier in der Regel um wärmelimitierte Ökosy-

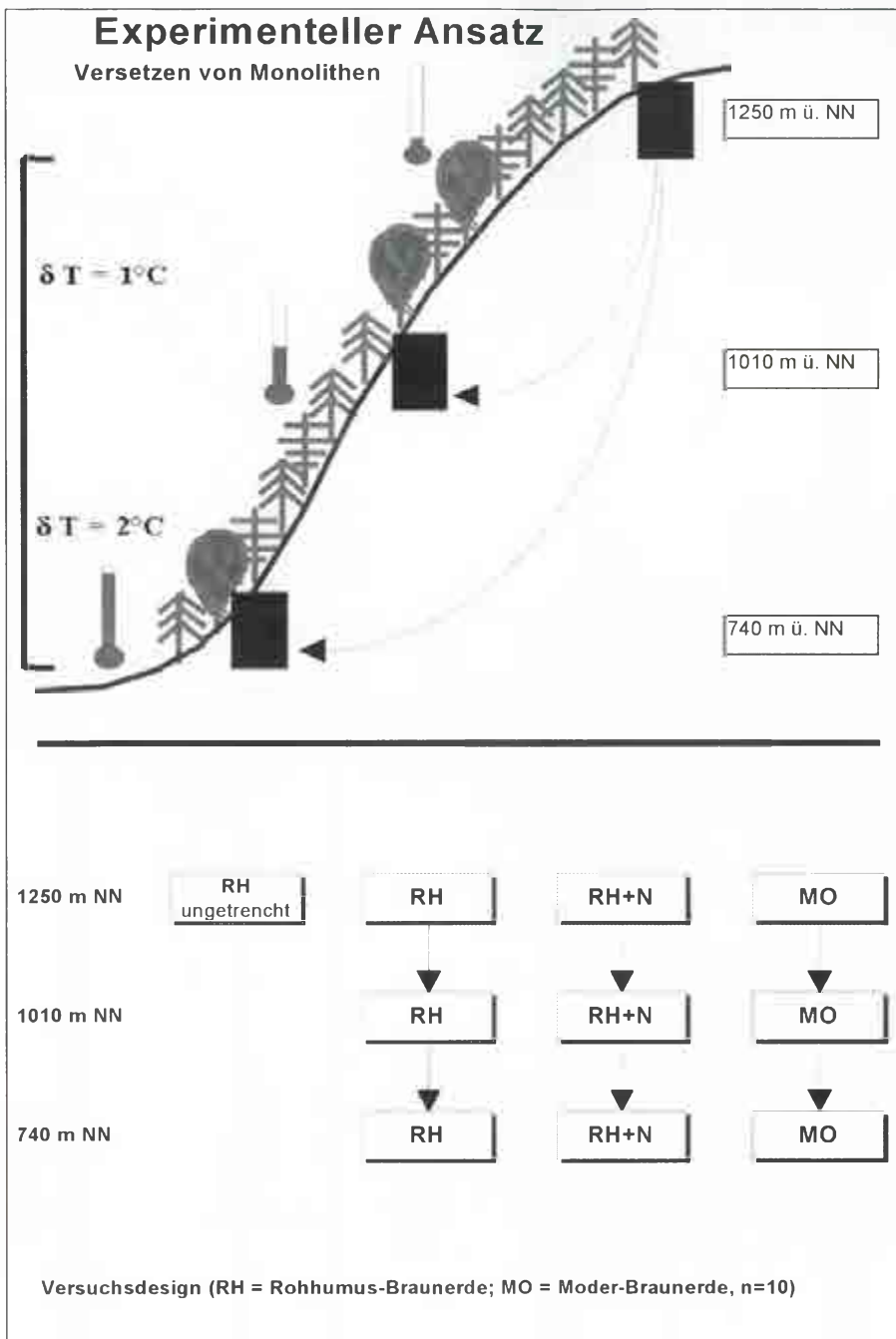


Abbildung 3: Experimenteller Ansatz durch Versetzen von Monolithen und Versuchsdesign des Experimentellen Ansatzes (RH=Rohhumus-Braunerde, MO=Moder-Braunerde, RH+N=Rohhumus-Braunerde+zusätzlicher Stickstoff, n=10)

steme handelt. Zusätzliche Wärme könnte die Wachstumsbedingungen verbessern, und so einen erhöhten Nährstoff- und Stickstoffbedarf nach sich ziehen. Weiterhin kann Stickstoff in nicht-stickstoffgesättigten Systemen gespeichert werden, weshalb zu prüfen ist, in wie weit unsere Bergwälder schon stickstoffgesättigt sind (Abbildung 4).

Es stellen sich daher folgende Fragen:

1. Ist der Stickstoffhaushalt der untersuchten Bergwaldökosysteme im Gleichgewicht? bzw. Sind die ausgewählten Wälder schon stickstoffgesättigt?
2. Ist bei einem erwärmungsbedingt stärkerem Wachstum der Bäume mit einem höheren Stickstoffbedarf zu rechnen? bzw. Wird in warmen Jahren weniger Nitrat ausgetragen als in kühlen?

In einem deskriptiven Ansatz überprüfen wir die Fragen, indem wir Beobachtungsflächen in hochmontanen, tief- und hochsubalpinen Fichtenwaldökosystemen anlegen.

Es wurden Freiland- und Bestandesniederschlagseinträge in Qualität und Quantität gemessen. Die Sickerwässer analysierten wir auf die wichtigen Bioelemente. Die Versickerung wird mit einem Wasserhaushaltmodell ermittelt, welches mit den Daten der gemessenen Lufttemperatur und -feuchte, der Niederschlagsmenge und der Wasserhaltekapazität des Bodens angetrieben wird. Die Evapotranspiration wird nach der HAUDE-Formel berechnet (Abb. 5).

6. Ergebnisse des deskriptiven Ansatzes

Die Bestandesniederschläge in den Tegerenseer Alpen weisen eine N-Fracht von 36 kg/ha*a auf (Tabelle 1). Gegenüber den Freilandeinträgen (25 kg N/ha*a) erkennt man die besondere Bedeutung der zusätzlichen Interzeptionsdeposition. Diese Interzeptionsdeposition setzt sich zusammen aus der zusätzlichen nassen Deposition, bedingt durch die große Oberfläche der Baumkronen, und der trockenen Deposition, bedingt durch die Ablagerung von Stäuben und Aerosolen bei trockenem Wetter, die mit dem nächsten Regenereignis abgewaschen werden. Es handelt sich hierbei um einen Minimalwert, da nicht der gesamte Stickstoff heruntergewaschen wird, sondern ein Teil von den Nadeln und Blättern aufgenommen wird. Ein Leaching von Stickstoffverbindungen dürfte nur von untergeordneter Bedeutung sein.

Die Stickstoffeinträge liegen in den untersuchten hochmontanen und tiefsubalpinen Wäldern des Wettersteingebirges zwischen 11 und 18 kg/ha*a und damit deutlich niedriger als am Alpenrand. Durch die davorliegenden Bergketten des Ammer- und Estergebirges ist das Wettersteingebirge von Ammoniakemissionen der Grünlandwirtschaft, wie auch von den KFZ-Abgasen des dichter besiedelten Alpenvorlandes teilweise geschützt. Der Befund, dass Freiland- und Bestandesniederschlagseinträge in den gleichen Größenordnungen liegen, deutet auf eine Stickstoffaufnahme in der Krone hin, da man sonst im Bestandesniederschlag, die um die Interzeptionsdeposition erhöhten N-Einträge erkennen müsste.



Abbildung 4: Die Waldgrenze im Wettersteingebirge.

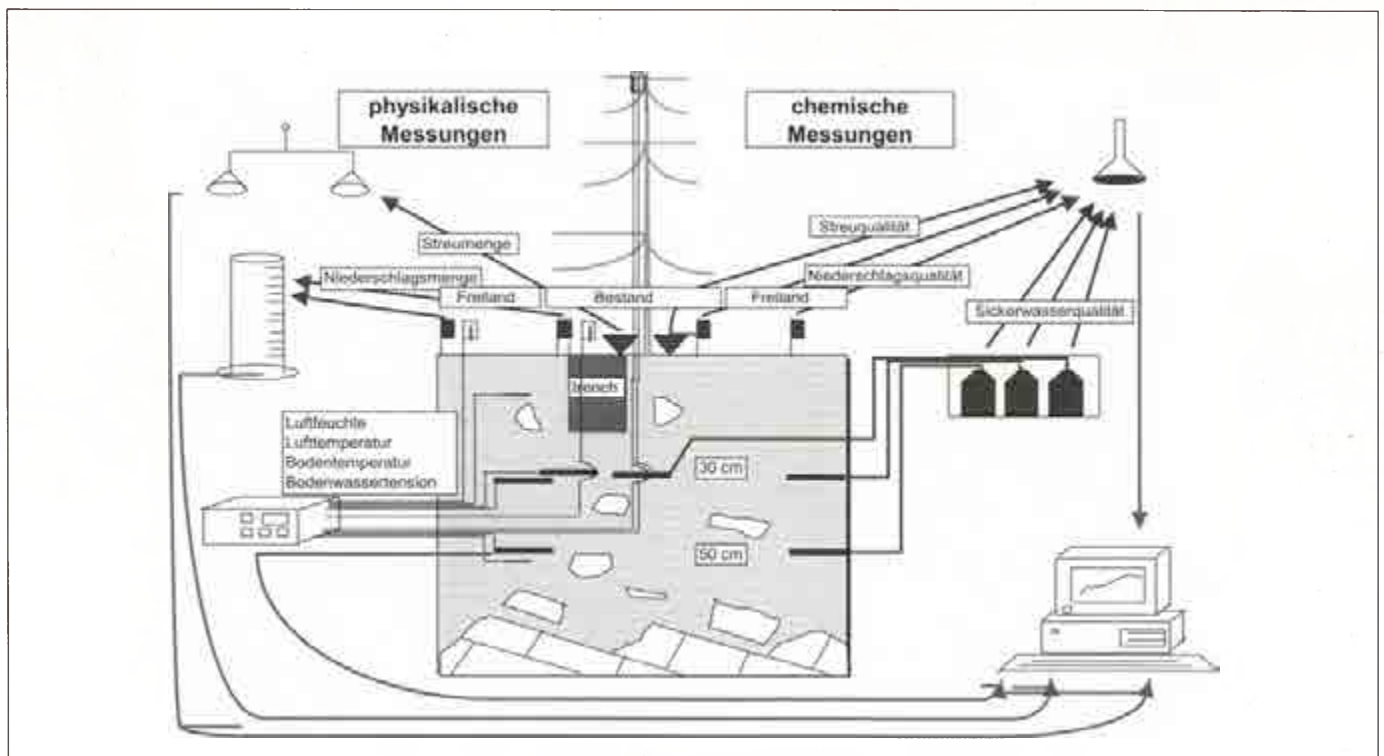


Abbildung 5: Versuchsplan und Instrumentierung des deskriptiven Ansatzes

Tabelle 1. Stickstoffeinträge und Bilanzen [kg/ha*a] im Wettersteingebirge und den Tegernseer Alpen.

	Stickstoff-Eintrag		Stickstoff-Austrag im Sickerwasser	Bilanz	
	Freiland -Niederschlag	Bestandes -Niederschlag		Stickstoff-Eintrag - Sickerwasseraustrag)	
Wettersteingebirge					
hochsubalpin Fichte	16	46	16	30	
tiefsubalpin Fichte	15	11	5	6	
hochmontan Buche	18	14	7	7	
hochmontan Fichte	18	18	7	11	
Tegernseer Alpen					
hochmontan Fichte	25	36	32	4	

Wetterstein: 10/95-10/97

Flysch: Best. Nied. 1/90-12/93 (aus Bäumler 1995)

Frei.-Nied. 8/92-7/96

Das strukturreiche hochsubalpine Fichtenwaldökosystem, mit seiner Mischung aus subalpinen Rasen und Fichtenruckschicht zeichnet sich durch besonders hohe Bestandesniederschläge und N-Einträge von 46 kg/ha*a aus. Die erhöhten Niederschläge werden erreicht, da die Bestandesoberfläche hier besonders groß ist, und beispielsweise einer Waldrandsituation entspricht. Wenn Wind und Nebel gleichzeitig auftreten, was in den Randalpen eine regelmäßige Witterungskonstellation ist, so kann man ein interessantes Phänomen beobachten, welches den dargestellten Befund leicht verständlich macht. Das Gras zwischen den Fichtenruckschicht ist trocken oder bestenfalls klamm, die Bäume filtern aber die Feuchtigkeit aus dem vorbeiziehenden Nebel derart effektiv aus, dass das ausgekammte Wasser in einer Intensität abtropft, die einem Nieselregeneignis entspricht. Daher konnten wir im Sommer unter den Baumkronen deutlich erhöhte Niederschläge messen.

Eine Gegenüberstellung von Stickstoff-Ein- und Austrägen ergibt für die untersuchten hochmontanen und tiefsubalpinen Waldökosysteme des Werdenfeller Landes eine jährliche Netto-Stickstoff-Speicherung zwischen 6 und 11 kg/ha*a. Hochsubalpin liegt die Stickstoffakkumulation mit 30 kg/ha*a sogar noch darüber. Diese Wälder dürften daher noch nicht N-gesättigt sein, während in den hochmontanen Fichtenwald-

Ökosystemen der Flyschzone am Alpenrand mit einer Stickstoffspeicherung von nur 4 kg/ha*a eher mit Stickstoffsättigung zu rechnen ist. Dies deutet darauf hin, dass ein durch Klimaerwärmung verursachtes Mehrangebot aus dem Boden nicht vollständig als Nitrat in das Grundwasser ausgetragen wird, und dass hier standörtliche bzw. regionale Unterschiede existieren. V.a. im Waldgrenzökoton, wo der Wald in die ehemals hochsubalpine und alpine Stufe vordringt, wird sehr viel Stickstoff gespeichert werden können.

Ein Vergleich der zwischen den Untersuchungsjahren beobachteten Variation der N-Bilanzen war bisher nur bedingt möglich, da keine zwei Jahreszeiten erfasst wurden, die sich nur in den Durchschnittstemperaturen unterscheiden. In den Daten aus dem Wettersteingebirge scheint sich aber die These einer wärmeinduziert erhöhten N-Aufnahme der Vegetation zu bestätigen.

7. Schlussfolgerungen für mitteleuropäische Waldökosysteme

Die Konsequenzen für unsere Wälder sind standörtlich differenziert zu betrachten. In Wäldern, die heute durch Wärme- oder Stickstoffmangel in ihrem Wachstum limitiert sind, ist zumindest mit einer teilweisen Aufnahme des zusätzlichen wärmeinduziert freigesetzten Stickstoffs zu rechnen. Zu den durch

Wärmemangel begrenzten Wäldern zählen viele der hochmontanen und subalpinen Wälder der Alpen und höheren Mittelgebirge; zu den durch Stickstoffmangel begrenzten Wäldern zählen viele der von Großstädten und Industrie entlegenen Wälder, wenn diese auf nährstoffarmen Ausgangssubstraten wachsen. Grundsätzlich kann ein zusätzlicher Stickstoffeinbau durch den Aufbau biomassereicherer Vegetation und das Einbringen von Buchen in fichtenbetonten Wäldern gefördert werden, da so unterschiedliche Stockwerke des Bodens durchwurzelt und hierdurch mit Humus und Stickstoff angereichert werden. Im Gegensatz zum Nährstoffeintrag durch 'Saurer Regen' sind aber kaum Nährstoffungleichgewichte zu erwarten. Eine Naturverjüngung unter Schirm wird zukünftig erschwert sein, so wie wir es heute schon von natürlich stickstoffreichen Standorten z.B. auf basaltischen Braunerden der Rhön kennen. Die verbesserte Stickstoffversorgung begünstigt offensichtlich das Wachstum der Bodenvegetation stärker als das der Jungbäume, so dass letztere aufgrund der Lichtkonkurrenz unterdrückt werden. An 'Wärmemangelstandorten' wird es auch zu einer Erweiterung der waldbaulichen Möglichkeiten, sowohl in der Baumartenwahl als auch in den Verjüngungsverfahren, kommen. Verlässt Stickstoff die Ökosysteme, so stellt dies neben einem Verlust für den Standort

eine Belastung für die Umwelt dar, wenn es in Form gasförmiger Stickoxide oder gelöst als Nitrat im Grundwasser geschieht. In letzterem Fall ist mit dem N-Export ein äquivalenter Export von Kationen verbunden, was entweder die Versauerung von Böden verstärkt, oder (im Falle von Aluminium als Begleitkation zum Nitrat) auch das Grundwasser gefährdet.

8. Zusammenfassung

Die Folgen eines Klimawandels für den Nährstoff- und Wasserhaushalt von Waldökosystemen sind bisher noch unzureichend untersucht. Aus Analogiestudien in den 40er Jahren müssen wir mit einer neuen Gleichgewichtseinstellung der Stickstoff-Gehalte in unseren Waldböden als Folge einer Klimaerwärmung rechnen. Der Artikel befasst sich mit der Geschwindigkeit der Gleichgewichtseinstellung und den daraus folgenden Konsequenzen. In einem Freilandexperiment wurden die Reaktionen des Stickstoffhaushalts von Waldböden auf Temperaturerhöhung in Abhängigkeit der Humusform und unterschiedlichem Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre untersucht. Da wir, wie unser Monolithenexperiment zeigt, bei einer Klimaerwärmung mit verstärkter N-Mineralisierung aus Waldböden rechnen müssen, stellte sich die Frage, was mit diesem zusätzlichen Nitrat passiert, v.a., ob es im Ökosystem verbleibt oder das System verlässt. Der darauf aufbauende deskriptive Ansatz, in dem wir ganzjährige N-Bilanzen erstellten, deutete darauf hin, dass die untersuchten Waldökosy-

steme des Wettersteingebirges noch Stickstoff aufnehmen können, im Gegensatz zu denen der Tegernseer Berge, die weitgehend gesättigt sein dürften. Die Konsequenzen für mitteleuropäische Waldökosysteme und die veränderten waldbaulichen Möglichkeiten werden diskutiert.

9. Literaturverzeichnis

- Intergovernmental Panel on Climate Change* 1995: Summary for Policymakers of the Contribution of Working Group I to the IPCC Second Assessment Report.
- Jenny, H.* 1941: Factors of Soil Formation. MacGraw-Hill Book Company NY.
- Kimmins, J. P.* 1987: Forest Ecology. Macmillan Publishing Company NY.
- Kolb, E.* 1995: Einfluss einer Klimaänderung auf den Stickstoffhaushalt von Waldböden. Forstl. Forsch. ber. München, Bd.149.
- Kolb, E., K. E. Rehfuess* 1997: Auswirkung einer Temperaturerhöhung in einem Freilandexperiment auf den Stickstoffaustrag aus Bodensäulen mit verschiedenartiger Humusform. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 160, 539-547, Weinheim.
- Scheffer, F., P. Schachtschabel* 1998: Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag Stuttgart.

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. K. E. Rehfuess für die gute Zusammenarbeit in diesem Projekt. Weiterhin möchte ich mich beim Deutschen Wetterdienst (DWD) für die Überlassung von Wetterdaten der Station Garmisch-Partenkirchen sowie bei den Bayerischen Staatsministerien für Unterricht, Kultus, Wissenschaft und Kunst, für Wirtschaft und Verkehr, für Landesentwicklung und Umweltfragen sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Förderung dieser Studien im Rahmen des BayFORKLIMs bedanken.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Eckart Kolb,
Lehrstuhl für Bodenkunde und Standortslehre der Forstwissenschaftlichen Fakultät,
TU München,
Am Hochanger 13,
85354 Freising

Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf den ökosystemaren Kohlenstoff- und Wasserhaushalt

von Mathias Herbst

1. Einleitung

Im folgenden Beitrag soll die Aufmerksamkeit auf die Rolle von Stoffflüssen bei den derzeit rasch ablaufenden Klima- und Vegetationsveränderungen gelenkt werden. Eine zentrale Rolle nimmt dabei der Kohlenstoffkreislauf ein, da Photosynthese und Atmung der Pflanzen einerseits durch die Klimaverhältnisse beeinflusst werden, andererseits aber auch auf den CO_2 -Gehalt der Atmosphäre zurückwirken. Die Größen der globalen Kohlenstoffvorräte und -flüsse verteilen sich wie folgt:

In den Landpflanzen sind ca. 560 Gt C gespeichert, in Boden und Streuschicht zusammen etwa 1500 Gt, in den Meeren rund 38000 Gt und in der Atmosphäre ca. 750 Gt mit steigender Tendenz. Im natürlichen Gleichgewicht liegt der jährliche Kohlenstoffaustausch zwischen Erde und Atmosphäre sowohl für die Land- als auch für die Meeresoberflächen weltweit in einer Größenordnung von etwas mehr als 100 Gt (Jarvis 1989). Durch das Wirken des Menschen treten zusätzlich die in Tabelle 1 aufgeführten Kohlenstoffflüsse auf (Houghton et al. 1998):

Durch Verbrennung fossiler Energieträger und durch das großflächige Abholzen v.a. tropischer Wälder werden pro Jahr etwa 7.1 Gt C freigesetzt. Von diesen finden sich – wiederum pro Jahr gerechnet – 2 Gt in den Ozeanen und 3.3 Gt in der Atmosphäre wieder, während der Verbleib der restlichen 1.8 Gt noch unklar ist („missing sink“). Die Anreicherung des Kohlenstoffs als CO_2 in der Atmosphäre bewirkt maßgeblich den vielzitierten „Treibhauseffekt“, dessen Auswirkungen auf Kohlenstoff- und Wasserhaushalt norddeutscher Ökosy-

steme Gegenstand dieses Artikels sind. Die Untersuchung ökosystemarer Stoffflüsse kann auch Anhaltspunkte dafür liefern, wo der genannte „missing sink“ des überzähligen Kohlenstoffs zu suchen ist und wo Handlungsmöglichkeiten für Natur- und Klimaschutzpolitik bestehen, die zu einer Abmilderung der derzeitigen Klimaveränderungen beitragen können.

2. Methoden zur Messung und Modellierung von C- und H_2O -Flüssen

2.1 Beobachtung der Reaktionsnormen der Vegetation unter natürlichen Bedingungen

Auf verschiedenen Maßstabsebenen lassen sich Kohlenstoff- und Wasseraustausch zwischen Pflanzen und Atmosphäre in Abhängigkeit der aktuellen Wetter- und Klimabedingungen verfolgen: In Kammervorfahren können Blattphotosynthese, -atmung, -verdunstung und -leitfähigkeit und damit wichtige physiologische Kenngrößen der Blätter in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung bestimmt werden. Meteorologische Verfahren ermöglichen über hinreichend ausgedehnten Pflanzenbeständen direkte Messungen der Bestandesflüsse und eignen sich zum langfristigen Stofffluss-Monitoring auf Ökosystemebene. Die bewährteste und immer weiter verbreitete Messmethode ist dabei die Eddy-Kovarianz-Technik, bei der man den Austausch von Wärme, Wasserdampf und Kohlendioxid zwischen einem Pflanzenbestand und der Atmosphäre aus Korrelationen zwischen hochfrequenten Veränderungen der vertikalen Windgeschwindigkeit und der

Konzentration des jeweils betrachteten Stoffes bestimmt.

2.2 Manipulative Experimente mit erhöhter CO_2 -Konzentration oder Temperatur

Will man über die bloße Beschreibung von pflanzlichen Reaktionen auf Klimaänderungen hinaus auch etwas über Wirkungsmechanismen aussagen, sind experimentelle Ansätze erforderlich. Dazu werden Pflanzen oder Pflanzenteile künstlich veränderten CO_2 - oder Temperaturverhältnissen ausgesetzt und dann wie im vorigen Abschnitt skizziert beobachtet. Je nach Maßstabsebene und vertretbarem Aufwand kann am natürlichen Standort z.B. eine CO_2 -Begasung an Einzelblättern mit Küvetten, an Ästen mit „branch bags“ an ganzen Pflanzen mit „Open Top Chambers“ (OTC) oder gar an ganzen Pflanzenbeständen mit „Free Air CO_2 Enrichment“ (FACE) durchgeführt werden. Über Transpirationmessungen wird dabei i.a. auch die stomatare Leitfähigkeit mitbestimmt, aus der sich bei bekannter CO_2 -Außenkonzentration die CO_2 -Konzentration im Blattgewebe errechnen lässt. Diese ist für die Erklärung der beobachteten Photosynthese- und Respirationsraten von großer Bedeutung.

2.3 Langzeitexperimente

Die größten Wissenslücken in der Klimafolgenabschätzung tun sich zur Zeit bei Vorhersagen über Langzeiteffekte infolge möglicher „Akklimatisierungsprozesse“ der Vegetation auf. In Zeiten knapper Forschungskassen sind Grundlagenforschung im allgemeinen und Planung und Durchführung von Langzeitexperimenten im besonderen ziemlich unpopulär, weswegen es unwahrscheinlich ist, dass in absehbarer Zukunft hinreichend lange ökophysiologische Untersuchungsreihen vorliegen werden. Eine gewisse Alternative zur Untersuchung solcher Effekte bietet die Jahrringanalyse:

Einerseits können mit der Analyse des Kohlenstoffisotops ^{13}C Rückschlüsse auf das Verhältnis zwischen Kohlenstoffaufnahme und stomatare Leitfähigkeit (und damit Wasserabgabe) eines Baums in der Vergangenheit gezogen werden, da ^{13}C gegenüber ^{12}C sowohl beim Eintritt durch die Stomata ins Blattmesophyll als auch bei der biochemischen Fixierung in jeweils spezifischem

Tab. 1: Jährliche C-Flüsse in Gt/a

Verbrennung fossiler Reserven	5.5
Abholzung der Wälder	1.6
Aufnahme in den Ozeanen	2.0
Anreicherung in der Atmosphäre	3.3
Resultierender „missing sink“	1.8

Maße diskriminiert wird. Dies erlaubt die Rekonstruktion der „water use efficiency“ (Verhältnis von Kohlenstoffgewinn zu Wasserverlust) von Bäumen für zurückliegende Zeiten mit bekannten Temperaturen und bekannten atmosphärischen CO_2 -Konzentrationen. Andererseits kann in der Nähe natürlicher CO_2 -Quellen mit Hilfe der Jahrringbreite untersucht werden, ob und wie sich der Holzzuwachs von Bäumen in hoher CO_2 -Konzentration von dem solcher Individuen unterscheidet, die unter normalen Verhältnissen aufgewachsen sind.

2.4 Modellsimulationen auf der Grundlage der experimentell gewonnenen Erkenntnisse

Alle genannten Untersuchungsmethoden in Kombination können dazu beitragen, Wirkungsmechanismen des Klimawandels auf die ökosystemaren Stoffflüsse zu erklären und somit die Grundlage für prognosefähige Modelle zu schaffen. Solche Modelle sollten möglichst viele Wirkungsmechanismen, Wechselwirkungen und Rückkopplungen beinhalten, sich aber dennoch auf möglichst einfacher meteorologischer Datengrundlage rechnen lassen, wie sie die Szenarien der Klimarechenzentren hergibt.

3. Allgemeine Wirkungsmechanismen einer Temperatur- und $[\text{CO}_2]$ -Erhöhung

Die beobachtete Erwärmung der Erdatmosphäre ist ursächlich mit dem Anstieg des CO_2 -Gehaltes verbunden. Deshalb sollen nachfolgend nicht nur Temperatureffekte, sondern auch Auswirkungen des $[\text{CO}_2]$ -Anstiegs betrachtet werden. Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die wichtigsten in diesem Kapitel diskutierten Wirkungsmechanismen.

3.1 CO_2 -Düngung

Aus zahlreichen Experimenten ist bekannt, dass ein Anstieg der CO_2 -Konzentration

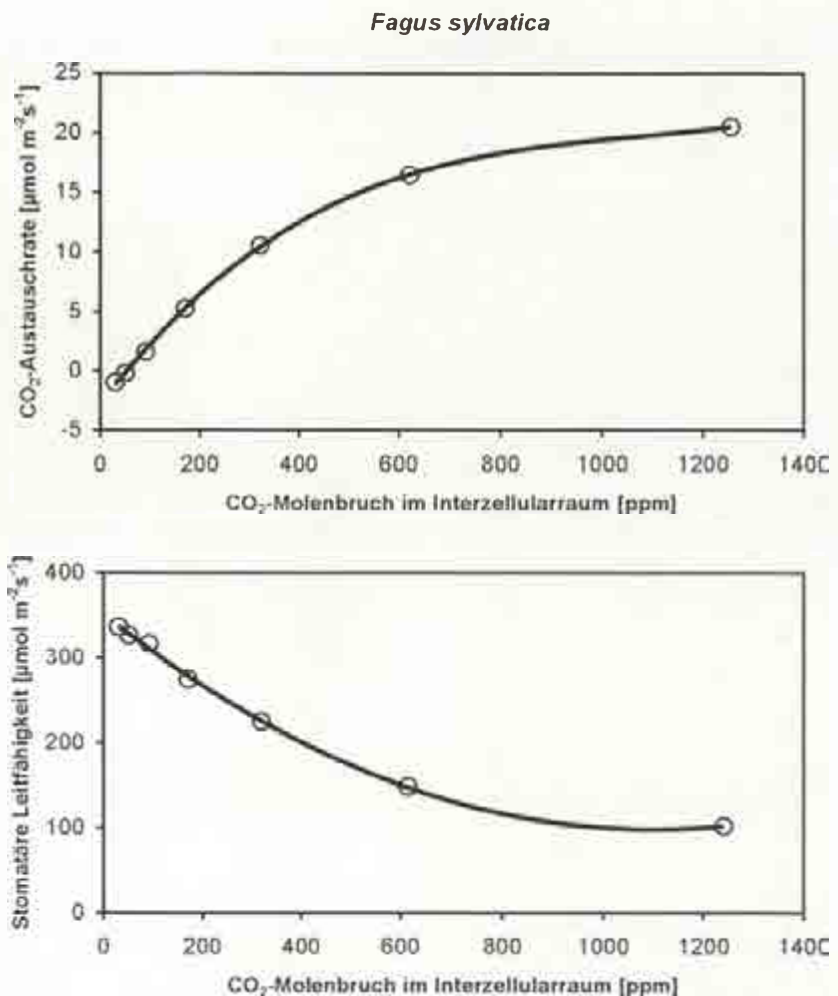


Abb. 1: CO_2 -Gaswechsel und stomatäre Leitfähigkeit der Buche in Abhängigkeit des CO_2 -Partialdrucks in den Interzellularen, gemessen am 12.8.99 im Bornhöveder Buchenwald. Die Punkte stellen Mittelwerte aus Messungen an drei Blättern dar.

in den Interzellularen des Blattgewebes zu einer Steigerung der Photosynthese und einer Abnahme der Photorespiration führt. Ursache dafür ist, dass beide Prozesse vom gleichen Enzym (Rubisco) katalysiert werden, dessen Präferenz für den einen oder den anderen Prozess vom vorherrschenden CO_2 -Partialdruck abhängt. Das hat zur Folge, dass bei steigenden CO_2 -Konzentrationen die Assimilation steigt und der Lichtkompensationspunkt der Photosynthese sinkt. Der Öffnungsgrad der Spaltöff-

nungen und damit die stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf und CO_2 werden bei $[\text{CO}_2]$ -Anstieg vermindert. Da diese Größe jedoch von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst ist, ist das Ausmaß dieser Reduktion von Fall zu Fall recht unterschiedlich. In jedem Falle aber bedeutet dies, dass sich der atmosphärische CO_2 -Anstieg stets in etwas abgemilderter Form in den Interzellularen wiederfindet. Abbildung 1 zeigt Messdaten, die in der Krone einer etwa 100jährigen Buche gewonnen wurden. Dazu wurden Blätter mit CO_2 -Konzentrationen zwischen 25 und 1600 ppm begast. Aufgetragen sind die Assimilation der Blätter sowie die stomatäre Leitfähigkeit jeweils gegen die innere CO_2 -Konzentration. Man erkennt, dass z.B. bei einer Verdopplung des aktuellen atmosphärischen CO_2 -Gehalts von ca. 350 ppm auf 700 ppm – und sonst gleichblei-

Tabelle 2: Wirkungsmechanismen einer klimatischen Beeinflussung des C- und H_2O -Haushalts

CO ₂ -Düngung	direkter CO ₂ -Effekt
N-Düngung	Temperatureffekt
Erhöhte Respiration	Temperatureffekt
Erhöhte potentielle Verdunstung	Temperatureffekt

benden Bedingungen – die Blattassimilation um etwa ein Viertel gesteigert und die Leitfähigkeit um einen ähnlichen Prozentsatz vermindert würde. Eine Konsequenz dieser Reaktion ist eine erhöhte Wassernutzungseffizienz (WUE, s.o.) der Blätter. Weiterhin veranschaulicht Abb. 1, dass bei noch weiter steigenden CO_2 -Konzentrationen der Düngungseffekt irgendwann eine Sättigung erreicht.

Aus anderen Experimenten weiß man, dass weitere allgemein auftretende Folgen der CO_2 -Düngung ein erhöhtes C/N-Verhältnis der Blätter – und damit eine zunehmende Hartlaubigkeit – sowie eine Zunahme des Wurzel/Spross-Verhältnisses der Pflanzen sind.

All das hier Gesagte gilt für C3-Pflanzen, nicht jedoch für C4-Pflanzen, die einen anderen Weg des CO_2 -Einbaus beschreiten (Vorfixierung und Konzentrierung des CO_2 vor der eigentlichen Fixierung durch Rubisco) und vor allem in wärmeren Gebieten der Erde beheimatet sind. Folglich ist nicht auszuschließen, dass es in Pflanzengesellschaften, in denen beide Strategen vertreten sind, zu Änderungen im Konkurrenzgefüge kommen kann.

Inwieweit die beschriebenen Effekte bei Langzeitexposition in gleichem Maße bestehen bleiben, ist allerdings noch unklar. Experimentelle Ergebnisse widersprechen einander. Während z.B. Mousseau & Saugier (1992) an Birke eine Abnahme des CO_2 -Düngungseffektes nach mehrwöchiger Anwendung beobachteten, fanden Dufréne et al. (1993) keine Anpassungseffekte bei der Buche.

3.2 Folgen des Temperaturanstiegs

Die Auswirkungen des Klimawandels, die konkret auf die erhöhten Temperaturen zurückzuführen sind, sind vielfältig. Nicht zu unterschätzen ist beispielsweise der Mechanismus der Stickstoffdüngung, der das Problem der direkten anthropogenen N-Einträge in die Ökosysteme noch verstärkt: Temperaturbedingt nimmt die Stickstoffmineralisation zu, die Böden weisen höhere N-Gehalte auf. Der zusätzliche Stickstoff kann entweder ausgewaschen oder durch Mikroorganismen erneut immobilisiert werden. In diesen Fällen wären die erhöhten Bodenstickstoffgehalte für die Vegetation ohne Belang. Im Mittel etwa 10-30% des temperaturbedingt freige-

setzten Stickstoffs jedoch wird durch die Pflanzenwurzeln aufgenommen und führt in den meisten Fällen zu verstärktem Wachstum, also zu mehr Biomasse und größerem Blattflächenindex.

Als weitere Folge einer Temperaturerhöhung ist der Anstieg der respiratorischen Prozesse (Ast-, Stamm-, Bodenatmung) zu nennen, bei denen wiederum CO_2 freigesetzt wird. Durch die temperaturabhängige Steigerung der Aktivität der an den Atmungsvorgängen beteiligten Enzyme zeigt der Respirationsanstieg mit der Temperatur i.a. einen exponentiellen Verlauf. Der sogenannte Q10-Wert gibt dabei an, um welchen Faktor die Respiration bei einer Temperaturerhöhung um 10°C gesteigert wird. Für die Bodenatmung in Waldökosystemen z.B. liegt er oft in einer Größenordnung von etwa 2 bis 3 (siehe z.B. Goulden et al. 1996). Schließlich sei auch auf einen zunächst rein physikalischen, aber für die Vegetation sehr bedeutenden Effekt hingewiesen: Bei gleichbleibendem Wasserdampfgehalt der Atmosphäre bewirkt eine Temperaturerhöhung einen Anstieg des Wasserdampf-Sättigungsdefizits der Luft und damit eine Zunahme der potentiellen Verdunstung. Obwohl die Pflanzen durch ihr Spaltöffungsverhalten den damit verbundenen Transpirationsanstieg in Grenzen halten können, nimmt die für sie verfügbare Wassermenge ab, da die nicht biologisch geregelten und für die Pflanzen „unproduktiven“ Prozesse der Bodenverdunstung und der Interzeptionsverdunstung merklich zunehmen.

4. Mögliche Auswirkungen auf hiesige Agrar-Ökosysteme

Die Kenntnis der im vorigen Kapitel skizzierten Wirkungsmechanismen hat zur Entwicklung von Modellen des Kohlenstoff- und Wasserhaushalts geführt, mit denen sich unter Verwendung von speziell für den norddeutschen Raum erzeugten Klimaszenarien Abschätzungen über die zu erwartenden Konsequenzen einer weiter fortschreitenden Klimaerwärmung für den Stoffhaushalt von Ökosystemen machen lassen. Die in den Kapiteln 4 und 5 vorgestellten Resultate wurden im Rahmen des interdisziplinären Projekts „Ökosystemforschung Bornhöveder Seenkette“ an der Universität Kiel gewonnen.

4.1 Q10-Wert der Bodenatmung

Untersuchungen von Kutsch & Kappen (1997) haben gezeigt, dass die Bodenatmung verschiedener Agrarflächen nicht mit einem konstanten Q10-Wert (siehe Kap. 3.2) zu beschreiben ist. Vielmehr muss von einer großen Temperaturanpassungsfähigkeit der Mikroorganismen ausgegangen werden, die dazu führt, dass der Q10-Wert im Winter deutlich höher ist als im Sommer. Auf diese Weise können die Bodenmikroorganismen kurze Wärmephasen im Winter optimal nutzen. Die im Jahresverlauf anhand von Kammermessungen beobachteten Variationen der Bodenatmung mit der Temperatur lassen sich daher besser mit einem variablen Q10-Wert beschreiben, der vom mittelfristigen Temperaturverlauf abhängt.

4.2 C-Bilanz bei unterschiedlicher Landnutzung

Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse einer Modellsimulation für zwei unterschiedlich bewirtschaftete Äcker. Die mittlere Bodenatmung im Jahresgang sowie die Veränderung des Kohlenstoffvorrats im Boden werden für zwei 30jährige Simulationsreihen gezeigt, deren eine die aktuellen Klimabedingungen (Datensatz von 1961-90) und deren andere eine Klimaerwärmung von etwa 2°C wiedergibt (Hollwurtel & Beinhauer, 1995). Bei einer Temperaturerhöhung würde sich demnach die Bodenatmung im Winter deutlich erhöhen und im Sommer – trockenheitsbedingt – ein wenig vermindern, was in der Jahresbilanz zu einer leichten Erhöhung der CO_2 -Freisetzung führt.

Während auf dem Fruchtfolgeacker unter den aktuellen Bedingungen auch auf lange Sicht (30 Jahre) praktisch keine nennenswerte Änderung des Kohlenstoffvorrats im Boden zu erwarten ist, verliert der Maisacker im gleichen Zeitraum etwa 15 t C . Beide Systeme würden bei einer Temperaturerhöhung vermutlich einen Teil ihres Kohlenstoffs zusätzlich freisetzen. Entscheidend jedoch ist, dass die Bewirtschaftungsform auf den Erhalt der organischen C-Reserven im Boden einen stärkeren Einfluss hat als die Klimaerwärmung. Angesichts der Tatsache, dass weltweit mehr Kohlenstoff in den Böden (einschließlich Streu) gespeichert ist als in oberirdischer Biomasse und Atmosphäre zusammen,

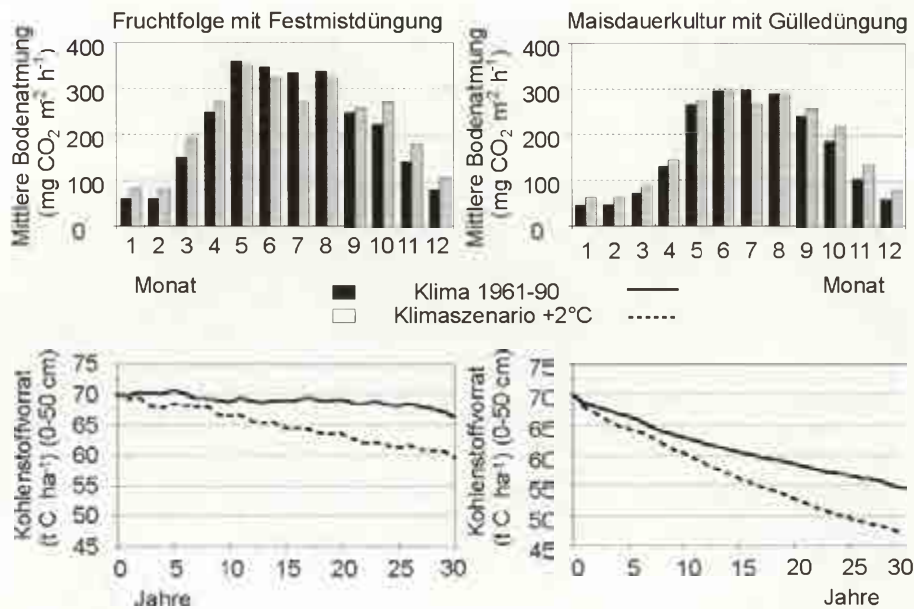


Abb. 2: Bodenatmung im Jahresgang (oben) sowie der Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden über einen Zeitraum von 30 Jahren (unten), jeweils abgeschätzt für aktuelle Klimaverhältnisse (Datensatz 1961-90) und für ein Szenario, das eine Klimaerwärmung von etwa 2°C repräsentiert. Aus Kutsch & Kappen (1997).

ist eine ressourcenschonende Landwirtschaft als besonders wichtiger Beitrag zum Klimaschutz anzusehen.

4.3 Anstieg der unproduktiven Verdunstung

Die Klimaerwärmung bewirkt eine Erhöhung der nicht biologisch regelbaren Verdunstungskomponenten und führt folglich besonders dort zu einem Anstieg der „unproduktiven“ Wasserverluste in Form der Bodenverdunstung, wo der Blattflächenindex und damit die Strahlungsabschwächung durch die Vegetation gering ist. Für einen Maisacker mit geringem Bodenbedeckungsgrad im Frühjahr beispielsweise kann man von einer Steigerung der Evaporation um etwa 30% bei einer Temperaturerhöhung um 2°C ausgehen (Hörmann et al. 1995). Wenn die Wasserversorgung der Pflanzen sichergestellt ist, bleibt die Transpiration annähernd gleich, die Gesamtverdunstung erhöht sich also etwas. Auf Standorten mit schlechter Wasserversorgung jedoch kann das vorzeitige Entleeren des Bodenwasserspeichers infolge hoher Evaporationsraten in Frühjahr und Frühsommer zu Trockenschäden der Pflanzen im Sommer führen (Herbst 1997), was bereits in den letzten Jahren vermehrt zu beobachten war.

5. Mögliche Auswirkungen auf hiesige Wald-Ökosysteme

5.1 Übersicht über die beteiligten Prozesse und deren Beeinflussung durch erhöhte Temperaturen

Die für die Stoffbilanzen eines Waldökosystems wichtigsten Prozesse und deren Beeinflussung durch die fortschreitende Temperatur- und $[\text{CO}_2]$ -Erhöhung sind in Abbildung 3 zusammengefasst. Möglichst alle hier dargestellten Größen müssen für eine prognosefähige Modellierung der Stoffflüsse parametrisiert werden.

Die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt (in der linken Hälfte von Abb. 3 dargestellt) bestehen zunächst in einer temperaturbedingten Zunahme aller Verdunstungskomponenten, die zu einer Verminderung des Bodenwassergehaltes führen, allerdings wirkt dem die steigende atmosphärische CO_2 -Konzentration über eine Reduktion der stomatischen Leitfähigkeit und damit der Transpiration entgegen. Der positive Einfluss der CO_2 -Konzentration auf die Interzeption ist durch die angenommene Biomassezunahme (s.u.) verursacht. Die Verdunstungsraten werden erst wieder reduziert, wenn der sinkende Bodenwassergehalt eine unbegrenzte Wassernachlieferung nicht mehr erlaubt.

Ungleich komplizierter und daher auch schwieriger zu prognostizieren ist die Situation bezüglich des Kohlenstoffhaushaltes (rechte Seite von Abb. 3). Klar ist, dass die Temperatur die Respirationvorgänge ankurbelt. Die Auswirkungen der Temperatur auf die Photosynthese jedoch wurden hier nicht eingezeichnet, da diese beiden Größen über eine Optimumsfunktion miteinander verknüpft sind und es folglich vom aktuellen Temperaturbereich abhängt, ob eine Erhöhung stimulierend oder hemmend wirkt. Stimuliert wird die Bruttoprimärproduktion in jedem Falle durch das CO_2 . Überwiegt diese Steigerung die der Atmung, steigt auch die aus diesen beiden Größen resultierende Nettoprimärproduktion an. In solch einem Falle sind dann auch ein stärkerer Holzzuwachs und ein stärkerer Streufall zu erwarten. Ob dies zu einer Zunahme an organischem C im Boden führen kann, hängt unter anderem ab von dem Ausmaß, in dem auch die Bodenatmung – temperaturbedingt – steigt.

Spannend ist schließlich – auch mit Blick auf den „missing sink“ – die Frage nach den Rückkopplungen dieser klimabedingten Stoffflussänderungen auf den atmosphärischen CO_2 -Gehalt und damit auch auf das Klima selbst: Überwiegen im Einzelfall die Änderungen der respiratorischen Prozesse mit der Folge einer zusätzlichen CO_2 -Abgabe an die Atmosphäre oder überwiegt die Zunahme der Primärproduktion und des Biomassezuwachses mit der daraus resultierenden Entlastung der Atmosphäre von CO_2 ?

Abbildung 4 zeigt den typischen Verlauf der Temperaturabhängigkeitskurven von Nettoprimärproduktion (NPP) und Bodenatmung eines Waldökosystems: Während die Bodenatmung über einen weiten Temperaturbereich einem exponentiellen Anstieg folgt, tut dies die NPP nur bei niedrigen Temperaturen. Bei höheren flacht die NPP-Kurve immer weiter ab, erreicht ihren Scheitelpunkt und fällt dann steil ab. Dieser asymmetrische Optimumsverlauf ist mit der Überlagerung der Prozesse der Photosynthese und der Blattatmung zu erklären. Die Ökosystembilanz schließlich ergibt sich aus der Differenz der beiden dargestellten Kurven. Wie sich eine Klimaänderung auf die Ökosystembilanz auswirkt, hängt folglich davon ab, wo die aktuellen Verhältnisse auf der Tem-

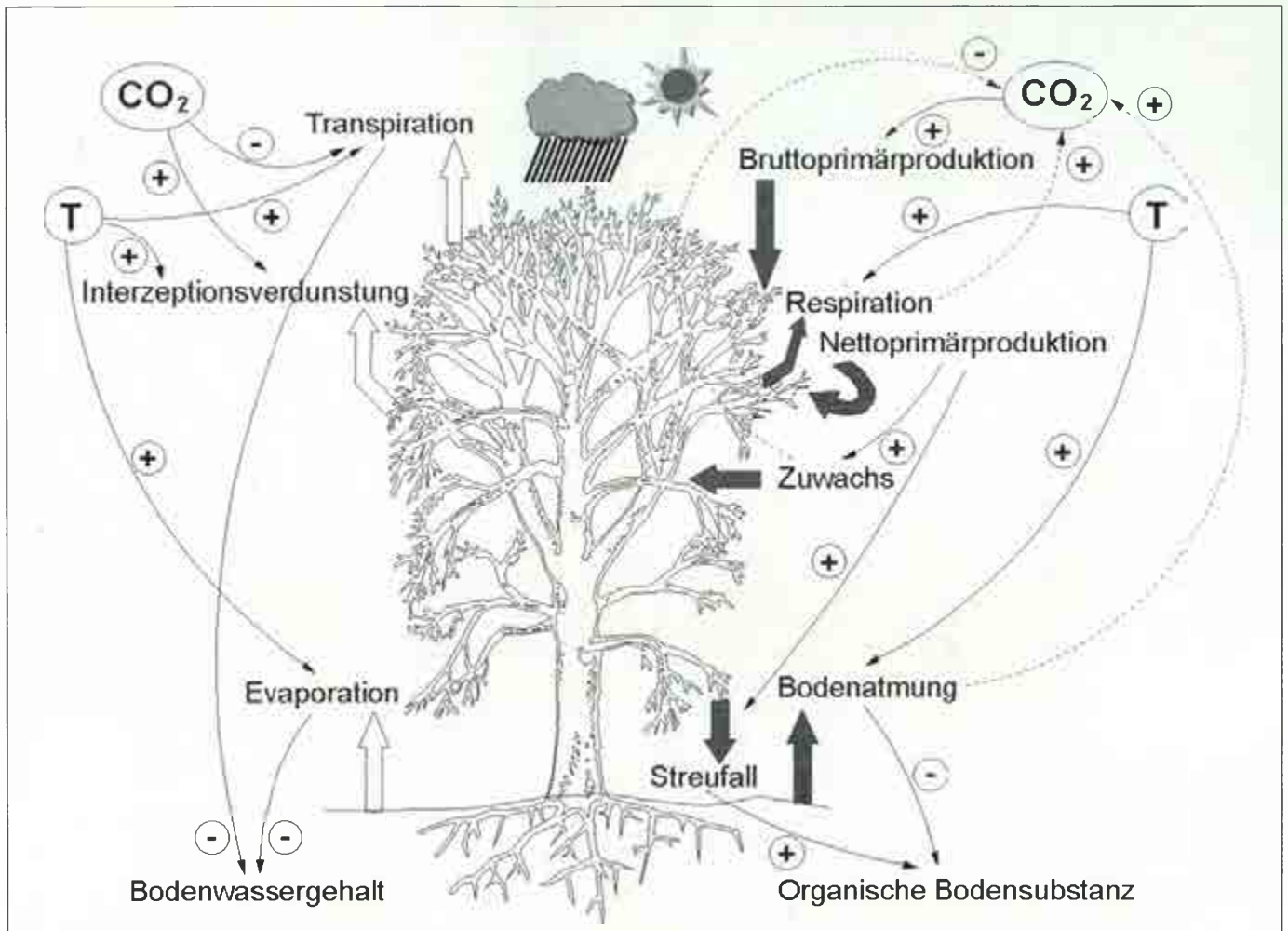


Abb. 3: Übersichtsschema über die Auswirkungen einer erhöhten CO₂-Konzentration und einer erhöhten Temperatur auf die Wasserflüsse (links) und Kohlenstoffflüsse (rechts) in einem Buchenwald.

peraturachse lokalisiert sind. Befinden wir uns derzeit in dem Bereich, in dem die NPP steil mit der Temperatur ansteigt, kann eine Temperaturerhöhung die ökosystemare C-Bilanz positiv beeinflussen. Stellen die aktuellen Temperaturen dagegen bereits den Optimumsbereich der NPP dar, führt eine Temperaturerhöhung zu einer Abnahme der ökosystemaren C-Fixierung oder gar – bei starker Erwärmung – zu einer Freisetzung von CO₂.

5.2 Auswirkungen auf den Wasserhaushalt

Zur Abschätzung der Auswirkungen einer Klimaerwärmung auf den Wasserhaushalt eines norddeutschen Buchenwaldes wurde von Herbst & Hörmann (1998) auf der Basis der schon in Abschnitt 4 erwähnten Klimadatensätze (1961-90 und +2°C) eine Modellsimulati-

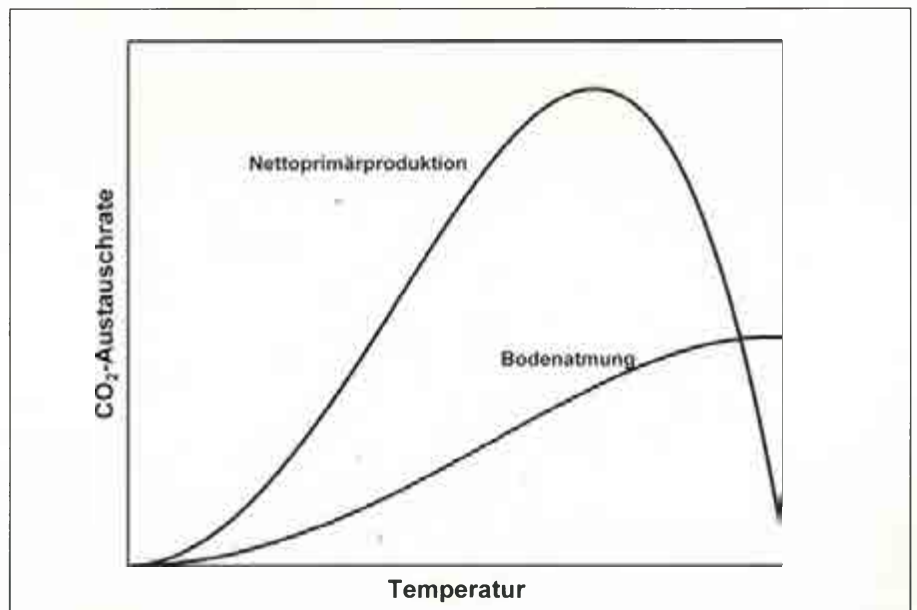


Abb. 4: Typischer Verlauf der Temperaturabhängigkeit von Nettoassimilation und Bodenrespiration in einem Waldökosystem.

Tabelle 3: Jahressummen von Niederschlag (P), Gesamtverdunstung (ET), Transpiration (Tr), Interzeptionsverdunstung (Int), Bodenverdunstung (Ev) und Sickerung (Per) sowie deren prozentuale Anteile bezogen auf den Niederschlag.

	P	ET		Tr		Int		Ev		Per	
	[mm]	[mm]	% von P	[mm]	% von P	[mm]	% von P	[mm]	% von P	[mm]	% von P
1961-90	823	628	76	340	41	159	19	129	16	193	23
Szenario	763	626	82	318	42	149	20	158	21	136	18

on durchgeführt.

Tabelle 3 listet einen Teil der Ergebnisse auf, nämlich die durchschnittlichen jährlichen Größen der einzelnen Verdunstungskomponenten, je einmal absolut und in Prozent des Freilandniederschlags ausgedrückt. Der Prozentsatz der Transpiration nimmt bei einer Temperaturerhöhung kaum zu, da einerseits die CO₂-bedingt reduzierte stomatare Leitfähigkeit die Wasserabgabe der Blätter begrenzt und andererseits der Bodenwassergehalt während sommerlicher Trockenphasen schneller ausgeschöpft ist und die Transpiration so ebenfalls begrenzt. (In solchen Situationen sind i.d.R. gewisse Ertragseinbußen zu erwarten.) Auch der Anteil der Interzeption bleibt weitgehend unverändert, während der Anteil der Bodenverdunstung deutlich zunimmt. Da insgesamt also die Verdunstung erhöht wird, bleibt ein merklich geringerer Anteil des Niederschlags für die Tiefensickerung übrig, die nach einer mehr oder weniger vollständigen Entleerung des Bodenwasserspeichers während des Sommers erst deutlich später im Winterhalbjahr einsetzt (Herbst & Hörmann 1998).

6. Mögliche Langzeiteffekte und Rückkopplungsmechanismen zwischen Physiologie und Klima

6.1 Wassernutzungseffizienz im lang-jährigen Verlauf

Lassen sich die bisher formulierten Prognosen über den ökosystemaren C- und H₂O-Haushalt bei anhaltendem Klimawandel auch auf längere Zeiträume hochrechnen? Die Erwartung einer steigenden Wassernutzungseffizienz infolge steigender Stoffproduktion bei ähnlich bleibendem Wasserverbrauch überprüften Duquesnay et al. (1998) an der Buche rückwirkend für die letzten 100 Jahre (mit bekannter T- und [CO₂]-Entwicklung) mit Hilfe der 13C-Methode

(siehe 2.3.). Für das Verhältnis von Assimilation zu stomatärer Leitfähigkeit (und damit zu Transpiration) konnte tatsächlich eine Steigerung von 20-30% festgestellt werden, bei gleichzeitigem [CO₂]-Anstieg um etwa 50 ppm. Die prognostizierten Effekte scheinen somit – zumindest bei der Buche – auch über längere Zeiträume Bestand zu haben, ohne dass eine die veränderten Umweltbedingungen kompensierende „Akklimatisierung“ zu beobachten wäre.

6.2 Stoffproduktion

Als Beispiel für den gegenteiligen Fall – also eine langfristige Anpassung – sei hier die Stoffproduktion von Steineichen (*Quercus ilex*) in der Toscana genannt (Hättenschwiler et al. 1997), die seit mehr als 30 Jahren in unmittelbarer Nähe zweier natürlicher CO₂-Quellen wachsen. Eine Jahrringanalyse im Vergleich mit benachbarten, CO₂-unbeeinflussten Bäumen zeigt, dass die Differenz in der Breite der Jahrringe zwischen „CO₂-gedüngten“ und „normalen“ Individuen im Laufe der Jahre kontinuierlich zurückgeht und nach etwa 30 Jahren sogar Null erreicht. Der Zuwachs der Bäume ist also nur eine begrenzte Zeit lang durch hohe CO₂-Konzentrationen zu fördern. Die Ergebnisse von Hättenschwiler et al. (1997) zeigen aber auch, dass durch den „Vorsprung“ aus den frühen Entwicklungsstadien die CO₂-begasten Bäume etwa 3 Jahre früher einen bestimmten Stammumfang erreichten als die Kontrollbäume. Dies deutet – ob nun Akklimatisierung stattfindet oder nicht – auf zu erwartende verkürzte Umtriebszeiten in der Forstwirtschaft hin.

6.3 Wälder als Erklärung für den „missing sink“?

Bleibt die Frage, ob Wälder auch auf längere Sicht das anthropogenbedingte frei-

gesetzte CO₂ aus der Atmosphäre wieder binden können und ob das möglicherweise bereits heute passiert und so eine Erklärung für den „missing sink“ darstellen könnte. Zunächst ist festzustellen, dass Ausmaß und Vorzeichen des CO₂-Austausches zwischen Wäldern und der Atmosphäre vom jeweiligen Sukzessionsstadium des betrachteten Waldes abhängt. Selbstverständlich wird ein junger, wachsender Wald eine ganze Zeitlang CO₂ binden, ein alter, zusammenbrechender Bestand hingegen CO₂ freisetzen. Klimaxnahe Wälder sollten ein dazwischen liegendes Verhalten, also eine neutrale C-Bilanz, zeigen. Überraschenderweise haben aber Grace et al. (1995) mit der Eddy-Kovarianz-Technik eine Netto-Aufnahme von CO₂ auch über dem tropischen Regenwald Südamerikas gemessen, der i.a. als „klassisches“ Beispiel einer Klimaxvegetation angesehen wird, die sich im Gleichgewicht mit der Umgebung befindet und folglich ein CO₂-neutrales Verhalten an den Tag legen sollte. Diese Beobachtung unterstützt den Verdacht, dass sich in den großen Waldökosystemen der Erde derzeit klimabedingte Veränderungen abspielen, die für einen Teil des „missing sink“ verantwortlich sein könnten und die auf eine wichtige Rolle der Wälder für Rückkopplungsmechanismen im globalen Kohlenstoffkreislauf hindeuten. Diese scheinen zur Zeit (noch) einem ungebremsten weiteren CO₂-Anstieg entgegenzuwirken.

6.4 Aufforstung und Walderhaltung als Mittel des Klimaschutzes

Kann sich eine klimaschutzorientierte Politik nun diese Erkenntnis für aktives Handeln zunutze machen? Betrachten wir zunächst eine Fallstudie von Smith et al. (1998) zum Thema Aufforstung: Ausgangspunkt dieses Gedankenexperimentes ist die Überlegung, angesichts von Agrarüberschüssen 30% der bewirt-

schaftbaren Agrarfläche Europas aus der Nutzung zu nehmen und sich durch natürliche Sukzession bewalden zu lassen. Über 100 Jahre würde dies zu einer mittleren jährlichen C-Fixierung im Holz von 107 Mio t führen. Das entstandene Holz kann dann entweder als Brennstoff genutzt oder in Form von Holzprodukten dauerhaft festgelegt werden. Im letzten Fall hätte man die entsprechende Kohlenstoffmenge nachhaltig aus der Atmosphäre entfernt, doch auch im ersten Fall würde durch Einsparen fossiler Brennstoffe der CO₂-Anstieg in der Atmosphäre gemildert (Reduktion der Emissionen um 40-60 Mio t pro Jahr).

Vergleicht man dies jedoch mit den Größenordnungen der in Kapitel 1 genannten anthropogenen C-Emissionen, so wird deutlich, dass die Möglichkeiten von Aufforstungsmaßnahmen begrenzt sind und selbst in diesem schon eher utopischen Szenario allenfalls 2 % der jährlichen CO₂-Emissionen wieder gebunden werden könnten. Wenn andererseits die noch existierenden großen Wälder in den gemäßigten nördlichen Breiten und v.a. in den Tropen für einen beachtlichen Teil des missing sink verantwortlich gemacht werden können (Grace et al. (1995) vermuten eine Kohlenstoffaufnahme allein in den Wäldern Südamerikas von 0,6 Gt/a) und vor allem eine große Menge des terrestrischen Kohlenstoffs speichern, ist deren Schutz als ein vorrangiges Klimaschutzziel anzusehen, zusammen mit einer wirksamen Reduktion der Emissionen, ohne die alle anderen Anstrengungen vergebens sein werden.

7. Schlussbetrachtung

Die Auswirkungen des aktuellen Klimawandels auf die Vegetation unserer Region beschränken sich nicht auf das Ein- oder Auswandern einzelner Pflanzenarten. Vielmehr zeichnen sich bereits heute bedeutende Veränderungen der Stoffflüsse zwischen Vegetation und Atmosphäre ab. Im Winter und Frühjahr geben die Böden mehr Kohlendioxid und Wasser ab, und in den Sommermonaten müssen Land- und Forstwirtschaft mit stärker schwankenden Erträgen als bisher rechnen, da in Jahren mit guter Wasserversorgung die Biomasseproduktion eher gesteigert, in trockenen Jahren jedoch häufig eingeschränkt wird. Ob und in welcher Weise sich die Vegetation auf längere Sicht auch physiolo-

gisch an eine veränderte Umwelt anpasst, ist derzeit noch völlig unklar. Um ein zu großes Risiko für kommende Generationen zu vermeiden, ist ein Gegensteuern gegen eine immer weitere Aufheizung der Atmosphäre dringend geboten. Klimaschutzpolitik darf sich dabei nicht auf lokale, symbolträchtige Maßnahmen wie z.B. Aufforstungskampagnen beschränken, so sinnvoll und wichtig diese auch sind. Der Blick für das Wesentliche muss unbedingt erhalten bleiben, und wie gezeigt liegen die größten Gefahren in den gewaltigen Kohlenstoffmengen, die durch das Verbrennen fossiler Energieträger und durch Waldabholzung tagtäglich freigesetzt werden. Nur eine Politik, die möglichst weltweit den Erhalt der bestehenden Wälder, den Schutz der Böden und den sparsamen Umgang mit Energie fördert und unterstützt, hat die Zeichen der Zeit erkannt und kann ihrer Verantwortung gegenüber der Nachwelt gerecht werden.

8. Literatur

- Dufrène, E., Pontailier, J.-Y., Saugier B., 1993: A branch bag technique for simultaneous CO₂ enrichment and assimilation measurements on beech (*Fagus sylvatica* L.). – *Plant, Cell & Environment* 16, 1131-1138.
- Duquesnay, A., Brèda, N., Stievenard, M., Dupouey, J.L., 1998: Changes of tree-ring [delta]13C and water-use efficiency of beech (*Fagus sylvatica* L.) in north-eastern France during the past century. – *Plant, Cell & Environment* 21, 565-572.
- Goulden, M.L., Munger, J.W., Fan S.-M., Daube B.C., Wofsy, S.C., 1996: Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: methods and a critical evaluation of accuracy. – *Global Change Biology* 2, 169-182.
- Grace, J., Lloyd, J., McIntyre, J., Miranda, A.C., Meir, P., Miranda, H.S., Nobre, C., Moncrieff, J., Massheder, J., Malhi, Y., Wright, I., Gash, J., 1995: Carbon Dioxide Uptake by an Undisturbed Tropical Rain Forest in Southwest Amazonia, 1992 to 1993. – *Science* 270, 778-780.
- Hättenschwiler, S., Miglietta, F., Raschi, A., Körner, C., 1997: Thirty years of in situ tree growth under elevated CO₂: a model for future forest responses? – *Global Change Biology* 3, 463-471.
- Herbst, M., 1997: Die Bedeutung der Vegetation für den Wasserhaushalt ausgewählter Ökosysteme. – Dissertation, Univ. Kiel, 119 pp.
- Herbst, M., Hörmann, G., 1998: Predicting effects of temperature increase on the water balance of beech forest – an application of the KAUSHA model. *Climatic Change* 40, 683-698.
- Hollwurtel, E., and Beinhauer, R., 1995: Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf die Ökosysteme der Bornhöveder Seenkette: III. Klimaszenarien. – *EcoSys* 2, 17-26.
- Houghton, R.A., Davidson, E.A., Woodwell, G.M., 1998: Missing sinks, feedbacks, and understanding the role of terrestrial ecosystems in the global carbon balance. – *Global Biogeochemical Cycles* 12, 25-34.
- Hörmann, G., Ebrecht, C., Herbst, M., Geffers, K., Kluge, W., Reiche, E.-W., Widmoser, P., 1995: Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf den Wasserhaushalt der Bornhöveder Seenkette. – *EcoSys* 5, 27-49.
- Jarvis, P.G., 1989: Atmospheric carbon dioxide and forests. – *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 324, 368-392.
- Kutsch, W.L., Kappen, L., 1997: Aspects of carbon and nitrogen cycling in soils of the Bornhöved Lake district. II. Modelling the influence of temperature increase on soil respiration and organic carbon content in arable soils under different managements. – *Biogeochemistry* 39, 207-224.
- Mousseau, M., Saugier, B., 1992: The direct effect of increased CO₂ on gas exchange and growth of forest tree species. – *Journal of Experimental Botany* 43, 1121-1130.
- Smith, P., Powlson, D.S., Glendining, M.J., Smith, J.U., 1998: Opportunities and limitations for C sequestration in European agricultural soils through changes in management. – In: Lal R. et al. (eds.) *Management of carbon sequestration in soils*, CRC Press LLC, Boca Raton (Florida).

Anschrift des Verfassers:

Dr. Mathias Herbst,
Ökologiezentrum der Universität Kiel,
Schauenburgerstr. 112,
24118 Kiel

Konsequenzen globaler Klima- veränderungen für die biologische Vielfalt

von Stefan Klose

1. Biodiversität als Eigenschaft natürlicher Systeme

1.1 Herkunft und Stabilität

Biodiversität, die wesentliche Eigenschaft lebender Systeme von anderen spezifisch verschieden und andersartig zu sein (Solbrig 1994), ist eine Funktion von Zeit und Raum. Sie existiert auf allen Ebenen biologischer Hierarchie, von Molekülen über Gene und Arten bis hin zu Ökosystemen. Es liegt eine Vielzahl wissenschaftlich fundierter Hinweise vor, dass Diversität wesentlich für den komplikationslosen Ablauf organischer und ökosystemarer Prozesse ist, vielleicht sogar eine notwendige Voraussetzung für das Funktionieren der Biosphäre als Ganzes darstellt. Das Wissen um

die Bedeutung der Vielfalt ist jedoch insgesamt betrachtet noch sehr fragmentarisch. Vor allem eine Antwort auf die zentrale Frage, wie das Funktionieren lebender Systeme davon abhängt, dass diese Systeme in sich vielfältig und komplex, also vernetzt und von einer komplizierten Dynamik sind, steht noch aus. Die Vorstellung, dass alle Eigenschaften eines Systems über Strukturen und Funktionen der jeweils niedrigeren Hierarchieebene im System erfassbar sind, ist nicht haltbar, vielmehr besitzen biologische Systeme anscheinend Eigenschaften, die emergent, also aus der Analyse aller Bestandteile nicht erschließbar, aber diversitätsrelevant sind.

Diversität entsteht durch Neuverteilung genetischer Information, wobei der Mutation eine besondere Bedeutung

beizumessen ist. Zellen, Arten und schließlich Lebensgemeinschaften entstehen, wachsen, pflanzen sich fort und sterben. Zurückhaltende Schätzungen gehen von einem beschriebenen Artbestand der Erde von über 1,4 Mio. Arten (Bakterien bis Wirbeltiere, davon 248.000 Pflanzen- und 1.000.000 Tierarten; Wilson 1988) aus, dem nach schwankenden Angaben 10-20 Mio. rezente Spezies hinzuzufügen sind. Jährlich werden 12.000 Arten, davon 7.000 Insekten, neu beschrieben (Simon 1998). In der Verteilung der Biodiversität findet man einen deutlichen Nord-Süd-Gradienten: Die tropischen Regenwälder mit einem Anteil von nur 7 % an der Erdoberfläche sind Lebensraum für schätzungsweise über 60 % Prozent aller Tier- und Pflanzenarten der Erde (Simon 1998, s. Abb. 1).

Wie und ob diese enorme Vielfalt aktiv erhalten wird, ist umstritten. Versteht man Mutation und Selektion als zufällige, voneinander unabhängige Prozesse, ohne dass das System selbst Einfluss ausübt, existiert kein Diversitätserhaltungsmechanismus. Es könnte jedoch auch möglich oder sogar wahrscheinlich sein, dass ein gewisses Maß an Vielfalt unumgänglich ist, um das Funktionieren eines biologischen Systems zu gewährleisten. Das würde sowohl Rückkopplungseffekte vom System her als auch Diversitäts-Schwellenwerte denkbar machen, bei deren Unterschreiten das System kollabiert. Der letztere Ansatz ist vorherrschende wissenschaftliche Meinung (Futuyma 1986, Solbrig 1994, Wilson 1988), er bildet die Grundlage für Überlegungen, ob der aktuelle Rückgang der Biodiversität in einer Größenordnung z.B. auf Artebene von 17.000 – 25.000 Arten pro Jahr (Klose 1999, Simon 1998, Bundesamt für Naturschutz 1996, 1998; möglicherweise weit mehr) zu langfristigen, gravierenden Konsequenzen für die Ökosysteme der Erde führen und damit auch den Menschen und seine Lebensgrundlagen empfindlich treffen könnte.

Unter den die Biodiversität beeinflussenden Umweltbedingungen ist die Stabilität des Klimas als übergeordnete Einflussgröße ein wichtiger Baustein (Abb. 2). Die Entwicklung der herrschenden Vielfalt war erst durch klimatisch relativ konstante Bedingungen möglich, auf denen basierend sich in komplexen Wechselwirkungen zwischen Lebensgemeinschaften und Atmosphäre die Verhältnisse der nahen Vergangenheit ein-

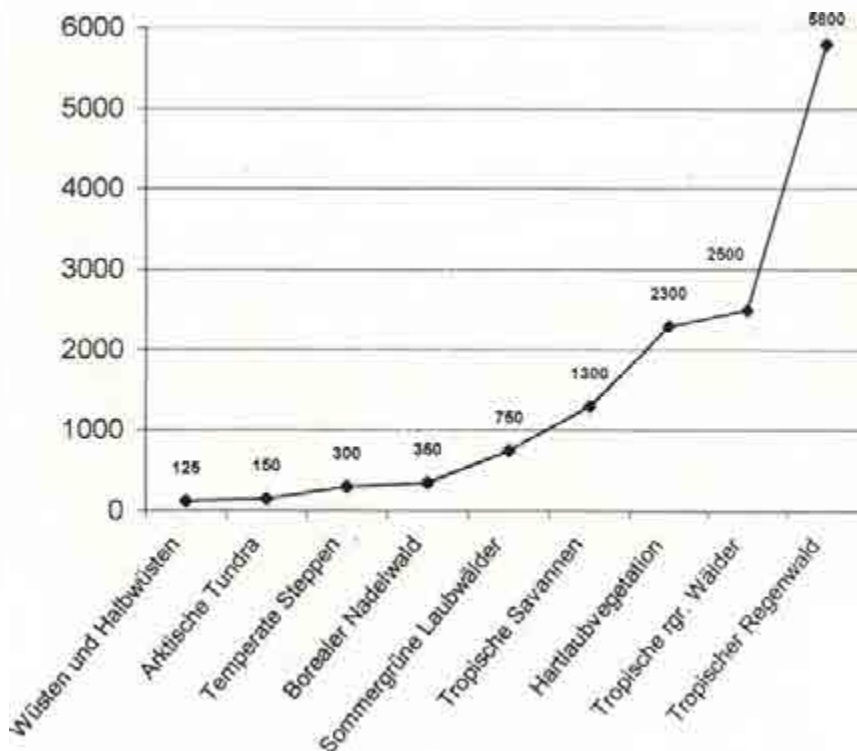


Abb. 1: Pflanzenarten pro 10.000 qkm (Medianwerte; nach Barthlott et al. 1995, Simon 1998)



Abb. 2: Klimatische Stabilität ist ein Schlüsselfaktor in der Darstellung der zur Diversität von Lebensgemeinschaften beitragenden Interaktionen (nach Pianka 1983)

stellen konnten. Viele Eigenschaften, die die Atmosphäre aufweist, sind ein Ergebnis der Aktivität der Lebewesen (Hutchinson 1954, Garrels et al. 1976).

1.2 Aussterben – Grenzen und Muster der Fluktuation

Die Reduktion von Diversität auf Artebene ist kein ungewöhnlicher Vorgang – in der Erdgeschichte traten immer wieder Phasen auf, in denen die vorhandene Diversität aufgrund sich ändernder Umweltbedingungen auf einen geringen Anteil des Ausgangsbestandes zurückging, sich auf diesem niedrigen Level stabilisierte und im Laufe der Zeit dann sukzessive unter Anpassung an veränderte Lebensbedingungen wieder zunahm. Sie fluktuierte trotz Aussterbens und Entstehens über lange erdgeschichtliche Zeiträume hinweg jedoch immer um bestimmte, recht konstante Niveaus (Futuyama 1986). Zusätzlich wurden im Verlauf der geologischen Zeit immer höhere dieser Gleichgewichtsniveaus erreicht. Besonders interessant ist, dass der Vorgang des Aussterbens oder der Reduktion scheinbar zwangsläufig und systemimmanent ist und die Diversität sich nach einem massiven Aussterben stets wieder sehr schnell auf ein dem vorhergegangenen ähnlichen Level erholt, so dass viel für eine rückkoppelnde Selbstregulierung der Biodiversität spricht. Die Aussterbemuster von theoretischen Rechenmodellen sind denen versteinelter Quellen (Fossilien) verblüffend ähnlich (Raup & Jablonski 1986). Bei den Ammoniten (Cephalopoden) beispielsweise überlebte wiederholt nur eine einzige Gruppe, die sich dann erneut diversifizierte (Abb. 3).

Problematisch an der aktuellen Entwicklung der biologischen Diversität ist vor allem die Geschwindigkeit des Rückganges: Fossile Quellen verdeutlichen, dass die durchschnittliche Lebenserwartung von Arten verglichen mit allen der menschlichen Kultur vorangegangenen Erdzeitaltern auf einen verschwindend geringen Bruchteil der normalen erdgeschichtlichen Lebensdauer abgesunken ist (Heywood 1994, Wilson 1988). Dieser zunehmende Trend hin zu einer höheren Aussterbewahrscheinlichkeit ist anthropogen, vor allem durch Lebensraumbeeinträchtigungen, verursacht. Die Klimaveränderung könnte darauf aufbauen, die Destabilisierung lebendiger Systeme beschleunigen und mit noch weiter vermindertem Kompensationspotential eintreten lassen.

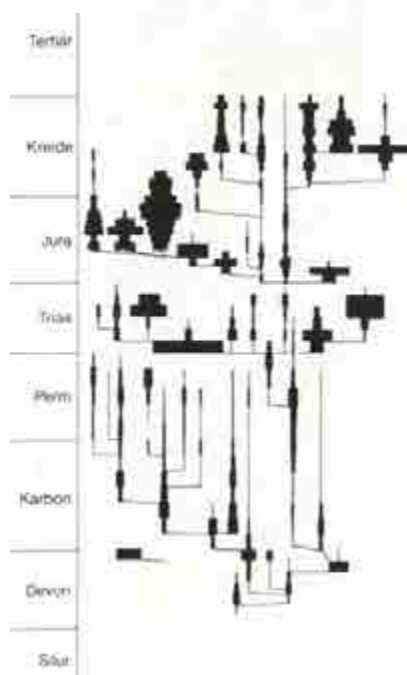


Abb. 3: In der Diversitätsgeschichte von 41 Überfamilien der Ammoniten (Cephalopoden) überlebte mit Massenaussterben zum Ende des Devons, des Perms, des Trias und der Kreide mehrfach nur eine einzelne Gruppe, die sich anschließend wieder diversifizierte. Die Breite der Darstellungsbalken verhält sich proportional zur Anzahl der bekannten Gattungen und indiziert eine systeminterne Diversitätsregulation (nach Newell 1967). Der Ablauf des prognostizierten Artensterbens aufgrund der Klimaerwärmung wird wesentlich schneller voranschreiten.

2. Potentielle Auswirkungen aktueller Klimatrends

2.1 Ausmaß und ökologische Erheblichkeit der prognostizierten Klimaveränderung

Die kontinuierliche, zumindest partiell auf anthropogene Aktivität zurückzuführende Erhöhung der Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre, vor allem durch Emissionen aus der Nutzung von fossilen Energieträgern und gravierende Veränderungen in der Landnutzung, wird langfristig zu einer globalen Erwärmung führen. Nach Einschätzung des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) wird diese Entwicklung bis zum Jahr 2100 einen Anstieg der mittleren globalen Erdoberflächentemperatur um 1–3,5 °C sowie des Meeresspiegels durch Volumenzunahme und Schmelzwasserzufuhr vor allem von Gletschern (Wallinga & v.d. Wal 1998, Oerlemans 1998) um 15–95 cm verursachen (IPCC 1998). Ein regional begrenzter Kompensationseffekt von Aerosolen, ebenfalls aus menschlicher Freisetzung, ist zwar gezeigt (Rotstayn 1999, Titus & Narayanan 1996), wird aber aufgrund der relativen Kurzlebigkeit die Gesamtentwicklung nicht substantiell beeinflussen können. Aufgrund der Tatsache, dass die Klimaerwärmung nicht als isoliertes Phänomen begriffen werden kann, sondern direkt und indirekt globale Ökosystemprozesse aller Ebenen tangiert und mit ihnen interagiert, sind Auswirkungen auf die komplette Biosphäre zu erwarten (Ehrlich & Ehrlich 1981).

Während ein kausal direkt auf eine Klimaerwärmung zurückzuführender Meeresspiegelanstieg anders als eine Zunahme der Sturmaktivität heute noch nicht letztlich isoliert werden kann (Bye 1999, Gonnert 1999, Nerem 1999), liegt das derzeitige globale Temperaturniveau von 0,6 °C bereits über der langfristigen globalen Mitteltemperatur und außerhalb der normalen klimatischen Schwankungsbreiten (World Meteorological Organization 1999, Retallack & Bunyard 1999, Tett et al. 1999, Titus & Narayanan 1996, ausführlich Puhe & Ulrich 2000). Der Temperaturanstieg zeigt erste deutliche Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften und unterstreicht die nachweisliche klimatische Sensibilität ökologischer Systeme (Galkin 1998, Naganobu et al. 1999, Post 1999).

Langstreckenzieher unter den Kleinvögeln ändern ihre Zugwege und Überwinterungsstrategien (Berthold 1998, et al. 1999), mediterrane Insektenarten etablieren in Mitteleuropa durch aggressive Strategie stabile, expandierende Populationen (Brechtel 1999, Ott 2000; in diesem Tagungsband) und weiten ebenso wie Moose (Frahm 1997) ihre Areale nach Norden und Osten in direktem Zusammenhang mit der Änderung der klimatischen Situation aus. Dies führt kurzfristig zunächst zu einer Erhöhung der Diversität.

Wie sich die klimatische Entwicklung langfristig auf die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen und die in ihnen existierende biologische Vielfalt auswirken könnte, ist bislang zwar weitgehend unklar und plötzliche Klimaschwankungen in der Erdgeschichte sind bislang nicht so detailliert erforscht, dass sie eine Extrapolation zulassen (Adams et al. 1999). Die verlässlichsten vorliegenden Schätzungen zu Auswirkungen der globalen Klimaveränderungen auf die Biodiversität erreichen aber Größenordnungen, die durchaus schwerwiegende mittel- und langfristige Auswirkungen auf ökologische Systeme erwarten lassen (Bölter 1999, Hodkinson 1999, Mason 1999, Sorenson 1998, Wetherald & Manabe 1999).

2.2 Reaktions- und Adaptionsfähigkeit der Hierarchieebenen in Raum und Zeit

Lebensgemeinschaften können sich Klimaveränderungen anpassen, mitunter sogar wesentlich schneller, als erwartet (Bundesamt für Naturschutz 1997b, Frese 1994). Nach der „Gaia-Hypothese“ sollen sie sogar in der Lage sein, außeninduzierte Störungen eines bestehenden Gleichgewichts abzuf puffern und aktiv durch Einflussnahme auf die Atmosphäre auszugleichen (Solbrig 1994). Fraglich ist jedoch, wie weit diese Fähigkeit, auf veränderte Umweltbedingungen zu reagieren oder ihnen ausgleichend zu begegnen, geht, und wann sie an welche sicherlich existierenden systemimmanenten oder externen Grenzen stößt. Insbesondere die Tatsache, dass eine sehr starke und schnelle Veränderung erwartet wird, führt zu der Überlegung, dass die Anpassungs- und Reaktionsfähigkeit von ökologischen Systemen speziell bei langsamen Generationswechseln überfordert werden könnte (Bundes-

amt für Naturschutz 1997b). Erschwerend bestehen grundlegende Kenntnislücken darin, wie sich die verschiedenen Hierarchieebenen gegenseitig beeinflussen und in Zusammenhang stehen.

Die bislang durchgeführten Simulationen stimmen darin überein, dass sie auf eine Verschiebung ganzer Ökosystemkomplexe hindeuten (IPCC 1998, Peters 1992, Lozán et al. 1998, Sirotenko & Abashina 1998, Puhe & Ulrich 2000). Veränderte Temperatur- und vor allem auch Niederschlagsverhältnisse werden dazu führen, dass Arten, Artgemeinschaften und ganze Ökosysteme, ihrem klimatischen Optimum folgend, eine progressive Veränderung der Verbreitungsgebiete erfahren: Dabei sind erhebliche Verluste an biologischer, vor allem auch endemischer Vielfalt zu erwarten (Still et al. 1999). Allein die borealen Wälder, bei weitem nicht die vielfältigsten Systeme (vgl. Abb. 1), werden sich nach verschiedenen Modellen rein klimatisch bedingt von über einem Drittel ihrer bisherigen Fläche zurückziehen. Die Geschwindigkeit der Verschiebung der potentiellen Verbreitungsgebiete wird für die Nordhemisphäre am Beispiel der USA mit einer nordwärts gerichteten Verlagerung von ca. 3000 Metern pro Jahr angegeben (Peters 1992).

Der größten Gefährdung ausgesetzt sind in diesen Abläufen Arten, die räumlich isoliert sind und deren Fähigkeit, neue Lebensräume zu erschließen, eng begrenzt ist. Je kleiner das ursprünglich besiedelte Areal, desto wahrscheinlicher ist es, dass das gesamte Habitat ungeeignet wird und die Art ausstirbt (Futuyma 1986). Die Chance, einen neuen Lebensraum zu erreichen, der geeignet ist, oder der Veränderung zu folgen, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab. Größe und Entfernung des möglichen Zielgebietes, Emission potentieller Neubesiedler, Ausbreitungseffizienz, Hindernisse und schließlich verbleibende Überlebensdauer der Ausgangspopulation als genetischer Basispool sind zu nennen. Bei manchen Arten ist schon heute klar, dass sie den erforderlichen Anpassungsprozess nicht durchlaufen können werden. Ein Temperaturanstieg von 1,5 °C, der im Mittel bis zum Jahr 2100 oder früher erwartet wird (IPCC 1998), bedeutet nach dem bioklimatischen Gesetz von Hopkins die Notwendigkeit der Überwindung einer Distanz von rd. 125 km, um das langfristige

Überleben einer Art zu sichern. Dies stellt beispielsweise Baumarten (s. detailliert Puhe & Ulrich 2000) mit einer sehr geringen Ausbreitungsgeschwindigkeit vor existenzielle Probleme.

Es ist folgernd davon auszugehen, dass eine Rekombination der Artenzusammensetzung natürlicher Lebensgemeinschaften stattfinden wird, die Wechselbeziehungen zwischen Arten in gleichem Maße wie die Verlagerung von Verbreitungsgebieten sowohl be- als auch entlasten wird (Bundesamt für Naturschutz 1995, Puhe & Ulrich 2000, Wellburn 1997). Inwieweit ein Überleben beispielsweise aller Arten in einem natürlichen System für dessen Stabilität insgesamt entscheidend ist, ist noch weitgehend unklar, es könnte aber durchaus sein, dass der Verlust nur eines geringen Anteils bereits zu einer zumindest partiellen schwerwiegenden Zunahme der Empfindlichkeit führt.

Die aktuelle klimatische Entwicklung trifft nicht eine stabile, sondern eine bereits durch anthropogene Einflüsse und Lebensraumzersplitterung deutlich geschwächte Biosphäre (Sauchyn & Beaudoin 1998). Spekuliert wird darüber, inwieweit besonders sensible Bereiche z.B. die Bodenfauna von Wäldern schon jetzt Konsequenzen der Klimaveränderungen für ihre Zusammensetzung erfahren haben. Eine erhebliche Reaktion könnte hier jedoch bereits eingesetzt haben und zu einer niedrigeren Belastbarkeit führen, als erwartet (Puhe & Ulrich 2000). Die anzutreffenden Lebensgemeinschaften sind zwar teilweise wesentlich vielfältiger, als für ihr effizientes Funktionieren erforderlich ist (Solbrig 1994), könnten eventuell also sogar auf ein gewisses Maß an Diversität verzichten und dies kompensieren. Je höher der Grad an Vielfalt, desto höher könnte jedoch auch die Abhängigkeit des Systems von Bestandteilen dieser Vielfalt sein. Ebenso wie Vielfalt wiederum Vielfalt zu erzeugen scheint, könnte im Umkehrschluss auch der entgegengesetzte Effekt eintreten. Wenn den Systemen, wie es sich aktuell abzeichnet, nicht ausreichend zeitlicher Spielraum bleibt, entstehende Lücken und Beziehungen ausgleichend wieder in den Griff zu bekommen, ist eine Abkopplung des Vorgangs von bisherigen erdgeschichtlichen Mustern denkbar, der unüberschaubare Ausmaße annehmen kann. Teilzusammenbrüche von Ökosystemen sind in diesem Kontext nicht unreali-

stisch (Bundesamt für Naturschutz 1997b).

3. Modell und Chaos – Grenzen der Vorhersagbarkeit

Eine weitere zusätzliche Problematik wissenschaftlicher Natur könnte sich aus den noch erheblichen Unsicherheitsbandbreiten der derzeitigen Klimamodelle ergeben: Je kleiner der Raum ist, auf den sie sich beziehen, desto dichter liegen die Rechenpunkte, und um so genauer werden sie. Während bei rein atmosphärischen oder ozeanischen Modellen noch eine relativ gute Vorhersagbarkeit von Entwicklungen erzielt werden kann, ist bereits bei Kopplung beider Modelle eine erhebliche Unsicherheitszunahme zu verzeichnen, Umfang und Komplexität weiten sich aus.

Den zusätzlichen Faktor der Biodiversität berücksichtigend, dessen eigene, von der Klimaänderung losgelöste Betrachtung schon immense Schwierigkeiten mit sich bringt, ist eine Kopplung mit einer nochmaligen gravierenden Unsicherheitszunahme verbunden. Auch bei größten Anstrengungen muss daher in Erwägung gezogen werden, dass es sich als unmöglich erweisen könnte, die verbleibenden, mit den physikalischen, chemischen und biologischen Modellierungen einhergehenden Probleme zu eliminieren. Die verbleibenden Fehlerbandbreiten können sich aufaddieren und zu Vorhersageungenauigkeiten führen, deren Dimension die praktische Anwendbarkeit schon allein von Klimamodellen in Entscheidungsprozessen in Frage stellen könnte. Ein Erreichen einer absoluten Grenze in der menschlichen Fähigkeit, verbleibende Ungenauigkeiten jenseits eines bestimmten Niveaus weiter zu verringern, könnte die Folge sein.

Die klimatische Entwicklung selbst könnte Modelle ferner auch vor fundamentale, nicht zu beseitigende Probleme ganz neuer Art stellen. Ab einem bestimmten Systemniveau wäre es möglich, dass eine chaotische Entwicklung mit verheerenden Rückkopplungseffekten einsetzt, die sich jeder Vorhersagbarkeit entzieht (Bunyard 1999, Jacoby & Prinn 1996, Schimel 1991). Auch das umfassendste Netzwerk kann ein System stets nur mit endlicher Genauigkeit erfassen. Setzt eine Divergenz von Bereichsphänomenen ein, die nur um minimale Beträge, die sich einer Kennt-

nis und Messbarkeit entziehen, variieren und sich möglicherweise bis zum Einsetzen des Divergierens gegenseitig kompensieren, könnte sich das Klima in völlig anderer als mit zur Verfügung stehenden Methoden prognostizierbarer Weise entwickeln.

Hinzugefügt werden muss, dass das wissenschaftliche Verständnis und die Erforschung von möglichen Auswirkungen der globalen Klimaerwärmung insbesondere auf die bedeutenden ozeanischen Ökosysteme mit einer Erdoberflächenbedeckung von ca. 70% noch am Anfang stehen und die komplexen marinen Organismenverknüpfungen nur fragmentarisch geklärt sind. Hier können nicht erkannte Interdependenzen, die eingangs bei Modellberechnungen vernachlässigt werden, zu gravierenden Abweichungen in der Realität führen.

Klimamodelle sind grundsätzlich geeignet, klimatische Tendenzen und Entwicklungen kurz- und mittelfristig grob zu skizzieren; hinsichtlich der Genauigkeit, Feinheit und langfristigen Applikabilität der Vorhersagen ist jedoch Vorsicht angebracht. Eine regionale Variabilität in der klimatischen Entwicklung ist sowohl faktisch als auch am Modell vielfach gezeigt worden, so dass allgemeine Aussagen erschwert sind. Die Anforderungen für eine sinnvolle Kopplung mit dem Aspekt der Biodiversitätsentwicklung sind aufgrund der Komplexität der Modellierung derart hoch anzusetzen, dass mit derzeitigem Wissensstand kaum verwendbare Modelle erstellbar sind. Bevor diese verfügbar sein werden, sind noch erhebliche wissenschaftliche Anstrengungen erforderlich, die eine adäquate unmittelbare Reaktion in nationalen Natur- und Artenschutzstrategien in einem ständigen Kommunikationsprozess begleiten müssen und als dringlicher denn je zu erachten sind.

4. Mögliche Handlungsstrategien und Perspektiven

Die Widerstandsfähigkeit natürlicher Systeme gegenüber Klimaveränderungen ist maximal in unbeeinträchtigtem Zustand (Wellburn 1997). Daraus folgt, dass Eingriffe in Ökosysteme und Lebensräume sowie den Bestand von Arten allgemein möglichst gering gehalten und Belastungen weiter vermindert werden sollten. Es bestehen ferner die Ansatzmöglichkeiten der aktiven oder passiven Strategie im Natur- und Artenschutz:

Denkbar ist in bestimmten Fällen zumindest teilweise eine künstliche Aufrechterhaltung der Lebensbedingungen für bedrohte Arten. So könnte z.B. lokal der Feuchtigkeitshaushalt von Regionen, in denen es trockener wird, einer künstlichen, ausgleichenden Regulierung unterworfen werden, soweit technisch hierzu die Möglichkeiten bestehen (Moore, Niederungen etc.). Auch der Transfer von Arten, die durch natürliche und menschliche Hindernisse oder ihre unzureichende Ausbreitungsgeschwindigkeit gefährdet sind, in andere, klimatisch geeignetere und zukunftsfähige Regionen und Schutzgebiete wäre denkbar.

Langfristig sinnvoller und weniger riskant, da nicht in bestehende und ohnehin schon unter Stress stehende Ökosysteme eingreifend, erscheint die Konzeption einer geeigneten Schutzgebiets- und Landschaftsentwicklungsstrategie. Weil die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Art maßgeblich davon abhängt, ist eine Überprüfung des Artbestandes inner- und außerhalb von Schutzgebieten, die Beseitigung offensichtlicher Ausweisungsdefizite im Schutzgebiets-, vor allem Nationalparksektor (Bundesamt für Naturschutz 1997c) und gegebenenfalls die Neuausweisung von zusätzlichen Reservaten angezeigt. Potentielle Wander Routen sind auf ihre Permeabilität z.B. auch für kleinere Arten mit trotzdem tragender Bedeutung für Systeme, wie z.B. flugunfähige Insekten, zu überprüfen, Hindernisse sind gegebenenfalls zu überbrücken. Bei der Lokalisierung potentiell geeigneter Flächen könnte versucht werden, Gebiete mit möglichst großen internen Höhendifferenzen und nah an der jeweiligen nördlichen Verbreitungsgrenze der betreffenden Arten gelegen (Peters 1992, Still et al. 1999) auszuwählen. Landschaftliche Vielgestaltigkeit trägt zu einer Erhöhung der Chancen bei, dass Arten in mikroklimatischen Nischen überleben, sie ist daher auch unter diesem Gesichtspunkt weiter zu fördern und zu erhalten.

Darüber hinaus erscheinen die nationalen und regionalen Natur- und Artenschutzstrategien und vor allem die dafür geschaffene Rahmengesetzgebung dringend revisionsbedürftig. Die heutige rechtliche Regelungssituation könnte sich angesichts der mit der Klimaveränderung einhergehenden Notwendigkeit einer zukunftsweisenden, flexibleren Handlungsweise auf Seiten des behörd-

lichen Naturschutzes, insbesondere bei der Entwicklung von neuen Lebensräumen (Entwicklungsschutzgebiete), als äußerst hinderlich und für die Realisation der Ziele des Naturschutzes sogar kontraproduktiv erweisen. Noch weniger als in der Vergangenheit wird in Zukunft konservierender Naturschutz möglich sein, da massive Veränderungen in den Rahmengeraden absehbar sind. Es wäre ein fataler Fehler, sich auf Zielvorgaben zu konzentrieren, die eine erforderliche, rechtzeitige Novellierung nicht durchlaufen haben und darüber die Entwicklung und Umsetzung neuer Ansätze zu vernachlässigen. Langfristig werden der Naturschutz und sein Instrumentarium zu einem modifizierten Selbstverständnis gelangen und dynamischer werden müssen.

Verstärkte Anstrengungen im Bereich der modellierenden klimatischen Grundlagenforschung könnten schließlich dabei helfen, Veränderungen genauer vorherzusagen. Das würde bei - durch die an Geschwindigkeit zunehmende klimatische Entwicklung - deutlich weiter verringerter Reaktionsfähigkeit im Falle des Eintretens z.B. von Bestandsabnahmen zumindest das Zeitfenster nach vorne erweitern und ein angesichts der aktuellen Trends dringend gebotenes Agieren erleichtern. All diese Maßnahmen werden die Auswirkungen der Klimaveränderungen jedoch nur teilweise abfedern können. Ein gewisses Maß an Biodiversitätsverlust scheint vom wissenschaftlichen Standpunkt unter Berücksichtigung aller bekannten Gesetzmäßigkeiten vor allem im Bereich der Endemiten schon nicht mehr vermeidbar (Still et al. 1999).

5. Zusammenfassung

Die Biodiversität als eine der bedeutendsten Zukunftsressourcen in ökologischer wie ökonomischer Hinsicht (Bundesamt für Naturschutz 1997a, Bundesumweltministerium 1998) wird sich, durch direkte menschliche Einflussnahme ohnehin schon stark beeinträchtigt, im 21. Jahrhundert einem durch die Klimaveränderungen weiter und empfindlich erhöhten Druck ausgesetzt sehen. Dabei werden Verluste an biologischer Vielfalt und damit auch von wichtigem genetischem Potential eintreten, deren Ausmaß derzeit nicht überschaubar ist. Dass mit Greifen der zum Ende des 20. Jahrhunderts getroffenen Maßnahmen (Korn et

al. 1999) eine Stabilisierung des Klimas einsetzen wird, ist in keiner Weise sicher (Oberthür 1999, Woodwell 1991). Vielmehr ist auf dem Weg in die Zukunft in einem unüberschaubar komplexen global-ökologischen Netzwerk eine Vielzahl von Faktoren und Interdependenzen zu erwarten, deren Existenz und Bedeutung noch unbekannt sind. Im Bewusstsein des unzureichenden und fragmentarischen Kenntnisstandes um die biologische Vielfalt an sich und unter Einbeziehung der Geschwindigkeit der Erderwärmung ist mittel- bis langfristig ferner mit Schäden und Funktionsstörungen in lebenden Systemen zu rechnen. Inwieweit diese kompensiert und in neue Gleichgewichte überführt werden können, ist fraglich, eine Prozessverselbstständigung durch Rückkopplungsmechanismen im System Erde kann ab einem gewissen Erwärmungsgrad nicht als unrealistisch gelten.

Als Gegenmaßnahmen erscheinen parallel zur Fortsetzung der zu verstärkenden Reduktionsbestrebungen im Bereich der Emission von klimatisch wirksamen Stoffen und anderen Belastungen vor allem eine zukunftsweisende Schutzgebiets-, Artmanagement- und Bewirtschaftungsstrategie, z.B. für Diversitäts-Schlüsselvegetationstypen wie Wälder (Puhe & Ulrich 2000), und ein kritisch überprüftes, flexibleres Naturschutzrecht erfolgversprechend. Eine Maximierung der Vitalität bestehender Systeme und die Unterstützung der anlaufenden Reaktionsprozesse wie z.B. der Verschiebung von Ökosystemkomplexen muss oberstes Ziel sein. Langfristig wird der Naturschutz nüchtern betrachtet Prioritäten setzen und zu einem neuen, Prozesse, Dynamik und Veränderungen in der Natur vorhersehenden und schützenden, noch weniger als bislang konservierenden, Instrument werden müssen. Dazu sind forciert Grundlagenforschungen sowohl im Naturschutz und in der Ökologie als auch im Bereich der Klimamodellierung erforderlich.

6. Danksagung

Für die kritische Durchsicht des vorliegenden Beitrages danke ich Prof. Dr. Jürgen Schneider (Fachbereich Geowissenschaften der Universität Göttingen).

Prof. Dr. Peter Berthold (Forschungsstelle Ornithologie der Max-Planck-Gesellschaft in Radolfzell) und Prof. Dr.

Bernhard Ulrich (Fachbereich Forstwissenschaften der Universität Göttingen) ermöglichten die Einsichtnahme in hilfreiche Materialien zur Thematik.

7. Literaturverzeichnis

- Adams, J. et al., 1999: Sudden climate transitions during the Quaternary. *Progr. Phys. Geogr.* 23, 1, 1-36.
- Barthlott, W., 1994: Biodiversität – Von Reichtum und Armut in der belebten Natur. In: *Akademie der Wissenschaften und der Literatur*, 1994: Jahrbuch. Akademie der Wissenschaften, Mainz
- Berthold, P., 1998: Vogelwelt und Klima – gegenwärtige Veränderungen. *Naturw. Rdsch.* 51, 337-346.
- Berthold, P., Fiedler, W., Schlenker, R., Querner, U., 1999: Bestandsveränderungen mitteleuropäischer Kleinvögel - Abschlussbericht zum MRI-Programm. *Vogelw.* 40, 1-10.
- Bölter, M., 1999: Consequences of Global Warming on Soil Processes in Arctic Regions. *Polarforschung* 66, 1/2-1996, 1-10.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN), 1995: Materials on the Situation of Biodiversity in Germany. BfN, Bonn.
- Bundesamt für Naturschutz, 1996: Daten zur Natur. BfN, Bonn.
- Bundesamt für Naturschutz, 1997a: Biodiversität und Tourismus. Springer, Berlin.
- Bundesamt für Naturschutz, 1997b: Erhaltung der biologischen Vielfalt. BfN, Bonn.
- Bundesamt für Naturschutz, 1997c: Studie über bestehende und potentielle Nationalparke in Deutschland. BfN, Bonn.
- Bundesumweltministerium, 1998: Federal Government Report under the Convention on Biological Diversity – National Report on biological Diversity. BMU, Bonn.
- Bunyard, P., 1999: How climate change could spiral out of control. *Ecologist* 29, 2, 68-74.
- Bye, J.A.T., 1999: The glacial-interglacial paradox: the relation between the global means of sea level and sea surface temperature. *Global and Planetary Change* 21, 197-213.
- Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., 1981: Extinction: the Causes and Consequences of Disappearance of Species. Random House, New York.
- Frahm, J.P., 1997: Moose als Indikatoren

- für Klimafluktuationen in Mitteleuropa. *Erdk.* 51, 181-190.
- Frese, W., 1994: Grasmücken eröffnen britische Fluglinie. MPG-Pressemitteilung. PRI B 2/94, 5, 1-13.
- Futuyma, D. J., 1986: The History of Biodiversity, in: *Evolutionary Biology*. Sinauer, Sunderland/Massachusetts.
- Galkin, Y.I., 1998: Long-term changes in the distribution of molluscs in the Barents Sea related to climate change, in: *Rachor, E.*, 1998: Scientific cooperation in the Russian Arctic. *Polarforschung* 287, 100-143.
- Garrels, R.M., Lerman, A., McKenzie, F.T., 1976: Controls of atmospheric oxygen – past, present and future. *American Scientist* 64, 306-315.
- Gonnert, G., 1999: The analysis of storm surge climate change along the German coast during the 20th century. *Quart. Int.* 56, 115-121.
- Heywood, V.H. et al., 1994: Uncertainties in Extinction Rates. *Nature* 368, 105.
- Hodkinson, I.D. et al., 1999: Hydrology, water availability and tundra ecosystem function in a changing climate: the need for a closer integration of ideas? *Glob. Change Biol.* 5, 3, 359-369.
- Hummel, M.E. et al., 1998: Artensterben – Ausmaß und Ursachen. In: *Hummel, M.E. et al.*: Konfliktfeld Biodiversität. IANUS Working Paper 2/98. Techn. Univ., Darmstadt.
- Hutchinson, G.E., 1954: Biochemistry of the terrestrial atmosphere, in: *Kuiper, J.*, The solar system. University of Chicago Press, Chicago.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1998: The Regional Impacts of Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jacoby, H.D., Prinn, R.G., 1996: Unsicherheiten in der politischen Analyse von Klimaveränderungen, in: *Spektr. d. Wiss., Doss. 5*. Spektrum-Verlag, Heidelberg.
- Klose, S., 1999: Interdependenzen zwischen Agrarbetriebsstruktur und Biodiversität. *Lipp. Mitt.* 68, 315-334.
- Korn, H., Stadler, J., Stolpe, G., 1999: Internationale Übereinkommen, Programme und Organisationen im Naturschutz. 2. Aufl. BfN, Bonn.
- Lozán, J., Hupfer, P., Graßl, H., 1998: Klima des 21. Jahrhunderts. Univ. Hamburg, Hamburg.
- Mason, C., 1999: The ocean's role in climate variability and change and the resulting impacts on coasts. *Nat. Res. Forum* 23, 2, 123-134.
- Naganobu, M. et al., 1999: Relationships between Antarctic krill (*Euphausia superba*) variability and westerly fluctuations and ozone depletion in the Antarctic Peninsula. *J. Geophys. Res.* 104, C9, 20651-29665.
- Nerem, R.S., 1999: Measuring very low frequency sea level variations using satellite altimeter data. *Glob. & Planet. Change* 20, 2-3, 157-171.
- Newell, N.D., 1967: Revolutions in the history of life. *Geol. Soc. Amer. Special Papers* 89, 63-91.
- Oberthür, S., 1999: Production and Consumption of Ozone Depleting Substances 1986-1997. GTZ, Eschborn.
- Oerlemans, J., 1998: Modelling the response of glaciers to climate warming. *Climate Dynamics* 14, 4, 267-274.
- Peters, R.L., 1992: Die Auswirkungen weltweiter Klimaveränderungen auf natürliche Lebensgemeinschaften. In: *Wilson, E.O.*: Ende der biologischen Vielfalt? Spektrum, Heidelberg.
- Pianka, E.R., 1983: *Evolutionary ecology*. 3rd ed. Harper & Row, New York.
- Post, E., Stenseth, N.C., 1999: Climatic variability, plant phenology and northern ungulates. *Ecology* 80, 4, 1322-1339.
- Puhe, J., Ulrich, B., 2000: Global Climate Change and Human Impacts on Forest Ecosystems: Postglacial development, present situation, and future trends in Central Europe. *Ecol. Studies*. Springer, Berlin (im Druck).
- Raup, D.M., Jablonski, D., 1986: Patterns and processes in the history of life. Springer, Berlin.
- Retallack, S., Bunyard, P., 1999: We're changing our climate – who can doubt it? *Ecologist* 29, 2, 60-63.
- Sauchyn, D.J., Beaudoin, A.B., 1998: Recent environmental change in the southwestern Canadian Plains. *Can. Geogr.* 42, 4, 337-353.
- Schimel, D., 1991: Biogeochemische Rückkopplungen im System Erde. In: *Greenpeace: Global Warming*. Piper, München.
- Simon, H.R., 1998: Artenzahlen und Biodiversität. In: *Hummel, M.E. et al.*: Konfliktfeld Biodiversität. IANUS Working Paper 2/98. Techn. Univ., Darmstadt.
- Sirotenko, O.D., Abashina, E.V., 1998: Agroclimatic resources and physiographic zonality of the Russian territory with global warming. *Russ. Meteorology & Hydrology* 3, 61-70.
- Solbrig, O.T., 1994: Biodiversität. Deutsche UNESCO-Kommission, Bonn.
- Sorenson, L.G., 1998: Potential effects of global warming on waterfowl populations breeding in the northern Great Plains. *Climatic Change* 40, 2, 343-369.
- Still, C.J., Foster, P.N., Schneider, S.H., 1999: Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. *Nature* 398/6728, 608-610.
- Tett, S.F.B., Stott, P.A., Allen, M.R., 1999: Causes of twentieth-century temperature change near the Earth's surface. *Nature* 399/6736, 569-572.
- Titus, J.G., Narayanan, V.K., 1996: The probability of sea level rise. EPA 230-R-95-008. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- Wallinga, J., v.d. Wal, R.S.W., 1998: Sensitivity of Rhonegletscher, Switzerland, to climate change: experiments with a one-dimensional flowline model. *J. Glaciol.* 44, 147, 383-393.
- Wellburn, A., 1997: Luftverschmutzung und Klimaänderung – Auswirkungen auf Flora, Fauna und Mensch. Springer, Berlin.
- Wetherald, R.T., Manabe, S., 1999: Detectability of Summer Dryness caused by Greenhouse Warming. *Climate Change* 43, 495-511.
- Wilson, E.O., 1988: The current state of biodiversity, in: *Wilson, E.O., Peter, F.M.*: Biodiversity. National Academy of Sciences Press, Washington D.C.
- Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen der Bundesregierung (WBGU), 1998: Die Anrechnung biologischer Senken im Kyoto-Protokoll – Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz? Sondergutachten. WBGU, Bremerhaven.
- Woodwell, G.M., 1991: Folgen der globalen Erwärmung. In: *Greenpeace: Global Warming*. Piper, München.
- World Meteorological Organization (WMO), 1999: The Global Climate System in 1998. *WMO Bull.* 48, 3, 251-255.

Anschrift des Verfassers:

Stefan Klose,
Ernst-Haeckel-Gesellschaft (EHG),
Weender Landstr. 86,
D-37075 Göttingen

Das Klimaproblem – eine Betrachtung aus geowissenschaftlicher Sicht

von Wolfgang Stahl und Ulrich Berner

Einführung

Klimaforscher benutzen zur Vorhersage der künftigen Klimaentwicklung Computermodele, die sich u.a. auf Klimaaufzeichnungen stützen, die bis zu etwa 250 Jahre zurück reichen. Diese Prognosen haben einen großen und wachsenden Einfluss auf wichtige wirtschaftliche und politische Entscheidungen, obwohl zur Zeit aus wissenschaftlicher Sicht viele Zusammenhänge und Randbedingungen des komplexen Phänomens „Klima“ noch nicht ausreichend bekannt oder mathematisch fassbar sind.

Paläoklimaforscher rekonstruieren das Klima vergangener geologischer Zeiten aus geowissenschaftlichen Beobachtungen unter Nutzung von Laboranalytik an geologischen Proben und durch die Interpretation der so erhaltenen naturwissenschaftlichen Daten. Auch in diesem Bereich sind in den vergangenen Jahren neue Erkenntnisse erwachsen, die von den mit Prognosemodellen arbeitenden Wissenschaftlern als Hintergrundinformation oder zur Kalibrierung dieser Modelle genutzt werden können. Eine Zusammenarbeit zur Harmonisierung der Aussagen der Prognose- und Paläoklimatologen könnte die gesamte Klimaforschung stimulieren. Die intensive Forschung zur Verbesserung der Prognose- und Paläoklimamodelle durch adäquate Forschungsförderung ist wegen der ökologischen und ökonomischen Konsequenzen der Aussagen über das künftige Klima dringend erforderlich.

Einblicke in das Klima vergangener Zeiten

Eiskerne und geschichtete Sedimentgesteine stellen Archive dar, in denen Klimainformationen gespeichert sind, z. B. Temperatur eines Ozeans zur Zeit der Bildung einer Sedimentschicht oder die Gaszusammensetzung der Atmosphäre zur Zeit der Entstehung einer Eislage. Diese Proben lassen sich aufgrund der oft jahreszeitlichen Schichtung zeitlich einordnen. Sie stellen deshalb Archive

für vergangene und weit zurückreichende Klimazustände dar und werden u.a. mit den Methoden der organischen Geochemie, z.B. der Bestimmung von Kohlenstoffisotopenverhältnissen (*Freeman, Hayes 1992*) oder der Alkenonzusammensetzung (*Müller et al. 1994*) untersucht. Diese Daten ermöglichen die Berechnung von Oberflächentemperaturen früherer Ozeane oder des Kohlendioxidgehalts der Atmosphäre für weit zurückliegende geologische Zeiten und erlauben die Änderungen dieser Klimadaten zeitlich zu verfolgen (*Freeman, Hayes 1992*). Die Ergebnisse dieser Verfahren zeigen, dass der Kohlendioxidgehalt der Atmosphäre in der geologischen Vergangenheit meist höher als in unserer heutigen Lufthülle gewesen sein muss (*Berner*, eingereicht zur Publikation). Es überrascht, dass sich auch in diesen Zeiten hoher Kohlendioxidkonzentrationen in der Atmosphäre Vereisungsspuren an Gesteinen finden, die ausgeprägte Eiszeiten anzeigen.

Die Eiskernproben enthalten auch im Eis eingeschlossene Luftblasen. An dieser alten Luft kann die Konzentration der Treibhausgase in der damaligen Atmosphäre bestimmt werden. Man erhält so einen direkten Einblick in die zeitliche Abfolge der Änderungen von Temperatur und der Konzentration der einzelnen Treibhausgase in der Atmosphäre. Einige Untersuchungen zeigen, dass nach einer plötzlichen Temperaturerhöhung die Konzentration von Treibhausgasen erst mit einer zeitlichen Verzögerung von etwa 100 Jahren in der Atmosphäre ansteigt (*Indermühle et al. 1999*). Nicht das Anwachsen des Kohlendioxidgehalts der Atmosphäre bewirkte eine Temperaturerhöhung, sondern die Erwärmung der Erdoberfläche verursachte einen zeitlich verzögerten Anstieg des Treibhausgases in der Atmosphäre. Es kann inzwischen sogar die Geschwindigkeit einer lang zurückliegenden Klimaänderung abgeschätzt werden, beispielsweise die Dynamik des Übergangs von einer Eiszeit in eine Warmzeit.

Die Erforschung dieser Klimaarchive hat folgende neuen Erkenntnisse erbracht:

■ Klimawechsel können auch im Maßstab historischer Zeitskalen schnell sein: Während der letzten Eiszeiten waren für einen Wechsel von Kalt- zu Warmzeiten weniger als 100 Jahre (*Merkt 1994; Schulz et al. 1997*) erforderlich.

■ Nach Erwärmungen am Ende einer Kaltphase folgte zu einem späteren Zeitpunkt der Anstieg der Konzentrationen der Klimagase in der Atmosphäre: Beim Ausklingen der letzten 3 Eiszeiten trat die Zunahme des Kohlendioxid- und Methangehalts der Atmosphäre erst etwa 100 Jahren nach dem Anstieg der Temperaturen auf (*Fischer et al. 1999*).

■ Gravierende Klimaänderungen lassen sich als globale Ereignisse nachweisen (*Schulz et al. 1998*).

■ Es gibt ausgedehnte Vereisungen auch in Zeiten, in denen ein hoher Gehalt an Kohlendioxid in der Atmosphäre vorhanden war: In der geologischen Vergangenheit, z.B. im Permo-Karbon sind Eiszeiten nachweisbar, obwohl damals im Vergleich zur heutigen Atmosphäre ein höherer Gehalt an Kohlendioxid vorgelegen haben muss (*Berner*, eingereicht zur Publikation).

Die Oberflächentemperatur der Erde

Es tobt ein Streit der Auffassungen um die Beantwortung der Frage, ob die Temperatur der Erde zunimmt. Aufzeichnungen von Wetterstationen zeigen einen geringen Temperaturanstieg. Temperaturbestimmungen von Wetterballons und Satelliten lassen, wenn überhaupt, nur geringe Temperaturänderungen erkennen, die sogar nach Korrektur des Abkühlungseffekts durch Vulkanismus nur bei etwa 0,1 °Celsius pro Jahrzehnt liegen. Die Kritiker weisen einerseits darauf hin, dass die Wetterstationen meist in oder in der Nähe von Ballungsräumen liegen und somit nicht repräsentativ für klimatische Durchschnittswerte sind, andererseits wird argumentiert, dass die Satellitenmessungen mit unterschiedlichen Systemen durchgeführt worden sind und deshalb keine vergleichbaren Datensätze liefern.

Den Geowissenschaftler lässt diese Diskussion kalt. Er weiß, dass sich die Erde seit dem Beginn der Erwärmung am Ende der letzten Eiszeit vor etwa 16000 Jahren in einer Phase der Wieder-

erwärmung befand, die nach dem Temperaturhoch des holozänen Optimums (ca. 7000 bis 6000 Jahre vor heute) und des mittelalterlichen Klimaoptimums kurzzeitig von moderaten Kälteperioden, z.B. von der „Kleinen Eiszeit“ (ca. 1650 bis 1850) unterbrochen worden ist. Im langfristigen Klimazyklus befinden wir uns derzeit wieder auf dem Weg zu einer Abkühlung. Das Klima der Erde zeigte schon immer eine große, natürliche Variabilität. Eine Temperaturerhöhung muss also nicht auf die Aktivitäten des Menschen zurückgeführt werden, sondern kann auch in die natürliche Variation des Klimageschehens eingebettet sein.

Der Einfluss der Treibhausgase auf unser Klima

Wie bereits ausgeführt zeigen die neueren Erkenntnisse der Paläoklimafor-schung, dass Klimaänderungen nicht immer von dem Gehalt der Klimagase, z.B. Kohlendioxid, Methan und Lachgas in der Atmosphäre gesteuert werden. Jedoch steht außer Frage, dass prinzipiell ein Anstieg der Konzentration der Klimagase in der Atmosphäre den Treibhauseffekt auf der Erde erhöht, wenn

alle anderen Klimaparameter konstant bleiben würden. Der anthropogene, d.h. der vom Menschen verursachte Treibhauseffekt muss jedoch in Relation zu dem natürlichen Treibhauseffekt gesehen werden. Es ist deshalb wichtig zu klären, wie hoch der menschliche Einfluss auf den gesamten Treibhauseffekt ist.

Seit der Entstehung der Atmosphäre ist die Erde von Gasen umgeben, von denen einige, beispielsweise Wasserdampf, Kohlendioxid oder Methan einen Treibhauseffekt verursachen. Diese Gase absorbieren einen Teil der von der Erdoberfläche zurückgestrahlten Sonnenenergie und verhindern so den Wärmeverlust an den Weltraum. Ohne diesen natürlichen Treibhauseffekt wäre die mittlere Oberflächentemperatur der Erde nur unwirtliche -18°C Celsius, anstelle der für unser Leben angenehmen $+15^{\circ}\text{C}$ Celsius. Wir Menschen brauchen den Treibhauseffekt.

Seit Mitte des letzten Jahrhunderts hat mit der globalen Industrialisierung ein Prozess eingesetzt, der über die Verbrennung von Kohle, Erdöl und Erdgas große Mengen von anthropogenem Kohlendioxid in die Atmosphäre entlässt und zu einer Verstärkung des Treibhaus-

effekts führt. Es ist denkbar, dass durch den Eintrag industriellen Kohlendioxids in die Atmosphäre eine Grenze überschritten wird, bei der das Klimasystem instabil wird und sich so schnell ändert, dass sich weder die menschliche Gesellschaft noch Ökosysteme darauf einstellen können. Diese möglichen Folgen werden von vielen Entscheidungsträgern mit Sorge verfolgt.

Direkte systematische Messungen der Kohlendioxidkonzentration in der Atmosphäre werden erst seit etwa vierzig Jahren durchgeführt. Es lassen sich aber auch für frühere Zeiten aus den Eiskerndaten Kohlendioxidemissionen ermitteln. Die Untersuchungen ergeben einen Kohlendioxidgehalt von etwa 280 ppm zu Beginn der Industrialisierung, der bis heute auf 356 ppm angewachsen ist. Darüber hinaus zeigen die Emissionsberechnungen auf der Grundlage der Förder- und Verbrauchsstatistiken für fossile Brennstoffe, dass die Konzentration des Kohlendioxids in der Atmosphäre eigentlich erheblich höher als die beobachteten Werte sein müsste. Die Zunahme des Kohlendioxids in der Atmosphäre ist in den letzten vierzig Jahren offensichtlich nicht im gleichen Maße erfolgt, in dem die anthropoge-

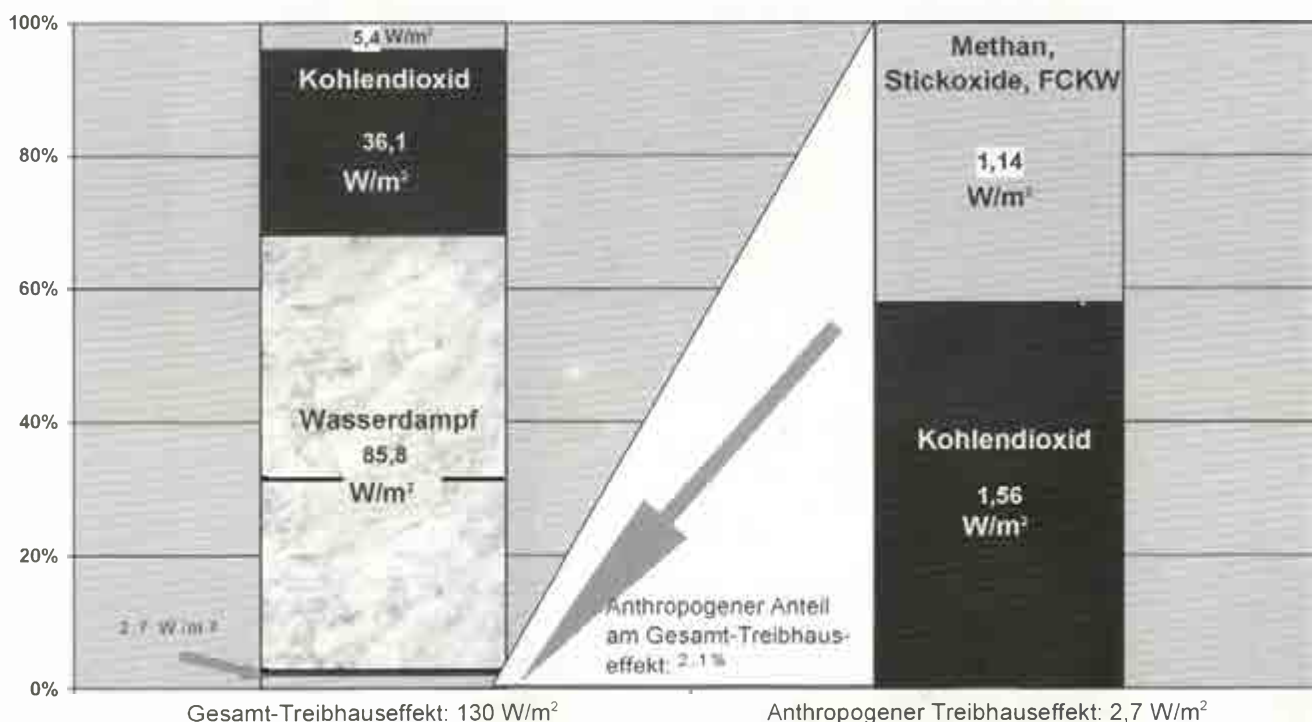


Abbildung 1: Zusammensetzung der Treibhausgase und Energieabsorption bei dem gesamten und dem anthropogenen Treibhauseffekt. Bisher vergrößern die anthropogen in die Atmosphäre eingetragenen Klimagase den natürlichen Treibhauseffekt um 2,1% (Daten aus Bengtson 1997, Raval, Ramanathan 1989).

nen Emissionen gestiegen sind. Diese Beobachtung deutet auf das Vorhandensein von Senken hin, die das Kohlendioxid aus der anthropogenen Quelle aufnehmen. Das Aufnahmevermögen der Senken ist in den letzten Jahren deutlich angestiegen. Heute wird etwa die Hälfte des emittierten Kohlendioxids über die Senken gebunden. Reservoir für die Aufnahme von atmosphärischem CO_2 sind die Ozeane und borealen Wälder. Auch die Moore binden einen Teil des Kohlendioxids. Man kann jedoch heute noch nicht abschätzen, ob sich das Wachsen der Senken zukünftig fortsetzen wird und damit die Auswirkungen anthropogener Emissionen auf die Atmosphäre geringer werden.

Wasserdampf ist als Treibhausgas in weit größerem Maß als Methan und Kohlendioxid klimawirksam und damit der entscheidende Faktor für die Speicherung der Sonnenenergie im Gesamtsystem, das den anthropogenen und den natürlichen Treibhauseffekt umfasst. Die anthropogenen Emissionen von Klimagasen haben seit etwa 1850 zu einem Zuwachs des Treibhauseffektes um 2,7 Watt pro m^2 geführt (Bengtson 1997). Bezogen auf den Gesamt-Treibhauseffekt unserer Erde macht dieser anthropogene Anteil beim Kohlendioxid nur 1,2%, bei den anderen anthropogenen Klimagasen 0,9% des gesamten Effekts aus (Bengtson 1997). Dieser Anteil des anthropogenen Treibhauseffekts ist mit 2,1% klein. Er liegt deutlich im Bereich der Fehlergrenzen, die bei der Bestimmung des Gesamtreibhauseffekts zu veranschlagen sind (Abbildung 1).

Andere Klimafaktoren

Da der Anteil der anthropogenen Klimagase am Gesamtreibhauseffekt nur bei 2,1% liegt, stellt sich folgende Frage: Ist denn das CO_2 wirklich der treibende Faktor unseres Klimas oder gibt es einen oder mehrere andere Faktoren, die maßgeblich die Klimasteuerung bewirken?

Im geologischen Zeitrahmen sind eine Reihe von klimawirksamen Prozessen bekannt: Plattentektonische Vorgänge beeinflussen die Verteilung von Land und Meer, ändern den Lauf von Meeresströmungen, lassen Gebirge entstehen, ändern die Intensität der Verwitterung und die Vegetation. All diese Prozesse wirken langfristig über geologische Zeiträume. Ihre klimatischen Auswirkungen können kurzfristig als konstant angesehen werden. Anders ist es mit dem heutigen Vulkanismus, dessen Auswirkungen sich auf eine kurzfristige Klimabeeinflussung von ein bis zwei Jahren beschränkt, die zu einer Temperaturerniedrigung führen kann.

Die dominierende Rolle für das Klima spielt die Sonne. Die Umlaufbahnparameter der Erde ändern sich zyklisch und damit die Aufnahme von Sonnenenergie. Die Zykluslängen erstrecken sich über Zeiten von einem Jahr (Sommer und Winter) bis zu hunderttausend Jahren. Sie spiegeln die Variation der Sonneneinstrahlung aufgrund der sich ändernden Abstände und des Einstrahlwinkels zwischen Erde und Sonne wider und lassen sich mit Hilfe von Computerprogrammen berechnen. Auch unser heutiges Klima ist in diese langfristige

Zyklizität eingebunden.

Außerdem hat auch der Energiehaushalt der Sonne Einfluss auf unser Klima. Die auftretenden Energieunterschiede sind jedoch nicht groß genug, um direkte Klimaänderungen zu bewirken. Wahrscheinlich spielen sekundäre Vorgänge eine Rolle, wie z.B. Zusammenhänge zwischen Sonnenaktivität, Höhenstrahlung und Wolkenbildung (Nebelkammerprinzip). Derzeit ist jedenfalls der physikalische Zusammenhang zwischen der Änderung der Sonnenaktivität und der Variation von Klimaparametern noch nicht genügend geklärt.

Die Dänen Friis-Christensen und Lassen (Friis-Christensen et al. 1991) haben dargelegt, dass die Änderungen der Atmosphärentemperatur und der Länge der Sonnenfleckenzyklen zwischen 1860 und heute zeitlich ähnlich verlaufen sind. Dagegen zeigt für den gleichen Zeitraum der Anstieg der Kohlendioxidkonzentration der Atmosphäre eine geringere Ähnlichkeit mit dem zeitlichen Verlauf der Temperaturerhöhung. Es wird aus dem Vergleich der beiden Zeitkurven deutlich, dass die Ähnlichkeit zwischen dem Verlauf der Oberflächentemperatur und der Änderung der Sonneneinstrahlungsenergie erheblich ausgeprägter als zwischen der Temperatur und dem Anwachsen des Kohlendioxidgehalts der Atmosphäre ist (Abbildung 2).

Zusammenfassung

Es gibt Argumente dafür, dass es nicht zwangsläufig die atmosphärischen Treibhausgase waren, die in der geologischen Vergangenheit Warmzeiten verursacht haben oder die Auslöser für schnelle Klimaänderungen in der Vergangenheit gewesen sind. Andere Klimafaktoren, wie z.B. die Änderung der Sonnenaktivität, steuern und beeinflussen das Klimageschehen in stärkerem Umfang.

Diese Folgerungen sind jedoch kein Signal für einen künftig ungebremsen Verbrauch fossiler Energieträger. Wir müssen mit der fossilen Energie aus Gründen der Rohstoffvorsorge und des Umweltschutzes verantwortungsvoll und nachhaltig umgehen. Außerdem können negative klimatische Auswirkungen eines weiter andauernden CO_2 -Eintrags in die Atmosphäre trotz des bisher nur relativ kleinen anthropogenen Treibhauseffekts nicht ausgeschlossen werden. Folgende Kernsätze lassen sich formulieren:

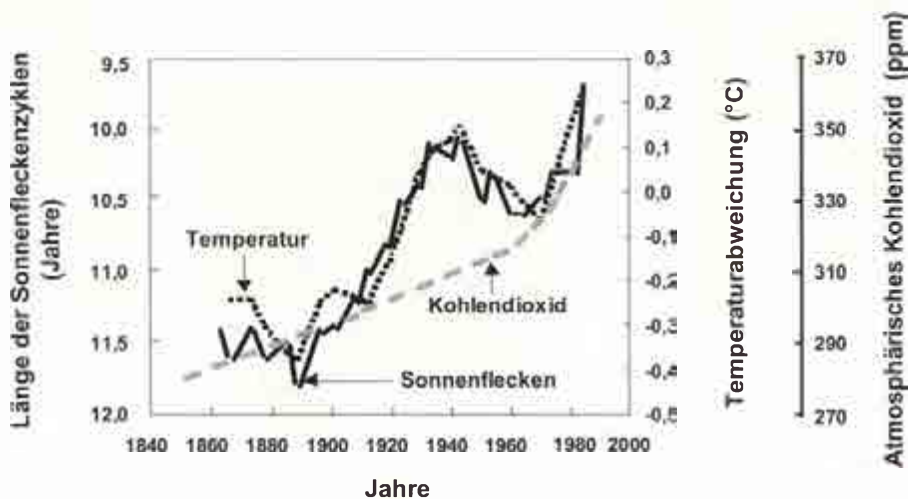


Abbildung 2: Zeitliche Veränderung von Sonnenaktivität, Temperaturänderung der Erdoberfläche und Zunahme der Kohlendioxidkonzentration in der Atmosphäre (nach Friis-Christensen und Lassen, 1991).

■ Fossile Energie ist ein nicht regenerierbarer Energie- und Chemierohstoff, auf den auch noch unsere Nachkommen Anspruch haben.

■ Fossile Energie liefert Reaktionprodukte, die unabhängig von ihrer Klimawirksamkeit, die Zusammensetzung unserer Atmosphäre verändern.

■ Fossile Energie liefert Reaktionsprodukte, die den Treibhauseffekt erhöhen, wenn auch bisher in einem noch unkritischen Ausmaß.

Es folgt, dass der eingeschlagene Weg der Kohlendioxidreduktionen fortgesetzt werden muss, allerdings mit einer modifizierten Begründung. Dieser Weg darf nicht national, sondern muss unter Einschluss der Entwicklungs- und Schwellenländer global verfolgt werden, da das zu lösende Problem globaler Natur ist. Es muss versucht werden, die Reduktion der Kohlendioxidemissionen im intelligentem Zusammenspiel zwischen ökologischen und ökonomischen Erfordernissen zu erreichen. Wir müssen handeln, aber wir haben die Zeit zu überlegtem Handeln.

Literatur

- Bengtsson, L.* (1997): Modelling and prediction of the climate system. *Mitteilungen der Alexander von Humboldt Stiftung*, 69, 3 – 14.
- Berner, U., Faber, E.* (2000) Reconstruction of climatic changes over the Phanerozoic, *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, eingereicht zur Publikation.
- Fischer, H., Wahlen, M., Smith, D., Mastrianni, B.* (1999): Ice core records of atmospheric CO₂ around the last three glacial terminations. *Science* 282, 1712 – 1714.
- Freeman, K., Hayes, J.* (1992): Fractionation of carbon isotopes by phytoplankton and estimates of ancient CO₂ levels. *Global Biogeochemical Cycles*, 6(2), 185-198.
- Friis-Christensen, E., Lassen, K.* (1991): Length of the solar cycle: an indicator of solar activity closely associated with climate. *Science*, 254, 698 – 700.
- Indermühle, A., Stocker, T.F., Joos, F., Fischer, H., Smith, H.J., Wahlen, M., Deck, B., Mastrianni, D., Tschumi, J., Blunier, T., Meyer, R., Stauffer, B.* (1999): Holocene carbon-cycle dynamics based on CO₂ trapped in ice at Taylor Dome, Antarctica. *Nature*, 398, 121-127.
- Merkt, J.* (1994): Rasche Klimaänderungen, Dauer von Klimaphasen, Klima-Interpretation von langen Zeitreihen aus feingeschichteten Seeablagerungen. *Jb. Akad. d. Wiss. u. d. Lit. Mainz*, 234-239.
- Müller, P., Schneider, R., Ruhland, G.* (1994): Late Quaternary PCO₂ variations in the Angola Current: evidence from organic d¹³C and alkenone temperatures. In: *Zahn, R., Pedersen, T.F., Kaminski, M.A., Labeyrie, L.* (Herausgeber): Carbon cycling in the glacial ocean: constraints on the ocean's role in climate change, NATO ASI Series, Vol. 117, 343 – 366, Springer Verlag.
- Raval, A., Ramanathan, V.* (1989): Observational determination of the greenhouse effect. *Nature*, 342, 758 – 761.
- Schulz, H., von Rad, U., Erlenkeuser, H.* (1998): Correlation between Arabian Sea and Greenland climate oscillations of the past 110,000 years. *Nature*, 393, 54-57.

Anschrift der Autoren:

Prof. Dr. Wolfgang Stahl
Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe,
Stilleweg 2
30655 Hannover
e-mail: wolfgang.stahl@bgr.de

Dr. Ulrich Berner
Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe,
Stilleweg 2
30655 Hannover
e-mail: ulrich.berner@bgr.de

Die Entstehung von Mooren – Typisierung und Prozesse

von Klaus Dierßen

1. Moore als Lebensraum

Wo sich über mineralischem Grund langfristig wassergesättigtes organisches Material – **Torf** – bilden kann, entwickeln sich Moore. Ihre regionale Ausgestaltung und geographische Verbreitung sowie die Zusammensetzung der torfbildenden Vegetation werden von Klima, Hydrogeologie und Geomorphologie gesteuert. Mit zunehmender Mächtigkeit der Torflager nimmt dabei zumindest in nährstoffarmen Mooren die Bedeutung des Reliefs und der hydrochemischen Beschaffenheit des Einzugsgebietes für die Vegetationszusammensetzung ab, jene der Zusammensetzung und Struktur der Torfe zu: aus einem überwiegend extern gesteuerten Pionier-Ökosystem entwickelt sich ein ‚reifes‘ mit einem höheren Potential zur Eigensteuerung.

Sofern der Mensch Moore nicht nutzt, zeigen sie eine positive Energie- und Stoffbilanz. Die von ihrer Vegetation gebildete Phytomasse wird im Gegensatz zu anderen Lebensräumen nur unvollständig abgebaut. Mit wachsender Torfmächtigkeit wird die Vegetation der Mooroberfläche vom unterliegenden Mineralboden zunehmend isoliert. Im Verlauf dieses Prozesses ändert sich die chemische Zusammensetzung der Torfe und damit rückgekoppelt auch jene der Vegetation.

Menge, Strömungsgeschwindigkeit und Ionengehalt des Wassers sowie die Schwankungen der Wasserstände steuern die Vegetationszusammensetzung und bestimmen die Ablagerungs- und Zersetzungsbedingungen der Torfe. Bildet sich ein Torflager **geogen** unter Zufuhr von Mineralstoffen mit dem Grund- oder Oberflächenwasser, so entwickeln sich **Niedermoore**. Wo nicht das gesamte Niederschlagswasser verdunstet, abfließt oder versickert, also in humiden Gebieten mit Niederschlagsüberschüssen vor allem während der Vegetationsperiode, kann sich einer geogenen Torfbildung eine ausschließlich vom Niederschlagswasser abhängige,

ombrogene anschließen. Dadurch entstehen Regenwasser- oder **Hochmoore**.

Da die Zusammensetzung der aktuellen Vegetation stark von der Wasserverteilung und -zusammensetzung im Torfkörper abhängt, stellen wir solche Arten, die obligat oder fakultativ im Grund- oder Moorwasserbereich wurzeln (**Phreatophyten**) jenen gegenüber, deren Wurzeln durchweg oberhalb des Kapillarsaumes bleiben (**Aphreatophyten**). Darüber hinaus lassen sich die Pflanzen der Moore hinsichtlich ihrer Ansprüche an Ionenzusammensetzung und -menge in der Bodenlösung charakterisieren: **Azidophyten** auf sauer-elektrolytarmen Substraten gegenüber **Basisphyten** an basen- und elektrolytreichen Standorten. Die **Ombrophyten** der Regenwasser- oder Hochmoore sind bezüglich ihres Mineralstoffbedarfs am besten an Mangelstandorte angepasst. Da die Hochmoore der Holarktis durchweg erdgeschichtlich junge Bildungen sind, haben sich offensichtlich noch keine Arten auf sie spezialisieren können. Folglich gibt es zwar konkurrenzschwache Sippen mit einem Verbreitungsschwerpunkt auf Hochmooren (fakultative Ombrophyten), aber keine, die nicht auch andere Lebensräume besiedeln könnten (obligate Ombrophyten).

Torflager sind sowohl von wissenschaftlichem wie wirtschaftlichem Interesse. Immerhin bedecken Moore weltweit eine Fläche von etwa 4 Millionen km², wovon der weit überwiegende Anteil in der borealen Zone der Holarktis liegt. Bei dieser Dimension sind Moor- und Torfnutzung klimawirksam. Torf als Energieträger lässt sich in Kraftwerken verbrennen oder findet als sorptionsfähiges Substrat mit günstigen bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften unter anderem in Landwirtschaft Erwerbsgartenbau Verwendung.

Für den Vegetations- und Frühgeschichtler sind die Torflager der Moore Archive der verbliebenen Reste einstiger Lebensgemeinschaften (Nekrozöosen) und von Siedlungsspuren. Deren Analyse erlaubt die Rekonstruktion der

Vegetations- und Moorentwicklung sowie der Nutzungsgeschichte von Landschaften seit Beginn der Torfablagerung. Landschaftsökologisch betrachtet bilden Moore Senken für solche Substanzen, die während der Torfbildung festgelegt wurden. Bei Entwässerung oder Torfabbau werden diese Stoffe teilweise freigesetzt und in die Stoffkreisläufe der Ökosystemkomplexe in der Landschaft eingeschleust.

Moorbildung ist ein natürlicher Prozess. Teilweise haben sich Moorlandschaften in Europa allerdings erst als Folge der Siedlungstätigkeit des Menschen entwickelt. Durch die verstärkten Eingriffe in jüngster Zeit, besonders durch solche in den Wasserhaushalt, haben sie sich inzwischen allerdings tiefgreifend und zu einem großen Teil irreversibel verändert. Die Erhaltung von Mooren und ihren Resten dient nicht allein dem Arten- und Lebensgemeinschaftsschutz, sondern sollte künftig darüber hinaus einer nachhaltigen, umweltverträglichen Landnutzung Rechnung tragen.

1.1 Moorbildung

Moore bilden sich bei der Verlandung eines Gewässers oder durch die Versumpfung terrestrischer Lebensräume. Bei einer **Verlandung** füllt sich ein Wasserkörper zunächst mit Seesedimenten (Limniten). Reichen die Sauerstoffgehalte im Gewässer nicht aus, um die an Ort und Stelle aufgebauten oder aus dem Einzugsgebiet zugeführten organischen Substanzen zu mineralisieren, so akkumulieren diese zu subhydrisch abgelagerten, zumindest teilweise organischen Mudden. Bisweilen treten in der Ablagerungsfolge verlandender Gewässer daneben fast rein mineralische Sedimente auf, etwa in Seenbecken eingeschwemmte Süßwassertone oder an Grenzflächen im Gewässerkörper ausgefallte Seekreiden.

Mineralböden **versumpfen**, wenn an einem Standort das Grundwasser ansteigt oder der Abfluss beziehungsweise die Verdunstung sich verringern. Bei hoch anstehendem Grundwasser wird die gebildete Phytomasse aufgrund der auftretenden Sauerstoffdefizite nicht mehr vollständig mineralisiert. Es setzt eine Akkumulation von Torfen ein. Oberhalb des Grundwasser-Kapillarsaumes ist diese überwiegend an das Auftreten von Bryophyten geknüpft, insbeson-

dere von Bleichmoosen (*Sphagnum* spp.).

Vor allem in Hochmooren kommt Sphagnen eine Schlüsselrolle für die Torfbildung zu. Infolge ihres Ionenaustausches leiten sie eine Versauerung der aufgebauten Torfe ein und kontrollieren auf diese Weise das chemische Milieu ihres Lebensraumes. Darüber hinaus können sie beträchtliche Wasservorräte kapillar oder in Zellen binden und selbst über durchlässigem Substrat speichern. Die Zellwände sind aus schwer zersetzbaren Substanzen aufgebaut und widerstehen einem raschen und vollständigen mikrobiellen Abbau. Folglich ist die Torfzehrung unter natürlichen Bedingungen gegenüber dem Wachstum extrem verzögert. Es erfolgt eine effektive Torfbildung.

In unterschiedlichen Phasen beziehungsweise unter verschiedenen Bedingungen der Sedimentbildung und Moorentwicklung verändern sich die Mudde- und Torfentstehung sowie -zusammensetzung. Wir unterscheiden:

■ **limnisch** abgesetzte oder gebildete tonige, sandige oder organogene Sedimente sowie durch frei im Wasser flutende Moosdecken gebildete Torfe;

■ **telmatisch** gebildete Torfe. An ihrer Entstehung sind neben Moosen auch solche Gefäßpflanzen beteiligt, die in einem wassergesättigten Torfkörper wurzeln können. Dieser liegt vielfach als Schwingdecke einem Grundwasserkissen auf und sondert basal Sinktorfe ab.

■ An Nassstandorten mit einer Wasserwechselzone formen sich **semiaquatische** Torfe unterschiedlicher Zusammensetzung, so in den meisten Niedermooren.

■ **Supraaquatische** oder **terrestrische** Torfe schließlich entstehen bei einem Torfmooswachstum oberhalb des mittleren Moorwasserspiegels. Sie sind für Hochmoore bezeichnend.

Einmal entstandene Moore expandieren, eine günstige Wasserversorgung vorausgesetzt, auf Kosten angrenzender Lebensräume in erster Linie lateral. Ein solches Moorwachstum beeinflusst beispielsweise die Durchströmung eines von Torfen ausgefüllten Beckens. Da Mineralstoffe bei ihrer Passage durch den Torfkörper zu einem beträchtlichen Teil an Humuskolloiden adsorbiert und gegen Protonen ausgetauscht werden, verringern sich mit wachsender Torfmächtigkeit die Nährstoffgehalte in den gebildeten Torfen (Oligotrophierung). Phosphor- und Stickstoffverbindungen

werden auf diese Weise langfristig in nicht pflanzenverfügbarer Form festgelegt. Basenversorgung und pH-Werte fallen ab (auf pH 6-5). Der Anteil der organischen Substanz in den Torfen steigt an (bis auf > 85 % des Trockengewichtes), und die Kationenbalance verlagert sich zugunsten von H-Ionen und führt so zu einem weiteren Abfallen der pH-Werte (bis auf etwa pH 3).

Mit wachsender Versauerung verzögern sich die Abbauprozesse, und die Zusammensetzung der Vegetation wandelt sich. Unter oligotrophen bis beginnenden ombrotrophen Bedingungen beginnt sich der Torfkörper aufzuwölben. Durch sein eigenes Wachstum lenkt er dabei das aus dem Einzugsgebiet zuströmende Wasser zunehmend ab, so dass er letztendlich, ausreichende Niederschläge vorausgesetzt, ausschließlich mit Regenwasser versorgt wird.

Steigt ein ombrogen gebildeter Torfkörper über die Höhe des vertikal oszillierenden Moorwassers an oder fällt zeitweilig in klimatischen Trockenphasen der Niederschlagsüberschuss ab, so setzen vor allem in den zentralen Moorpartien Stagnations- und schließlich Erosionsprozesse ein, die sich ihrerseits auf die Hydrologie des betroffenen Moores auswirken.

Üblicherweise sind die oberirdischen Phytomassevorräte sowie die Primärproduktion in den frühen Entwicklungsstadien der Sümpfe, Brücher und Moore am höchsten. Überschlüssig ergibt sich für Niedermoore mit günstiger Mineralstoff-Versorgung eine jährliche Produktivität der oberirdischen Phytomasse von über 700 g m⁻², für mineralstoffärmere Niedermoore von etwa 600 g m⁻² und für Hochmoore von etwa 500 g m⁻². Die Obergrenzen bei reichen Riedern erreichen 3500 g m⁻², bei Hochmooren etwa 1000 g m⁻² (Zobel 1988). Die Geschwindigkeit der Torfbildung schwankt in weiten Grenzen. Tolonen et al. (1992) geben für skandinavische und nordamerikanische Moore ein rezentest Torfwachstum von 0,3 (0,18-0,73) mm a⁻¹ für Seggentorfe und 0,64 (0,26-1,36) für *Sphagnum*-Torfe an. Dies entspricht bei einem unterstellten Trockenraumgewicht von > 0,1 g cm⁻³ an der Grenze zwischen dem teilweise luftgefüllten Porenraum der Torfe und dem durchgängig wassergefüllten anoxischen überschlüssig zu einer Torfbildungsrate zwischen 40 und 80 g TG m⁻² a⁻¹.

Mit wachsender Verarmung an

Nährstoffen in wachsenden Torfen sinken durchweg die Zersetzungsraten. Gleichzeitig gewinnen unter zunehmend sauren Bedingungen Pilze als Destruenten gegenüber Bakterien an Bedeutung, und die biogene Stickstoff-Bindung in den vergleichsweise trockeneren ombrogenen Torfen ist reduziert. Dies erklärt das Paradoxon, dass sich nährstoffreiche Moorstandorte zugleich durch geringe Torfbildungsraten auszeichnen.

Die Sauerstoffversorgung im Wurzelraum der Gefäßpflanzen ist in nährstoffreichen, produktiven Mooren ungünstig. In Erlenbrüchern liegt sie zwischen 0,5 und 1 mg O₂ l⁻¹, in bewaldeten Niedermooren bei 1,0-1,2 mg O₂ l⁻¹, in oligotrophen Niedermooren dagegen bei 1-2 mg O₂ l⁻¹ und in Hochmoorbulten bei über 3 mg O₂ l⁻¹. In Niedermooren ist folglich Sauerstoffmangel eine wesentliche Ursache für die unvollständige Zersetzung der absterbenden Pflanzenreste und die Torfbildung, in Hochmooren dagegen die erwähnte schwere Zersetzbarkeit der eiweißarmen, vertorften Pflanzenreste. Folglich sind Niedermoortorfe durchweg stärker zersetzt als solche der Hochmoore, insbesondere jene des *Sphagnum*-reichen Weißtorfes. Infolge der stärker degradierten Textur der Pflanzenreste sind sie dichter gelagert und haben bei Sättigung je Volumeneinheit geringere Wassergehalte als die lockereren Hochmoor(weiß)torfe. Dies bedingt unter anderem merkbare Unterschiede in der Wasserbewegung im Torfkörper.

Die Evapotranspiration im unbewaldeten, wachsenden Hochmoor liegt überschlüssig in der Größenordnung von 300-360 mm a⁻¹. In nährstoffarmen Niedermooren liegt sie um etwa 10 % höher, in versumpfenden Wäldern schließlich beträgt sie zwischen 290 und 400 mm (Pyavchenko 1984). Tendenziell fällt also die Evapotranspiration im Verlauf der Entwicklung zum Hochmoor hin ab.

Der skizzierte Trend einer Oligotrophierung von vergleichsweise produktionskräftigen Ausgangsgesellschaften der Niedermoore zu weniger produktiven Schlussgesellschaften der Hochmoore bedeutet nicht, dass Sukzessionen in Mooren zwangsläufig 'Einbahnstraßen' sein müssen. Vielmehr sind unter den verschiedenen progressiven und regressiven Entwicklungsmöglichkeiten von Vegetationstypen in Mooren einige besonders häufig. Vor allem die Entwicklung von bereits 'armen' Ausgangssy-

stemen zum Hochmoor verläuft im allgemeinen nur über wenige Zwischenstufen (u.a. Walker 1970).

1.2 Produktion und Zersetzung von Torfen

In den meisten Ökosystemen stellt sich längerfristig ein dynamisches Gleichgewicht ein zwischen aufgebauter und zersetzter Phytomasse. Bei wachsenden Mooren ist dieses Gleichgewicht zugunsten der Torfbildung verschoben. Dafür ist entweder eine hohe Produktivität oder eine merklich abgeschwächte Zersetzung (oder beides) verantwortlich. In den meisten Fällen gibt die verringerte Zersetzungsrate das Ausmaß der Torfbildung vor.

Zur Verdeutlichung der Vorgänge seien Struktur und funktionale Abläufe im obersten halben Meter der torfbildenden Schicht eines Hochmoores vorgestellt. Hydrologisch lässt sich ein oberer Torfbildungshorizont, das **Akrotelm**, von einem darunterliegenden Torfablagerungshorizont unterscheiden, dem **Katotelm**. Die Untergrenze des Akrotelm wird definitionsgemäß durch jene Tiefstwasserstände im Profil festgelegt, die während langer Beobachtungszeiträume ermittelt werden. Vier strukturell abgrenzbare Horizonte lassen sich ausmachen, in denen unterschiedliche Prozesse ablaufen (Abb.1).

In einer etwa 2-5 cm dicken **euphotischen** Oberflächenschicht (a) sind die Torfmoose photosynthetisch aktiv. Der Lichtgenuss an der Basis dieser Schicht

liegt dabei bei etwa 1 % der Lichtintensität an der Oberfläche. Das Trockenraumgewicht beträgt zwischen 0,01 und 0,02 g cm⁻³. Das Luftvolumen schwankt mit den Niederschlagsereignissen und erreicht in Trockenphasen etwa 90%. Das Porenwasser ist äußerst beweglich. In der euphotischen Schicht vollziehen sich sämtliche Produktionsprozesse der Moose. Die Stickstoffgehalte sind niedrig (< 10 mg g⁻¹), das C/N-Verhältnis weit (> 50) (Malmer & Wallén 1993)).

Unterhalb dieser euphotischen Schicht schließt sich eine 10-50 cm breite **aphotische Zone** (b) an, in der die Phytomasse der Torfmoose weitgehend abgestorben ist, nicht dagegen ein großer Teil der Wurzeln der Gefäßpflanzen. Das hier abgelagerte organische Material hat sich zwar an oder dicht unter der Bodenoberfläche gebildet, wurde zwischenzeitlich aber infolge des apikalen Wachstums der Kryptogamen ‚begraben‘. Vorherrschender Prozess ist der aerobe Abbau der Phytomasse durch Bakterien und Pilze. Dabei bleibt das Gefüge der Pflanzenreste weitgehend unverändert. Der Torf ist sehr locker, das Porenwasser weiterhin leicht beweglich. Die N-Gehalte fallen im oberen Teil dieser Schicht im Vergleich zur euphotischen Schicht ab. Das C/N-Verhältnis erreicht hier Maximalwerte um bis zu 75.

Unterhalb dieser aphotischen, noch sauerstoffreichen Schicht folgt eine **Verdichtungszone** (c) zwischen 2 und 15 cm Mächtigkeit. Die Reste der Bryophyten und Gefäßpflanzen sind stärker zersetzt. Zusätzlich beginnt sich zunehmend

das Gewicht der aufliegenden Schichten auszuwirken. Im Frühsommer werden etwa 10 % der Auflast durch das Pflanzenmaterial der überlagerten Schichten verursacht, rund 90 % durch das daran gebundene Haftwasser. Der resultierende Druck beträgt in 20 cm Tiefe etwa 10 g cm⁻² (100 kg m⁻²). Als Folge der zersetzungsbedingten Verdichtung der Torfmatrix in Kombination mit der wachsenden Auflast steigt das Trockenraumgewicht im Vergleich zur euphotischen Schicht etwa auf das 5fache an, mithin auf rund 0,1 g cm⁻³. Mit zunehmender Dichte fällt die Strömungsrate des Wassers ab. Somit vollzieht sich in dieser Schicht und darunter ein Wasseraustausch nurmehr äußerst langsam, und der Torf bleibt praktisch ganzjährig wassergesättigt.

Unterhalb der Verdichtungszone schließt sich ein unterschiedlich mächtiges Torflager an (d). Sein Trockenraumgewicht liegt über 0,1 g cm⁻³. Die hydraulische Konduktivität ist gering, der Porenraum wassergesättigt. Da die Sauerstoff-Diffusion im Wasser im Vergleich zur Luft um das 10⁴fache erniedrigt wird, ist die Austauschrate in stehenden und schwach fließenden Gewässern geringer als der von den Mikroorganismen verbrauchte Sauerstoff. Der Torf wird nahezu durchgängig anoxisch, Anaerobier übernehmen die nunmehr abgeschwächte Zersetzung, und das Redoxpotential fällt merklich ab. Die reduzierten organischen und anorganischen Verbindungen akkumulieren, und eine lebhaft H₂S-Bildung kann einsetzen. Aus der Warte der Mikroorganismen herrschen kalt-stenotherme Verhältnisse, wodurch die Abbauprozesse im Vergleich zu der Sauerstoff-reichen Schicht zusätzlich verzögert werden. Im allgemeinen steigen hier die Stickstoff-Gehalte an (teilweise bis zu >20 mg g⁻¹), während das C/N-Verhältnis mit zunehmendem Zersetzungsgrad der Torfe weiterhin enger wird (> 25 < 60).

Die verbleibenden Pflanzenstrukturen (Großreste) werden stärker abgebaut und hinterlassen einen amorphgallertartigen, stark humifizierten, dunklen Torf. Nur ein Teil bleibt originäres Pflanzenmaterial. Der übrige Anteil wird als Ergebnis langsam ablaufender mikrobieller Tätigkeit und dadurch ausgelöster chemischer Prozesse neu gebildete Torfsubstanz, oder er wird mikrobiell weiter abgebaut.

Während die torfmorphologischen

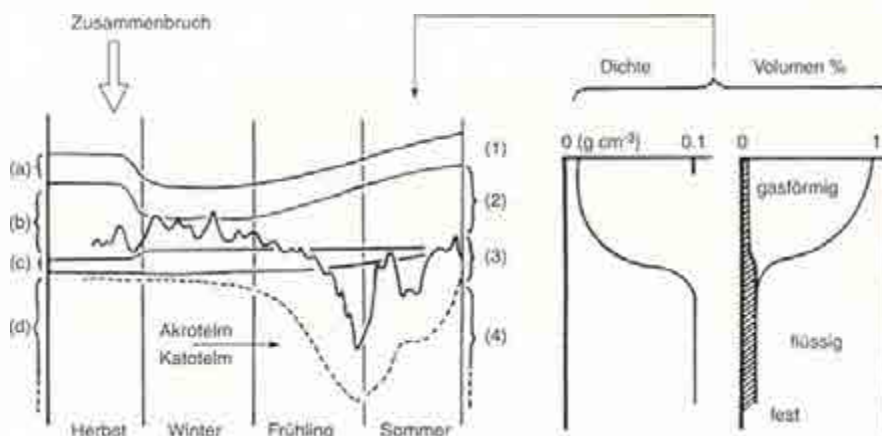


Abb. 1: Saisonale Schwankungen struktureller (a) bis (d) und funktionaler Horizonte (1) bis (4) im obersten Abschnitt eines Moorprofils; die durchgezogene, stark schwankende Kurve (3/4) zeigt schematisch den Verlauf der Wasserstände, die unterbrochene Linie die Grenze zwischen sauerstoffversorgtem Akrotelm und anoxischem Katotelm (nach Clymo 1992); weitere Erläuterungen im Text.

Grenzen mehr oder weniger statisch sind, verlagern sich die funktionalen Zonen (1-4) während des Jahres abhängig vom witterungsabhängigen Verlauf der Wasserstände.

1. Die euphotische Zone koinzidiert mit der strukturellen Zone a); fast alle Produktionsprozesse bleiben auf diese Zone beschränkt.
2. Die sauerstoffreiche Schicht des oxidativen Abbaues bezieht die Zone b ein sowie, bei niedrigen Sommer-Wasserständen, auch Teile oder die gesamte Zone c) und Teile von Zone d).
3. Darunter liegt die Übergangszone von noch verhältnismäßig sauerstoffreichen zu anoxischen Verhältnissen. Sie umfasst etwa die obersten 10 cm des im Jahresverlauf fluktuierenden, weitgehend wasser-gesättigten Bereiches. Hier sind oxidative wie anoxische Bedingungen an den Abbauprozessen in den Torfen beteiligt. Die mikrobielle Aktivität ist vergleichsweise hoch. Die temperaturabhängige Methan-Bildung erreicht hier wahrscheinlich ihr Maximum, unterliegt aber in dieser Zone erheblichen saisonalen Schwankungen (Svensson & Rosswall 1984).
4. Die langfristig bis permanent anoxische Zone entspricht weitgehend der Zone d).

Die geschilderten Verhältnisse orientieren sich an Systemen, deren Torfbildung ganz überwiegend von *Sphagnum* bestimmt ist. Sowohl bei stärker von Gefäßpflanzen dominierten Flächen der Hochmoore als auch bei den meisten Niedermooren sind die Torfbildungs- und Zersetzungsprozesse komplexer, und auch die Differenzierung zwischen Akro- und Katotelm ist dann weniger eindeutig. In *Sphagnum*-Rasen vollzieht sich die initiale Torfakkumulation quantitativ im unteren Teil der euphotischen sowie in der aphotischen Zone. Einbezogen sind Spross- und Wurzelabschnitte von Gefäßpflanzen, die von den wachsenden Torfmoosen 'eingebettet' und damit photosynthetisch inaktiviert worden sind, sowie im Zuge der Seneszenz abgestorbene Spross- und Wurzelteile. Die Rhizom- und Wurzelphytomasse kann bei den Phanerogamen der Moorstandorte bis zu 90 % der gesamten Phytomasse ausmachen (Wallén 1986).

Die Masse der sprossbürtigen Wurzeln wird im Akrotelm aufgebaut. Aller-

dings können die Wurzeln und Rhizome von *Eriophorum* spp. oder *Menyanthes trifoliata* sowie *Phragmites australis* (in Niedermooren) mit teilweise über 1 m Länge auch weit in das Katotelm hineinreichen und sich mithilfe ihrer Durchlüftungsgewebe (Aerenchyme) die dort verfügbaren Nährstoffe erschließen. Abgesehen von Sprossbasen gehen von den Gefäßpflanzen weit überwiegend die unterirdischen Anteile der Phytomasse in die Torfbildung ein. Da über Lebensdauer, Wachstums- und Umsetzungsraten von Wurzeln und Rhizomen von Moorpflanzen nur spärliche Angaben vorliegen, lässt sich zwar ihr Anteil an der Zusammensetzung der abgelagerten Torfe erschließen. Über ihren quantitativen Beitrag zur Torfbildung sowie über die Abbauraten im Akro- und Katotelm unterschiedlicher Moorsysteme sind wir dagegen nicht einmal näherungsweise orientiert.

Die Abbauprozesse in wachsenden Mooren finden im gesamten Torfkörper statt, freilich in verschiedenen Profilschnitten in unterschiedlichem Ausmaß. Bei geringmächtigen Torfen in oligotrophen Mooren kann, näherungsweise gleichbleibende Zersetzungsrate unterstellt, die Netto-Torfakkumulation beträchtlich sein. Sie fällt bei gleichbleibenden Produktions- und Abbauraten mit steigender Torfmächtigkeit ab und nähert sich asymptotisch einem Grenzwert, bei dem sich – bei weiterlaufender Produktion – Netto-Akkumulation und Abbau die Waage halten. Dies liegt daran, dass die Abbauraten auf $\ll 1/100$ abfallen, sobald der in Zersetzung begriffene Torf vom Akrotelm in das Katotelm eintritt. Wesentlich für die Zersetzungsprozesse ist demzufolge der Zeitraum, den ein Pflanzenrest oxidativen Abbauprozessen im Akrotelm ausgesetzt ist. Je länger dieser andauert, etwa bei dem ausgedehnten Akrotelm unter Bulten im Vergleich zu jenem der Schlenken oder als Folge einer Entwässerung, umso stärker wird der Torf zersetzt, und umso geringer sind anschließend die Abbauraten im Katotelm.

Sobald das Katotelm gegenüber dem Akrotelm eine gewisse Mächtigkeit erreicht hat, wird die jährliche Torfneubildung zunehmend durch die Abbauprozesse in der mächtiger werdenden Säule des Katotelm kompensiert. Zwar kann die Vegetation an der Mooroberfläche weiterhin so aktiv Torf bilden wie zuvor, aber das Höhenwachstum der Torfsäule

insgesamt geht gegen Null. Das Moor verliert – auf dieser Teilfläche – seine Funktion als Kohlenstoff-Senke. Selbst bei sehr schwachen Abbauraten im Katotelm ergibt sich demzufolge eine regional unterschiedlich anzusetzende Obergrenze der Torfakkumulation in Mooren.

Zur realistischen Abschätzung von Abbauraten ist es notwendig, konnettierte stratigraphische Befunde mit Messungen zur Produktion und zu Abbauraten im Akrotelm und im Katotelm zu vergleichen. Während bei jungen Torfen die Unterschiede zwischen Nettoproduktion und Torfakkumulation nicht sehr groß sind, können sie in tieferen Torfschichten beträchtlich sein. Clymo (1992) nennt ein datiertes Beispiel aus Dänemark, wo nach 5,5 ka Lagerung nur noch etwa 20 % des originär vom Akrotelm in das Katotelm abgegebenen Torfes verblieben sind.

2. Klassifikation von Mooren

Die ausschließliche Unterscheidung von Hoch- und Niedermooren bleibt für eine Gliederung und Beschreibung von Moortypen unzulänglich. Ausführlichere Charakterisierungen bedürfen vor allem der Berücksichtigung

- hydrologisch-entwicklungsgeschichtlicher Kriterien,
- chemischer Eigenschaften des Torfsubstrates und/oder der Bodenlösung,
- stratigraphischer Merkmale sowie
- vegetationskundl. Charakteristika.

Für das Verständnis ökosystemarer Zusammenhänge angemessen ist der Versuch einer Synthese der unterschiedlichen Betrachtungsweisen.

2.1 Hydrologisch-entwicklungsgeschichtliche Moortypen

Die folgende Übersicht rückt hydrologische und entwicklungsgeschichtliche (stratigraphischen) Kriterien in den Vordergrund (Kulczynski 1949, Succow 1988, Schopp-Guth 1999).

In Gebieten mit überwiegend ebenem, weitgehend unbewegtem Grundwasserspiegel entstehen **topogene** Moore, bei bewegtem Grundwasser in Hanglage **soligene (rheogene)** Moore. Nur Regenwassermoore oder Hochmoore sind vollkommen grundwasserunabhängig: **ombrogen**. Im Detail lässt sich eine differenziertere Gliederung entwickeln.

Durch Sedimentauffüllung im Litoral oder im Profundal können sich in Seen, Altwässern und flachen Heidekolken limnogene **Verlandungsmoore** entwickeln. Vielfach mächtigen, subhydrisch gebildeten Mudden liegen im Regelfall geringermächtige Torfe auf. Die Produktivität des Gewässers und seine Basenversorgung bestimmen den Verlandungsprozess. Oligotroph-saure, teilweise dystrophe Gewässer verlanden überwiegend durch Torfmoos-beherrschte Schwingtorfrasen, oligo-mesotrophe, basenreiche Seen über Seggen-, Schilf- und *Cladium*-Torfe sowie Braunmoos-Schwingdecken. In letzterem Fall geht häufig die Sedimentation von Seekreiden der Torfbildung voraus. Eutrophe bis polytrophe Seen zeigen eine starke Bildung von Grobdetritusmudden und Sapropelen. Die Verlandung verläuft teilweise rasant, insbesondere dort, wo in hypertrophen Seen subaquatische Torfe infolge Sumpfgasbildung aufschwimmen. Nicht selten sind die vom Schilf beherrschten Verlandungssäume eutropher Gewässer vergleichsweise junge Bildungen. Sie haben sich entweder als Folge von Seespiegelabsenkungen oder durch Sedimenteinträge aus dem Einzugsgebiet gebildet, indem sie von dem durch diese Vorgänge ausgelösten Nährstoffpuls profitiert haben.

Verlandungsmoore erreichen in Deutschland hohe Flächenanteile in seenreichen Gebieten in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern sowie im Bayerischen Alpenvorland.

Versumpfungsmoore sind stratigraphisch einfach aufgebaut. Die grundwassergespeisten Torfe liegen direkt dem Mineralboden auf. Ihre postglaziale Entwicklung ist durchweg mit Phasen humiden Klimas mit ansteigenden Wasserständen verknüpft. Sekundär können auch Verlandungs- oder Überflutungsmoore Versumpfungsphasen durchlaufen. Die Torfbildung vollzieht sich periodisch subaquatisch. Das Torfwachstum ist zumindest in der Anfangsphase gering, die Zersetzung vielfach beträchtlich. Viele Torfkörper sind demzufolge geringmächtig (< 2 m), die Vegetation überwiegend meso- bis eutraphent. Die Moorgenese hat im allgemeinen verstärkt seit dem Subatlantikum eingesetzt, vor allem auf reliefarmem Gelände in ebenen Küstenregionen oder auf Wasserscheiden.

Die Bindung der Versumpfungsprozesse an Klima- und Witterungsphasen mit aufsteigenden Wasserständen bedingt zeitweilige Trockenphasen mit stagnierender Torfbildung beziehungsweise Torfzersetzung. Eutrophierungsprozesse und die Bestockung mit Gehölzen sind die Folge. Sekundäre Versumpfungsprozesse sind regional mit der Öffnung der Landschaft durch Rodungen ausgelöst worden: verringerte Evapotranspiration und erhöhter Gebietswasserabfluss haben dabei zu einer verstärkten Versumpfung von Becken- und Muldenlagen geführt. Vom Flächenanteil her sind Versumpfungsmoore in der Bundesrepublik der häufigste Moortyp. Ehedem in verschiedenen Naturräumen weit verbreitet und großflächig entwickelt, sind die ausgedehnten Versumpfungsmoore vor allen in den Tieflängen Norddeutschlands heute weitgehend entwässert und in kultiviertes Grünland überführt worden.

Kesselmoore bilden sich dort, wo kleinräumig bei steilem Relief das Oberflächenwasser aus einem meist kleinen Einzugsbereich in die Geländesenken einströmt, so etwa in sogenannten ‚Toteislöchern‘ oder ‚Söllen‘ der Eiszerfallslandschaften in Jungmoränengebieten, aber auch beispielsweise in durch Vulkanismus entstandenen Maaren. Die initiale Muddeakkumulation an der Basis dieser Gelände-hohlformen mit kleinstem Einzugsbereich hat durchweg bereits im Spätglazial eingesetzt. Der darauf aufliegende, durch Verlandung oder Versumpfung entstandene Torfkörper wächst ohne Überstauung mit einem durch Niederschlagsüberschüsse ausgelösten lokalen Grundwasseranstieg. Unter ausgeglichenen und daher für eine Moorgenese günstigen Bildungsbedingungen kommt es zu einer raschen Entwicklung schwach bis mäßig zersetzter, ziemlich homogener, teilweise mehrere Meter mächtiger Torfe. Die günstige Wasserversorgung fördert in der Regel ein optimales Torfmooswachstum ohne das Auftreten nennenswerter Depressionen während sommerlicher Trockenphasen. Unter ozeanisch-humiden Bedingungen können sich Kesselmoore zu Hochmooren weiterentwickeln. In intensiv bewirtschafteten Kulturlandschaften verläuft gegenwärtig freilich selbst bei kleinen Einzugsgebieten die Entwicklung eher zu eutrophen Systemen.

Wo in Flussauen oder Seemarschen episodisch oder periodisch auftretende Überschwemmungen zeitweilig sauerstoffarme Verhältnisse auslösen, können sich **Überflutungsmoore** entwickeln. Die Wasserbewegung vollzieht sich überwiegend oberhalb des Torfkörpers. Eine Torfbildung erfolgt aperiodisch subaquatisch. Die Torfe sind mineralreich, dicht gelagert, üblicherweise stark zersetzt und wechseln mit Auesedimenten aus Sand-, Schluff- oder Tonlagen. Infolge des unterschiedlich starken und diskontinuierlichen Torfwachstums und einer kleinräumig wechselnden, verschieden mächtigen Mineralboden-Überdeckung ist das Relief leicht bewegt. Überflutungsmoore finden sich vornehmlich und großflächig in den Auen größerer Tieflandsflüsse, insbesondere in Regionen mit isostatischem Meeresspiegelanstieg, etwa entlang der südlichen Nord- und Ostsee. Hier haben sich auch Küsten-Überflutungsmoore entwickeln können. Diese haben sich vor allem an der südlichen Nordsee im Verlauf der holozänen Transgressionen gebildet und liegen heute entweder unter Meeressniveau oder werden von Salzgrasländern eingenommen.

Wo an Talrändern oder Hängen Grundwasser austritt, erfolgt die Wasserbewegung im mehr oder weniger geneigten Torfkörper, ohne dass großflächige Überstauungen auftreten. Mit wachsender Entfernung von den Quellaustritten werden die Nährstoffe aus dem Perkulationswasser ausgefiltert beziehungsweise adsorbiert: die Vegetation spiegelt einen Trophiegradienten. In derartigen **Durchströmungsmooren** bilden sich überwiegend gering bis mäßig zersetzte, teilweise mächtige Seggen-Torfe über ehemaligen Verlandungs-, häufiger noch aus Versumpfungsmooren. Das aus dem Mineralboden mit Geschiebemergeln, glazialen oder marinen Tonen austretende Grundwasser ist vielfach mit Alkali- und Erdalkali-Ionen, Eisen und Phosphat angereichert, aber Stickstoff-arm. Unter solchen Bedingungen entwickeln sich überwiegend Braunmoos-Seggen-Torfe. Bei basenarmem Ausgangsmaterial oder wachsender Torfmächtigkeit werden die Ionen im Torfkörper adsorbiert und gegen Protonen ausgetauscht. Die resultierende Oligotrophierung hat folglich ein verstärktes Auftreten *Sphagnum*-reicher Torfe zur Folge, bisweilen einen Über-

gang zu ombrogenen Torfen. Durchströmungsmoore sind unter anderem bezeichnend für die Flusstäler jungpleistozäner Grundmoränen-Landschaften. Ausgedehnte Komplexe sind bei stärker bewegtem Relief und folglich geringen Torfmächtigkeiten als Hangmoore oder Überrieselungsmoore in niederschlagsreichen Mittelgebirgslagen sowie im Alpenraum entwickelt (Steiner 1992, Schopp-Guth 1999). Überrieselung und Durchströmung verlaufen in montanen bis alpinen Hangmooren mit kleinflächig wechselnden Torfmächtigkeiten räumlich nebeneinander und teilweise witterungsabhängig saisonal alternierend, was eine eindeutige typologische Zuordnung solcher Hangmoorkomplexe erschwert.

Zur Peripherie von Sumpfquellen hin fällt bei Perkolation durch den Torfkörper der Sauerstoff-Gehalt des Quellwassers vergleichsweise rasch ab. Solange die Sauerstoff-Gehalte eine verstärkte Mineralisation bewirken, resultieren stark zersetzte Torfe mit einer an kaltenotherme Bedingungen adaptierten Vegetation. Derartige Komplexe lassen sich als rheogene (soligene) **Quellmoore** charakterisieren. Da Sumpfquellen punktuell auftreten, sind auch Quellmoorkomplexe innerhalb größerer Moorlandschaften nurmehr kleinräumig vertreten. Ihre Vegetation spiegelt deutlich die chemische Beschaffenheit des Wassers, vor allem seinen Kalkgehalt. Bei Zustrom bicarbonatreichen Wassers können sich grusig-körnige Quellkalke mit Carbonatgehalten > 75 % entwickeln. Bezeichnend ist in allen Fällen eine sehr langsame Bildung stark zersetzter Torfe. Quellmoore sind hydrologisch besonders labil und demzufolge in der Kulturlandschaft häufig anthropogen beeinträchtigt.

In **Hochmooren** vollzieht sich die initiale Torfbildung unter dem Einfluss von Niederschlagswasser oberhalb des Grundwasserspiegels. Wasserbewegungen erfolgen überwiegend im Akrotelm, und abhängig von den klimatischen Rahmenbedingungen bilden sich schwach bis mäßig zersetzte, je nach Alter bis zu mehreren Metern mächtige Torfe. Die zentrale Mooroberfläche ist weitgehend eben und mehr oder weniger auffällig strukturiert. Im Vergleich zur schwach geneigten, zentralen Moorweite weisen die peripheren Flächen, das

Randgehänge, ein stärkeres Gefälle auf. Besonders die steilen und damit oberflächennah trockeneren Abschnitte eines solchen Randgehänges können mit Gehölzen bestockt sein: mit Kiefern, Fichten, unter schwach minerotrophen Bedingungen im unteren Abschnitt auch Birken. An seiner Basis tritt das Moorwasser mit jenem des Mineralbodens in Kontakt, und es entwickelt sich ein durchgehend minerotropher, im Vergleich zur ombrotrophen zentralen Moorfläche nährstoffreicherer und im allgemeinen weniger saurer Randsumpf, ein **„Lagg“**. Hochmoore haben sich im wesentlichen seit dem Atlantikum in Gebieten mit klimatischen Niederschlagsüberschüssen (gegenüber Verdunstung und Oberflächenabfluss) dort entwickeln können, wo geländetopographisch der Einfluss basenreichen Grundwassers entweder bei sauren Böden im Einzugsgebiet fehlte oder im Zuge der Torfbildung abgenommen hat. Ein lateraler Wasserzustrom bleibt auf den Lagg beschränkt. Viele Hochmoore liegen in ebenen Sandergebieten oder auf Wasserscheiden. Regionale Hydrologie, Klima und Geländeformen bestimmen die Oberflächengestalt dieser Moore. Insbesondere in Niedersachsen waren Hochmoore vom Flächenanteil her der bedeutsamste Moortyp. Hydrologisch nicht beeinträchtigte Hochmoore gibt es gegenwärtig im norddeutschen Tiefland nicht mehr.

2.2 Überregionale Moortypen

Die räumliche Verteilung von Moorsystemen unterliegt weltweit einem Feuchte- und Temperaturgradienten. Die größten Torfvorräte finden sich in der borealen Zone der Holarktis sowie in der temperaten Zone in Regionen mit ozeanischem und subozeanischem Klima. Zur Arktis hin schränken niedrige Temperaturen und die kurze Vegetationsperiode Primärproduktion und Torfbildung ein, zu den Tropen hin hohe Temperaturen und dadurch ausgelöst eine starke Zersetzung der gebildeten organischen Substanz während des Ablagerungsprozesses.

Die durch das Nord-Süd-Gefälle vorgezeichnete Verteilung von Moorkomplexen unterschiedlicher Oberflächenstruktur ist verschiedentlich beschrieben worden, vor allem aus Großräumen mit ausgeprägtem Klimagradienten wie Alaska, Canada, der westsibirischen Nie-

derung und, abgeschwächt auch aus Nordeuropa. In den jungen Periglaziallandschaften weiter Teile der mittleren und nördlichen Arktis sowie in der alpinen Stufe borealer Gebirge setzt neben der klimabedingt abgeschwächten Produktivität der Pflanzendecke eine durch häufige Gefrier- und Auftauprozesse sowie Solifluktion überformte Bodenbildung und die geringe Auftautiefe in den Permafrost-Gebieten der Entwicklung zusammenhängender größerer Torflager Grenzen. Ergebnis der Frostwechselvorgänge ist ein kleinräumiges Muster von Polygon- und Streifenböden sowie von Bultstrukturen (Thufa oder Pounikos) neben nassen, in der Auftauphase während des Frühjahrs auch längerfristig überfluteten Depressionen. Südwärts steigt der Durchmesser der Polygone an, und in ebenen Lagen in Permafrostgebieten prägen stärker reliefierte Moore mit langfristigen nassen Depressionen und ausgedehnten Eiskeil-Polygonmustern das Bild der Landschaft, insbesondere in den Deltas der Strommündungen und allgemein in Flussniederungen. Derartige Polygonmoore haben sich auch in Deutschland unter Periglazialbedingungen am Rande der Eisloben gebildet. „Fossile“ Eiskeilmuster lassen sich in manchen Landschaften Norddeutschlands noch aus Luftbildern erschließen (Alaily 1980).

Innerhalb der borealen Taiga schließen sich südwärts ausgedehnte Moorkomplexe an, die in Nordschweden und -finland regional über fünfzig Prozent der Landfläche bedecken, in Sibirien und Kanada teilweise auch mehr. Vor allem unter Permafrost-Bedingungen in Regionen mit kontinentalem Klima sind trockener, aus den ebenen Moorflächen herausragende **Palsa**-Flächen kennzeichnend. Im subozeanischen N-Skandinavien bilden solche Palsa-Moore ausklingende Refugien eines „diskontinuierlichen“ Permafrostes. Im wesentlichen südlich des Polarkreises schließen sich **Aapa**-moore und Hochmoore an, deren Oberflächenstrukturen und Torfmächtigkeiten in unterschiedlichem Umfang durch Frostwechselereignisse und Schwankungen des Wasserhaushaltes geprägt sind.

In den Mooren der kühlen Regionen ist die Torfbildungsrate infolge hoher Niederschlagsüberschüsse eingeschränkt. Die Kleinstrukturen nasser Standorte dominieren. Südwärts und unter sommertrockenen Bedingungen treten diese nassen Oberflächenstruktu-

ren auf den Mooren zugunsten vorherrschender Bultsysteme in Stillstandskomplexen zurück. Zugleich nimmt mit sinkenden Niederschlagsüberschüssen die Mächtigkeit der ombrotrophen Torflager ab. In der submeridionalen Zone der Holarktis und weiter südlich treten praktisch ausschließlich Niedermoore mit primären Torflagern in Kessellagen oder Überschwemmungsgebieten auf. Derartige Überflutungsmoor-Komplexe mit sehr unterschiedlicher Vegetationszusammensetzung sind azonal von den Tropen bis in die Arktis verbreitet. Man trifft sie regional noch in weitgehend naturbelassenem Zustand an, etwa als bewaldete Torfsümpfe (mit teilweise ombrotrophen Bereichen) auf Sumatra und Borneo, in den Everglades in Florida oder entlang der Flusssysteme Sibiriens und Kanadas.

Auf der Südhemisphäre sind Moore insgesamt seltener. In den Hochlagen Perus, Tasmaniens und Neuseelands sind hier saure, teilweise ombrotrophe Moore vertreten, wo die Rolle der Torfmoose teilweise von Polsterpflanzen abgelöst wird, den Vertretern der auf die Südhemisphäre beschränkt bleibenden Restionaceae. Lediglich in Feuerland finden sich Hoch- und Niedermoore, die in ihrer floristischen Zusammensetzung Ähnlichkeiten zu den holarktischen Mooren zeigen. Modernere Übersichten über die regionale Verteilung und Eigenart von Mooren finden sich bei Gore (1983) sowie Lappalainen (1996).

3. Ausformung von Oberflächenstrukturen

Größere Moorkomplexe zeigen in der Regel ein kleinräumig heterogenes Mikrolief. Strukturformend sind Wechselwirkungen zwischen biotischen und hydrologischen Prozessen. Die heterogene Vegetationsverteilung steht über ein unterschiedliches Wachstums- und Transpirationsverhalten in Wechselbeziehung zu Torfbildung, Torfzersetzung und einem daraus resultierenden hydrologischen Mikromosaik. Die Vegetationsmuster unterliegen Mikrosukzessionen. Störungen und positive Rückkopplungen akzentuieren kleinräumige und zeitliche Fluktuationen etwa des Wasser- und Temperaturhaushaltes, negative Rückkopplungen dämpfen Unterschiede und stabilisieren die bestehenden Zustände. Vor allem für die Verteilung der Torfmoose spielen ge-

ringfügige hydrologische Gradienten eine wesentliche Rolle, indem sie die relativen Wachstumsraten der im gleichen Lebensraum vertretenen Arten beeinflussen und so ein statisches Gleichgewicht im Artengefüge auf einer Fläche unterbinden. Störungen, insbesondere im oberen Decken- und Teppichhorizont (Abb. 2), beeinflussen das Konkurrenzgeschehen durch eine Erhöhung der dichtabhängigen Mortalität. Sie erlauben auf diese Weise die Koexistenz ungleich konkurrenzkräftiger Arten in einem Lebensraum und führen dadurch zu einem Anstieg der Artenvielfalt. Stress reduziert den Konkurrenzdruck, indem konkurrenzkräftige dominierende Arten daran gehindert werden, begrenzende Ressourcen wie Nährstoffe und Wasser zu monopolisieren (Grime 1979, Pickett 1980). Die trockenheitsbedingte Ausbreitungsgrenze von *Sphagnum fallax* auf Bulten beispielsweise ist stressdeterminiert.

Da die Torfbildungsrate unter anderem von der Verweildauer der abgestorbenen Pflanzenreste im Akrotelm abhängt, resultiert bei langer Anwesenheit in einem ausgedehnten Akrotelm eine weitgehende Zersetzung und damit eine abgeschwächte Torfbildung. Umgekehrt bedeuten sehr hohe mittlere Wasserstände eine hohe Produktivität solcher Torfmoose (Sektion *Cuspidata*), die mikrobiell rasch umgesetzt werden. Die Torfbildung ist dann ebenfalls eher gering. Wachstum und Zersetzung, dies die Konsequenz, streben einem Gleichgewichts-Zustand zu, der sich nicht in allen Teilen eines Moores mit der potentiellen, das heißt klimatologisch möglichen Obergrenze des Höhenwachstums eines Moores decken muss. Besonders sehr hohe Niederschlagsüberschüsse unter ozeanischen Bedingungen in der temperaten Zone sowie stark fluktuierende Wasserstände in Kombination mit Frostwechselereignissen unter borealen bis arktischen Bedingungen tragen zur Entstehung sowie zur verstärkten Entwicklung eines markanten Musters von Mikrostrukturen bei (u.a. Foster & Fritz 1987).

3.1 Mikrostrukturen und ihre Hydrologie

Als wesentliche Wasserstufen lassen sich von den nassesten zu den trockensten Flächen die folgenden Kleinstrukturen und -lebensräume trennen: **Torf-**

schlamm-Schlenken mit mittleren Wasserständen zwischen 0 und 20 cm über Flur, die aber zumindest zeitweilig auch trockenfallen können. Sie sind im trockenen Zustand starken Temperaturschwankungen ausgesetzt, besiedlungsfeindlich und zeigen einen allenfalls schütterten Bewuchs von Gefäßpflanzen oder Torfmoosen. Bei kontinuierlicher Wasserbedeckung entwickeln sich Schlenken mit Lebermoos-Decken, in besonders nassen Bereichen auch mit flutenden Amblystegiaceen oder Bleichmoosen wie *Sphagnum cuspidatum*. Es schließt sich auf etwas trockeneren Flächen ein **Teppichniveau** an. Dieses ist durch mehr oder weniger ebene, üppige Kryptogamenrasen und eine eher schütterte Deckung der Phanerogamen gekennzeichnet. Die mittleren Wasserstände liegen etwa 10 cm unter Flur. Höhenwärts folgt ein stärker Phanerogamen-geprägter **Rasenhorizont** mit Wasserständen um 20 cm unter Flur. Die jährlichen Schwankungen der Wasserstände sind hier etwas stärker. Da der Rasenhorizont fast kontinuierlich im Bereich des Moorwasser-Kapillarsaumes liegt, haben die Sphagnen bei einem hohen Deckungsanteil eine starke torfbildende Potenz. Bei mittleren Wasserständen um und unter 40 cm unter Flur schließlich herrschen **Bulten**, die zu langgestreckten, parallel zum Gefälle verlaufenden **Strängen** zusammenfließen können. Sie werden von Zwergsträuchern und mäßig austrocknungstoleranten Kryptogamen besiedelt (Abb. 2).

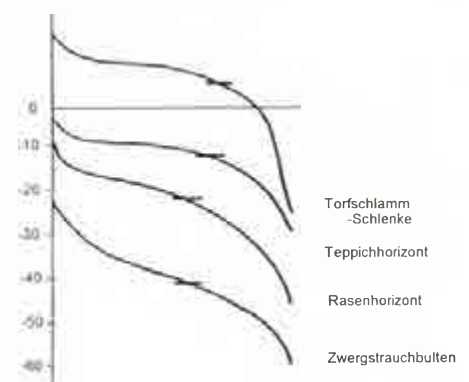


Abb. 2: Hydrologische Charakteristik von Moor-Mikroformen mithilfe von Moorwasser-Dauerlinien: die im Verlauf eines hydrologischen Jahres auftretenden Wasserstände werden in gleitender Reihe vom höchsten zum tiefsten Wasserstand aufgetragen (aus Dierßen & Dierßen 1996).

Die Oberflächenstrukturen in den Mooren variieren abhängig vom lokalen Klima und der gebietsbezogenen Hydrologie. Bei leichter Hangneigung alternieren Schlenken und Bulten in gleichförmigen Mustern. Bei stärkerer Neigung wird der Moorkörper durch zusätzliche Wasserzüge zergliedert, wobei sich ein unregelmäßiges Netz formen kann. Unter trockenen Bedingungen herrscht das Bultniveau in weiten Teilen der Moore vor.

Die Ausdifferenzierung eines Musters von **Bulten** als trockenen und **Schlenken** als nassen Mikroformen einschließend der oben vorgestellten Zwischenstufen folgt einem Gradienten unterschiedlicher mittlerer und verschiedenen stark fluktuierender Wasserstände. Bereits bei schwach geneigtem Gelände baut sich vor allem in borealen und ozeanischen Mooren ein System hangparallel angeordneter, aufgewölbter **Stränge** und dazu alternierender, weniger dicht von Pflanzen besiedelter **Flarke** auf. Ein solches Mosaik ist bei leichtem Relief eindeutig mit dem Oberflächenabfluss des Wassers korreliert. Die Flarke erfahren durch Oxidationsprozesse bei Sauerstoffübersättigung eine Vertiefung und Erweiterung, können dann aber auch durch Erosionsvorgänge zusammenfließen oder auslaufen und demzufolge abtrocknen (Foster et al. 1988).

Die Entwicklung großflächiger **Schlenkenzüge** in Mooren ist nach stratigraphischen Befunden mit ansteigenden Wasserständen verknüpft (Svensson 1988). Sie vollzieht sich zunächst unregelmäßig und bei Hochmooren vorwiegend im langsamer wachsenden Zentrum der Moorkörper. Wird auf größeren Flächen das Torfschlamm-Schlenken-Stadium erreicht, so akkumuliert kaum noch Torf. Vielmehr überwiegen Zersetzungs- und teilweise Erosionsprozesse. Hohe Gehalte an gelöstem Sauerstoff in den warmen Flachwasserschlenken fördern die Mineralisation und den Abbau des Torfes. Dabei können sich **Kolke** und **Moorseen** entwickeln. Werden diese tiefer als 20 cm, so kann die von den Algen aufgebaute Biomasse zeitweilig größer werden als mikrobiell abgebaut werden kann. Unter diesen Bedingungen akkumuliert Dy, der in tiefen Kolken im Laufe der Zeit erhebliche Mächtigkeiten erreichen kann. Die Menge der durch Algen gebildeten Sedimente bleibt indessen beträchtlich geringer als jene der Torfakkumulation auf den

angrenzenden Flächen. Da bei starker Algenentwicklung die Torfe der Kolkränder oxidativ zersetzt werden, vergrößern und vertiefen sich die einmal gebildeten Kolke im Verlauf der weiteren Strukturmorphogenese (Ivanov 1981), sofern nicht durch weitere strukturelle Veränderungen der Mooroberfläche Kolkssysteme zusammenwachsen oder erodieren und dadurch auch entwässert werden. Vor allem das Verschmelzen von Flark- und Kolkssystemen führt zu charakteristischen, konzentrisch angeordneten Strukturen der Mooroberfläche, wie sie sich in Luftbildern von borealen und ozeanischen Mooren so auffällig abzeichnen. Die größten und tiefsten Wassersysteme liegen dabei auf dem am wenigsten geneigten Gelände, wo die laterale Wasserbewegung gering bleibt. Durch Oberflächenerosion oder Trichterreihenbildung können Kolke entwässert werden. Unter sehr nassen Verhältnissen entwickeln sich Hochmoore zu instabilen Systemen, in denen wasserbeherrschte Schlenkensysteme solange vorherrschen, bis der Torfkörper durch Oberflächenerosion zergliedert wird.

Die Oberflächenstrukturen in Mooren lassen sich auf unterschiedlichem Maßstab analysieren. Wir unterscheiden **Nanoformen**, etwa die Kuppe eines Bultes, **Mikroformen**, etwa ganze Bulten oder Schlenken, **Mikroformen-Komplexe**, beispielsweise Kolke, Bult-Schlenken-Komplexe und Stränge.

Weiträumig entwickelte Moorflächen, in denen die Komplexe einer oder mehrerer Strukturelemente überwiegen (einschließlich sogenannter Wachstums- oder Stufenkomplexe verschiedener Autoren), bilden eine **Moorfazies** im topographischen Sinne. In **Wachstums-komplexen** stehen bei geringen Schwankungen im Mikrorelief geschlossene Torfmoosdecken in den Vordergrund. Bulten und Torfschlamm-Schlenken fehlen. **Stillstandkomplexe** sind durch Zwergstrauch-beherrschte, hohe Bulten charakterisiert, während Schlenken, Teppich- und Rasenniveau nur kleinflächig vertreten sind oder vollständig fehlen. **Erosionskomplexe** sind durch ein Mosaik hoher Bulten oder Torfbänke und Torfschlamm-Schlenken beziehungsweise Erosionsrinnen gekennzeichnet. Wachsende Torfmoos-Decken fehlen hier weitgehend. Erosionskomplexe sind Ausdruck instabiler Bedingungen vor allem in den Deckenmooren nieder-

schlagsreicher Regionen. Teilweise sind sie anthropogen durch Brand oder Beweidung ausgelöst worden und erodieren bisweilen bis auf den mineralischen Untergrund.

Versteht man Moore in ihrer Gesamtheit als Entwicklungseinheiten, so bietet sich der Begriff **Moorkomplex** an. Moorkomplexe sind die geeigneten Bezugssysteme für ökosystemar-landschaftsökologische Untersuchungen.

Abhängig von Witterungsschwankungen laufen syndynamische Prozesse in Nanoformen als Fluktuationen innerhalb weniger Jahre ab. Mikrosukzessionen bei Mikroformen vollziehen sich demgegenüber unter natürlichen Verhältnissen in Dekaden bis Jahrhunderten. In den gleichen Zeiträumen dürften, ausgelöst durch Klimaschwankungen, Mikroform-Komplexe oszillieren. Auf der Ebene von Mikroformen wiederholen sich Entwicklungszyklen in Jahrhunderten bis Jahrtausenden, während sich in gleichen Zeiträumen auf der Ebene von Moorkomplexen klimaabhängige Strukturänderungen vollziehen können, ausgelöst durch sich verändernde Wachstumsprozesse in verschiedenen Moorfazies. Makrosukzessionen schließlich, die Entwicklung ganzer Moore betreffend, dürften sich erst nach mehreren tausend Jahren auswirken. Diese unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Skalen gilt es beispielsweise bei Planungen zur Restitution von Moorkomplexen zu berücksichtigen.

3.2 Zur Entstehung und Entwicklung von Mikrostrukturen

Kenntnisse über die Entstehung und Entwicklung von Oberflächenstrukturen in Mooren sind wichtig für das Verständnis moorgenetischer Prozesse. Die Strukturen unterscheiden sich regional beträchtlich und sind in naturbelassenen Mooren insofern klimaabhängig, als die Wuchsleistung der Vegetation und die Zersetzung der Torfe eines Moorkomplexes vom regionalen Wasserhaushalt gesteuert werden. Die artspezifische Wasserhaltefähigkeit der Sphagnen in den Mikroformen bestimmt, wie lange die Pflanzen in Trockenphasen ihr Wachstum aufrecht erhalten können, ihr wasserstufenabhängiges Konkurrenzgefüge, ob und wie kleinräumige Unterschiede in Zersetzung und Torfbildung auftreten. Die kleinräumigen Verteilungsmuster der Arten initiieren auf die-

se Weise Mikroreliefunterschiede und beeinflussen so das mitunter kleinräumig wechselnde Ausmaß der Torfbildung. Einmal ausgelöst, laufen Mikrorelief-formende Prozesse positiv rückgekoppelt weiter und akzentuieren je nach lokaler Hydrologie im Laufe der Zeit die Unterschiede im Mikrorelief oder schwächen sie ab.

Die Gesetzmäßigkeiten bei der Genese von Mikroformen lassen sich inzwischen mithilfe eines stochastischen Modelles simulieren (Svanson & Grigal 1988). Der Modellierung liegen die folgenden Annahmen zugrunde:

- aufgewölbte Mikroformen wie Bulten verzögern einen Oberflächenabfluss stärker als Schlenken und
- durch sinkende Wasserstände wird eine Bultbildung gefördert, eine Schlenkenbildung demgegenüber eher unterdrückt.

Die erste Annahme wird durch die bislang vorliegenden Erkenntnisse über den horizontalen Abfluss auf und in Torfkörpern gestützt (Ivanov 1981), die zweite durch produktionsbiologische Untersuchungen an Bult- beziehungsweise Schlenken-präferierenden Torfmoossippen.

In Zeitreihen treten bei diesen Bedingungen mehr oder weniger regelmäßige Strang- und Flark-Strukturen auf und stabilisieren sich, sobald:

- die Neigung der Mooroberfläche ausreicht, um im hangwärtigen Staubeereich von Strängen eine weitere Strang- und Flarkbildung zu initiieren.
- Der Wasserspiegel muss dabei im Mittel so hoch anstehen, dass sich nicht ausschließlich Bulten ohne nasse Schlenkenstrukturen bilden können. Umgekehrt dürften die Wasserstände wiederum auch nicht so langfristig 'über Flur' verharren, dass keine Musterbildung erfolgen kann.
- Die hydraulische Leitfähigkeit der Strang-(Bulten-) und Flark-(Schlenken-)strukturen muss deutlich unterschiedlich sein, und
- das Gefälle der Torfbildungsraten zwischen nassen und trockenen Flächen muss ausgeprägt sein.

Entscheidend für die Ausformung von Strang- und Flarkstrukturen ist also ein Wechselspiel zwischen Oberflächenabfluss und hohen Moorwasserständen. Überall dort, wo die Niederschlagssummen das Ausmaß der Evapotranspiration deutlich übersteigen, vor allem in

niederschlagsreichen Regionen mit ozeanischem Klima sowie in borealen bis südarktischen Regionen mit abgeschwächter Evapotranspiration, ist eine solche Musterbildung die Regel. In sommerwärmeren Gebieten ist sie – in Niedermoores – dort möglich, wo das Niederschlagswasser durch einen Zustrom von Grund- oder Oberflächenwasser ergänzt wird. Hochmoore in wärmeren Teilen des Hochmoorareals zeigen demgegenüber keine regelmäßigen Strukturen mehr oder sind mit Gehölzen bestockt. Gefäßpflanzen wirken in diesem System strukturstabilisierend, indem auf Bulten bevorzugt Ericaceen mit der Fähigkeit zu orthotropem Wachstum und Adventivwurzelbildung das Konkurrenzgeschehen bestimmen, im Teppich- und Schlenkenniveau plagiotrop wachsende Cyperaceen wie *Carex limosa* oder *Carex chordorrhiza*.

Für Regenwasser-versorgte Moore in England, Schottland und Wales haben Lindsay et al. (1985) die Wechselbeziehungen zwischen Klimaparametern, Vegetationsverteilung und Oberflächenstrukturen zu charakterisieren versucht. Die ausgeprägteste Mikrorelief- und Musterbildung, verknüpft mit der Ent-

wicklung ausgedehnter Kolksysteme und hoher Bulten, vollzieht sich in den niederschlagsreichen und kühlfeuchten Gebieten Nord- und Nordwest-Schottlands. Süd- und ostwärts schwächen sich mit ansteigenden Temperaturen und abfallenden Niederschlagsüberschüssen die Unterschiede im Mikrorelief merklich ab. Vor allem flache, torfmoosbeherrschte Bulten werden dann zum prägenden Element des Mikroreliefs (Abb. 3).

Es liegt nahe, dass in Moorkomplexen mit ausgeprägtem Mikrorelief kleinräumig mit den Wasserständen auch die Torfbildungsraten beträchtlich variieren. Sie liegen im allgemeinen im nicht zu trockenen Bultniveau am höchsten. Kohlenstoff-Bilanzen belegen, dass Bulten und Stränge, sofern nicht zu trocken, eine Kohlenstoff-Senke bilden, während Schlenken und Flarke, abgeschwächt auch Kolke infolge höherer Abgaberraten von CO_2 und CH_4 zumindest zeitweilig auch als Quellen fungieren können.

Die Mikroformen der Hochmoore waren im zeitlichen Verlauf der Moorgenese und sind in ihrer aktuellen kleinräumigen wie überregionalen Verteilung unterschiedlich entwickelt. Die Hochmoore der Niederlande hat zu Beginn des Atlan-

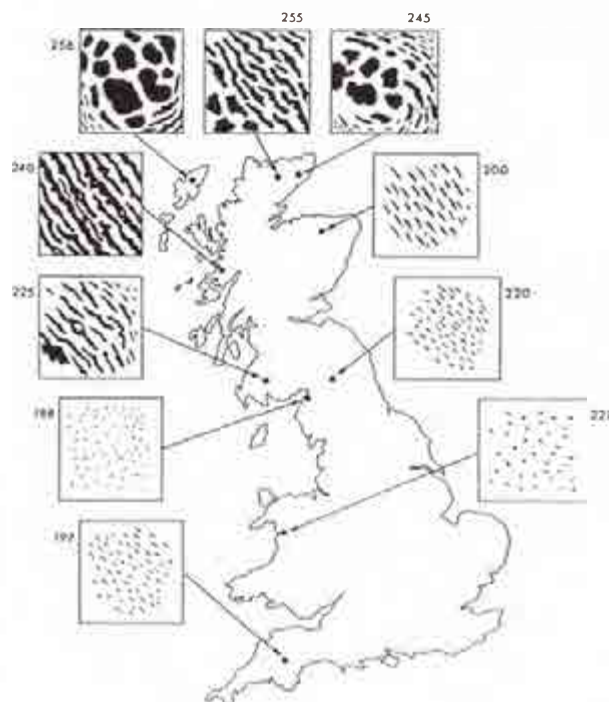


Abb. 3: Muster und Verbreitung von Oberflächenstrukturen ombrotropher Moore auf den Britischen Inseln; Schlenkensysteme und Moorkolke dunkel, Deckenhorizont und Bulten hell. Die Zahlen geben die mittlere Anzahl der jährlichen Regentage an und sind ein Indiz für die Ozeanität (nach Lindsay et al. 1985).

tikum teilweise ein deutlicher Wechsel geprägt zwischen nassen Schlenken mit *Scheuchzeria palustris* und *Sphagnum cuspidatum* sowie trockenen Bulten mit *Calluna vulgaris* und *Eriophorum vaginatum*. Andernorts hat auf Flächen mit stärker zersetzten Torfen *Eriophorum vaginatum* vorgeherrscht, ohne dass Schlenken entwickelt gewesen sind (Streefkerk & Casparie 1989). Ausgelöst durch einen leichten Anstieg der Niederschläge und der Luftfeuchtigkeit hat sich im Untersuchungsgebiet der Autoren vor rund 4 ka ein Übergang vom stärker zersetzten Schwarztorf zum schwach zersetzten Weißtorf vollzogen. Die Zusammensetzung der im wesentlichen torfbildenden Arten verschob sich. Zwergsträucher und *Eriophorum vaginatum* traten zurück, *Sphagnum papillosum* ersetzte *Sphagnum rubellum* als beherrschenden Torfbilder, und auf mittel hohen Bulten setzte sich *Sphagnum austinii* durch. Hohe Wasserüberschüsse ließen auf den zentralen Hochflächen der Moore aus einzelnen Schlenken Mooreseen zusammenwachsen.

Maßgeblich für die beobachteten Veränderungen waren offensichtlich kleinräumige Schwankungen der lokalen hydrologischen Verhältnisse. Zusätzlich stieg mit wachsender Torfmächtigkeit die Wasserkapazität des Torfkörpers an und damit zugleich seine Fähigkeit, saisonale Schwankungen in der Niederschlagsverteilung effektiv abzuf puffern.

4. Ausblick

- Unter verschiedenartigen geomorphologischen, hydrologischen und klimatologischen Bedingungen haben sich regional unterschiedliche Moortypen entwickeln können. Die Nutzung der Moore selbst und ihrer hydrologischen Einzugsgebiete durch den Menschen wirkt sich auf die Moorentwicklung aus.
- Die Strukturmorphogenese eines Moores ist ein Selbstorganisations-Prozess in Wechselbeziehung zu den lokalen edaphischen und regionalen klimatischen Ereignissen und Voraussetzungen bei der Torfbildung. Jeder anthropogene Eingriff in den Wasserhaushalt eines Moores bereichert das Geschehen um eine nutzungsgeschichtliche Komponente, beeinträchtigt zugleich aber den Archivcharakter des Systems nachhaltig.
- Aufgrund der weltweiten Ausdehnung der aktuellen Torflager sind Eingriffe in den Wasserhaushalt und die

dadurch ausgelösten Mineralisationsprozesse klimawirksam. Für das Aufdecken der Wechselbeziehungen zwischen Moorentwicklung und klimatischen Randbedingungen („Global Change“, klimawirksame Gase) bilden Referenzflächen auf möglichst wenig beeinträchtigten Mooren einen besonders geeigneten Bezugsrahmen.

Literatur

- Alaïly, F. (1980): Bedeutung und Fernerkundung von Frostkeil-Polygonen in Berlin. – Berliner Naturschutzbl. 24: 613-618.
- Clymo, R.S. (1992): Productivity and decomposition of peatland ecosystems. – In: Bragg, O.M. & al. (eds.): Peatland Ecosystems and Man: an impact assessment. – Brit. Ecol. Soc./IPS, 3-16, Dundee.
- Dierssen, K., Dierssen, B. (1996): Vegetation Nordeuropas. – 838 S., Ulmer, Stuttgart.
- Gore, A.J.P. (ed.) (1983): Mires: swamp, bog, fen and moor. – General Studies. – Ecosystems of the World 4A, 440 S., Elsevier, Amsterdam. – idem. Regional Studies. – Ecosystems of the World 4B, 479 S., Elsevier, Amsterdam.
- Grime, J. P. (1979): Plant Strategies and Vegetation Processes. Wiley & Sons, Chichester.
- Ivanov, K.E. (1981): Water Movement in Mirelands. – Academic Press, 277 S., London.
- Kulczynski, S. (1949): Peat bogs of Poland. – Mem. Acad. Sci. Cracovie, Ser. B., 356 S., Krakau.
- Foster, D.R., Fritz, S.C. (1987): Mire development, pool formation and landscape processes on patterned fens in Dalarna, Central Sweden. – J. Ecol. 75: 409-437.
- Foster, D.R., Wright, H.E., Thelaus, M., King, G.A. (1988): Bog development and landform dynamics in central Sweden and south-eastern Labrador. – Can. J. Ecol. 67: 1164-1185.
- Lappalainen, E. (1996): General review on world peatland and peat resources. In: Lappalainen, E. (ed.) Global peat resources: 53-56, Int. Peat Soc., Jyväskylä, Finland.
- Lindsay, R.A., Riggall, J., Burd, F.H. (1985): The use of small-scale surface patterns in the classification of British peatlands. – Aquilo Ser. Bot. 21: 69-79.
- Malmer, N., Wallén, B. (1993): Accumulation and release of organic matter in ombrotrophic bog hummocks – processes and regional variation. – Ecography 16, 193- 311.
- Pickett, S.T.A. (1980): Non-equilibrium coexistence of plants. – Bull. Torrey Bot. Club 107: 238-248.
- Pyavchenko, N.I. (1984): Potoki vescestv i energij v bolotnyh biogeoenozach. Obmennyye processy v giogeocenozach, 5-32, Moskva.
- Schopp-Guth, A. (1999): Renaturierung von Moorlandschaften. – SchrR. Landschaftpfleg. Natenschutz 57, 219 S.
- Steiner, G. M. (1992): Österreichischer Moorschuttkatalog. – 4. Aufl., 509 S., Wien.
- Streefkerk, J.G., Casparie, W.A. (1989): The hydrology of bog ecosystems – guidelines for management. – 120 S., Staatsbosbeheer.
- Succow, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. – 340 S., Fischer, Jena.
- Svensson, G. (1988): Fossil plant communities and regeneration patterns on a raised bog in south Sweden. – J. Ecol. 76: 41-59.
- Svensson, G., Rosswall, T. (1984): In situ methane production from acid peat in plant communities with different moisture regimes in a subarctic mire. – Oikos 43: 341-350.
- Tolonen, K., Vasander, H., Damman, A.W.H., Clymo, R.S. (1992): Rate of apparent and true carbon accumulation in boreal peatlands. – Proc. 9th Int. Peat Congr. 1, 319-333, Uppsala.
- Walker, D. (1970): Direction and rate in some British postglacial hydrosere. – In: Walker, D. & R. G. West (eds.) Studies in the vegetational history of the British Isles, 117 – 139, Cambridge.
- Wallén, B. (1986): Above and below ground dry mass of the three main vascular plants on hummocks on a subarctic peat bog. – Oikos 46: 51-56.
- Zobel, M. (1988): Autogenic succession in boreal mires – a review. – Fol. geobot. phytotax. 23: 417-445.

Anschrift des Verfassers:

Klaus Dierßen
Ökologiezentrum der Christian-Albrechts-Universität
Schauenburger Str. 112
24 118 Kiel

Emissionen klimarelevanter Gase aus niedersächsischen Mooren und Möglichkeiten der Reduzierung

von Heinrich Höper und Joachim Blankenburg

Einleitung

Hochmoore enthalten ca. 500 t Kohlenstoff und 8 t Stickstoff, bei Niedermoo- ren sind es 1000 t Kohlenstoff und 30 t Stickstoff je Hektar und Meter Moormächtigkeit (Kuntze 1993). Durch Trockenlegen der Moore wird diese organische Substanz nach und nach mineralisiert. Dabei werden hohe Mengen an kohlenstoff- und stickstoffhaltigen Gasen in die Atmosphäre freigesetzt und tragen zum anthropogen verursachten Treibhauseffekt bei. 95 % der Niedermoorfläche und 67 % der Hochmoorfläche werden in Deutschland land- und forstwirtschaftlich genutzt. Ein weiterer Anteil der Hochmoore befindet sich in Abtorfung. Aus Gründen des Biotop- und Artenschutzes wird der Schutz natürlicher/naturnaher Moore und die Renaturierung degradierter Moore gefordert. Neuerdings wird auch aus Gründen des Klimaschutzes eine stärkere Moorrenaturierung angestrebt. Das Bundesland Schleswig-Holstein hat 1995 ein Klimaschutzprogramm aufgelegt, indem der Wiedervernässung von Niedermoo- ren ein hoher Beitrag zur Verbesserung der Klimabilanz des Landes zugeschrieben wird (Umweltministerium Schleswig-Holstein 1994). In Niedersachsen werden dagegen die Möglichkeiten, durch Moorrenaturierung nennenswert die Klimabilanz des Landes zu verbessern, als gering eingeschätzt (Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium 1997). In diesem Beitrag soll die Sachlage aus niedersächsischer Sicht eingehend dargestellt werden.

Kohlenstoffflüsse und Kohlenstoffakkumulation in natürlichen Mooren

In Abbildung 1 sind beispielhaft die Kohlenstoffflüsse in einem natürlichen Hochmoor dargestellt (Francez und Vasander 1995). Unter einer von *Sphagnum fallax* und *Carex rostrata* dominierten Pflanzendecke werden jährlich 2740 kg C ha⁻¹ von den Pflanzen aus der Atmosphäre aufgenommen und als ab-

gestorbene Pflanzenteile der Streuschicht zugeführt. In der Streuschicht werden davon im Laufe eines Jahres ca. 890 kg C ha⁻¹ mineralisiert. 1850 kg C ha⁻¹, d. h. 68 % der Primärproduktion, gelangen in den Akrotelm-Horizont, den teilweise aeroben oberen Torfhorizont. Dort findet eine weitere Kohlenstoffmi-

neralisation von jährlich 1540 kg C ha⁻¹ statt. Lediglich 310 kg C ha⁻¹ gelangen jährlich in den Catotelm-Horizont, der unteren, anaeroben Torfschicht. Durch Methanproduktion entweichen jährlich 30 kg ha⁻¹, so dass sich letztendlich 280 kg C ha⁻¹, d. h. 10 % der Primärproduktion, langfristig im Catotelm akkumulieren.

Tabelle 1 gibt einen Literaturüberblick über die für Hoch- und Niedermoo- re beobachteten Raten der Kohlenstoffakkumulation. Sie liegen in den gemäßigten Breiten offenbar etwas höher als in den borealen Zonen und in Hochmooren etwas höher als in Niedermoo- ren. Für Hochmoore kann man etwa 350 kg

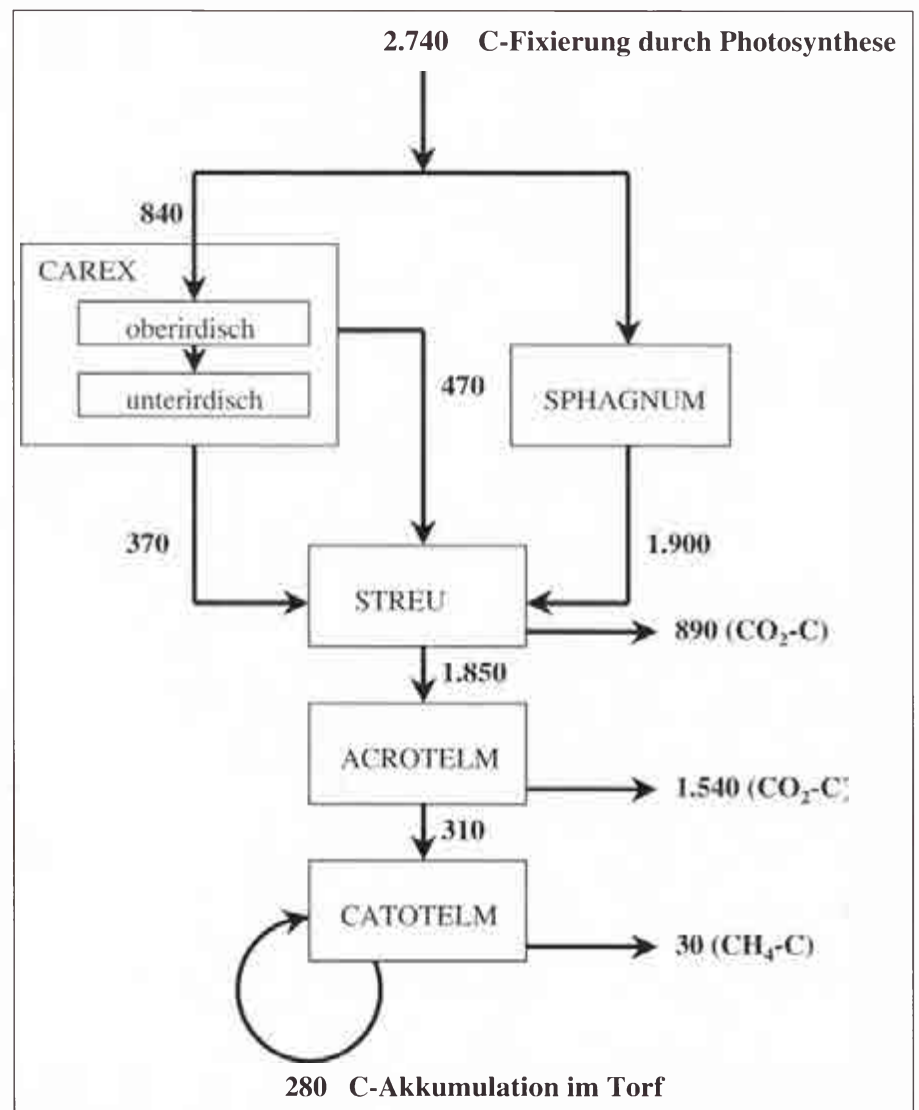


Abbildung 1: Kohlenstoffflüsse und Kohlenstoffakkumulation (kg C ha⁻¹ Jahr⁻¹) in einem natürlichen Hochmoor (Pradeaux, Französisches Zentralmassiv, 1250 m über NN) nach Francez und Vasander (1985)

Tabelle 1: Kohlenstoffakkumulation in natürlichen Mooren (Literaturzusammenstellung)

Land/Region	Kohlenstoffakkumulation [kg C ha ⁻¹ Jahr ⁻¹]	Autoren
Hochmoore		
Europe, gemäßigte Zone	350*	Zurek, 1984
USA, gemäßigte Zone	500-700	Wieder und Yarovitt, 1994
Finland, boreal	130-410 (Ø 270)	Tolonen et al., 1992
USA, boreal (Maine)	200-270 (Ø 235)	Tolonen et al., 1992
Finland, boreal	Ø 250	Silvola, 1986
Niedermoore		
Europe, gemäßigte Zone	250**	Zurek, 1984
Finland, boreal	80-250 (Ø 165)	Tolonen et al., 1992
USA, boreal (Maine)	270	Tolonen et al., 1992
Verschiedene Hoch- und Niedermoore		
gemäßigte Zone	Ø 480	Armentano & Menges, 1986
Nördliche Hemisphäre	Ø 270	Gorham, 1991

* 0,7 mm Jahr⁻¹ x 100 g l⁻¹, ** 0,5 mm Jahr⁻¹ x 100 g l⁻¹;

C ha⁻¹ Jahr⁻¹ und für Niedermoore etwa 250 kg C ha⁻¹ Jahr⁻¹ annehmen. Langzeitakkumulationsraten von über 500 kg C ha⁻¹ Jahr⁻¹ sind selten und angesichts des oben dargestellten Sachverhaltes auch nicht zu erwarten.

Kohlendioxidfreisetzung aus gedrännten Mooren

Infolge Dränung und landwirtschaftlicher Nutzung der Moore kommt es zu einer Oxidation der Torfe und zur Freisetzung

von Kohlendioxid. Auf Grünlandstandorten werden aus Niedermoor etwa 3500 kg C ha⁻¹ Jahr⁻¹ und aus Hochmoor etwa 2400 kg C ha⁻¹ Jahr⁻¹ freigesetzt (Tabelle 2). Das entspricht dem 10 fachen der jährliche Kohlenstoffakkumulation natürlicher Moore. Der Grundwasserstand hat offensichtlich nur einen untergeordneten Einfluss. Zumindestens für Verlandungsmoore mit unterliegender Mudde gilt, dass es selbst in durch Grabeneinstau wiedervernässten Mooren im Sommer zu Austrocknung und hohen CO₂-Freisetzungen kommt (Meyer, 1999). Durch intensive Düngung und Kalkung kann es zu hohen CO₂-Freisetzungen aus Hochmooren kommen (Kuntze 1992). Durch Ackernutzung, vor allem durch die wendende Bodenbearbeitung, wird die Torfmineralisation verstärkt. Aus Hochmoor werden ca. 4400 und aus Niedermoor 10600 kg C ha⁻¹ Jahr⁻¹ freigesetzt. Hierzu liegen allerdings keine direkten Messungen vor. Die Werte sind aus Beobachtungen zu jährlichen Höhenverlusten nach Abschluss der hydraulisch bedingten Sackung abgeleitet.

Tabelle 2: CO₂-Freisetzung aus gedrännten Mooren (Literaturzusammenstellung)

Land/Region	Grundwasserstand [cm u. GOK]	CO ₂ Freisetzung kg C*ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹	Autoren
Niedermoor unter Grünland			
Finnland	17-43	3140	Silvola et al. (1994a)
Kanada	25-125	1910	Glenn et al. (1993)
Deutschland (Lysimeter)	30	2800-3190	Mundel (1976)
Deutschland, Niedersachsen	30-60	4119	Meyer (1999)
Deutschland, Niedersachsen	40-100	4318	Meyer (1999)
Deutschland (Lysimeter)	120	3740-6580	Mundel (1976)
Median		3465	
Niedermoor unter Ackerland (saure bis basenreiche Niedermoore)			
Deutschland, Niedersachsen		13200 ¹	Kuntze (1973)
Deutschland, Bayern		6600-9900 ¹	Schuch (1977)
Polen		11220 ¹	Okruszko (1989)
Median		10560	
Hochmoor unter Grünland			
Finnland	15-30	1500	Silvola et al. (1994a)
Finnland	40-60	2500	Silvola (1986)
Schweden		3500	Hillebrand (1993)
Deutschland, Niedersachsen		0 - 2200 ²	Segeberg/Schröder (1952)
Deutschland, Königsmoor		4840 ²	Kuntze (1992)
Median		2350	
Hochmoor unter Ackerland			
Deutschland, Niedersachsen		4400²	Eggelsmann (1976)

¹ berechnet aus: Höhenverlust in cm Jahr⁻¹, Lagerungsdichte 150 kg m⁻³, C-Gehalt: 55 %, Anteil der Torfmineralisation an den Höhenverlusten: 80 %, (Rest-Schrumpfung)

² berechnet wie unter 1; jedoch Lagerungsdichte 100 kg m⁻³

Tabelle 3: Freisetzung klimarelevanter Gase aus Hochmooren.
Die Werte sind aus den Tabellen 1 und 2 sowie Anhang 1 und 2 abgeleitet.

Wasserregime	Landnutzung Zustand	CO ₂ ¹ kg C*ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹	Methan kg C*ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹	N ₂ O kg N*ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹	Treibhauspotential ² kg C-Äquivalente ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹
natürlich	Brache Wachstumsstadium	-403 ⁴	53,0	0,0	-276
schwach entwässert / wiedervernäßt	Brache Stillstandskomplex	0	53,0	0,0	127
stark entwässert / wiedervernäßt	Brache Degenerationsstadium	1.200	2,0	0,0	1.205
entwässert	Grünland	2.350	2,0	0,0	2.355
entwässert	Ackerland	4.400	0,0	0,0	4.400
entwässert	Torfabbau ³	13.300	3,0	1,1	13.388

1) Negative Werte bedeuten Kohlendioxidbindung durch den Boden

2) Zeithorizont 500 Jahre

3) In Niedersachsen wurden 1996 8 Mio m³ auf 30.000 ha abgebaut. Daraus ergibt sich ein Höhenverlust von 2,7 cm Jahr⁻¹. Bei einer Lagerungsdichte der Torfe von 100 g l⁻¹ und einem C-Gehalt von 50% errechnet sich der Wert für die CO₂-Freisetzung. Die Werte für Methan und N₂O gelten für die Torfverbrennung (Hillebrand, 1993).

4) Ergibt sich aus der Summe aus langfristiger Kohlenstoffakkumulation (-350) und der Kohlenstoffmenge, die zunächst der Atmosphäre als Kohlendioxid entzogen aber später als Methan wieder freigesetzt wird (-53).

Tabelle 4: Freisetzung klimarelevanter Gase aus Niedermooren.
Die Werte sind aus den Tabellen 1 und 2 sowie Anhang 1 und 2 abgeleitet.

Wasserregime	Landnutzung Zustand	CO ₂ ¹ kg C*ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹	Methan kg C*ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹	N ₂ O kg N*ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹	Treibhauspotential ² kg C-Äquivalente ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹
natürlich	Brache	-547 ³	297	0,2	180
Wachstumsstadium					
schwach entwässert / wiedervernäßt	extensive Nutzung ⁴	2.860	0	5,7	3.276
entwässert	Grünland	3.465	0	5,7	3.881
entwässert	Ackerland	10.560	0	5,7	10.976

1) Negative Werte bedeuten Kohlendioxidbindung durch den Boden

2) Zeithorizont 500 Jahre

3) Ergibt sich aus der Summe aus langfristiger Kohlenstoffakkumulation (-250) und der Kohlenstoffmenge, die zunächst der Atmosphäre als Kohlendioxid entzogen aber später als Methan wieder freigesetzt wird (-297).

4) Wert für die CO₂-Freisetzung nach Mundel (1976) für ein mittelmächtiges Niedermoor bei einem Grundwasserstand von 30 cm unter Gelände.

Freisetzung klimarelevanter Gase aus Mooren

Neben CO₂ werden weitere klimarelevante Gase, vor allem Methan und Lachgas (N₂O) aus Mooren freigesetzt. Die Ergebnisse einer Literaturübersicht sind in den Tabellen 3 und 4 dargestellt. Für eine zusammenfassende Bewertung werden die jeweiligen Gase mit einem Treibhauspotentialkoeffizienten gewichtet, der ihrer unterschiedlichen Adsorptionsfähigkeit für langwellige Strahlen und ihrer Lebensdauer Rechnung trägt (Tabelle 5, IPCC, 1996). Dieser Koeffizient hängt von dem betrachteten Zeithorizont (20, 100 oder 500 Jahre) ab. Der Koeffizient drückt das Treibhauspotential eines betrachteten klimarelevanten Gases im Verhältnis zu einer Gewichtseinheit CO₂ aus. Allein natür-

liche, wachsende Hochmoore können netto klimarelevante Gase aufnehmen (negativer Wert in Tabelle 3). In natürlichen Niedermooren wird der positive Effekt der Kohlenstoffakkumulation durch relativ hohe Methanfreisetzungen mehr als ausgeglichen, so dass hier netto, wenn auch in geringem Umfang

klimarelevante Gase emittiert werden. Der Beitrag genutzter Moore zum Treibhauspotential wird im wesentlichen durch die hohen CO₂-Emissionen bewirkt. Torfabbau trägt mit etwa 13.500 kg C-Äquivalenten pro ha Abtorfungsfläche und Jahr zum Treibhauspotential bei.

Tabelle 5: Treibhauspotentialkoeffizienten (pro Einheit Kohlenstoff oder Stickstoff) für die betrachteten klimarelevanten Gase (IPCC 1996)

klimarelevantes Gas	Treibhauspotentialkoeffizient [kg CO ₂ -C-Äquivalente]		
	20 Jahre	100 Jahre	500 Jahre
CO ₂	1	1	1
Methan [1 kg CH ₄ -C]	20,4	7,6	2,4
Lachgas [1 kg N ₂ O-N]	120	133	73

Möglichkeiten und Grenzen der Wiedervernässung

Eine Konservierung der Torfe und damit eine Reduktion der Emissionen an klimarelevanten Gasen ist nur möglich, wenn die Torfe wieder unter anaerobe Bedingungen gebracht werden. Hierzu ist eine Wiedervernässung erforderlich. Eine Wiedervernässung führt aber nicht zwangsläufig zu Torfwachstum und Kohlenstoffakkumulation. In einem Wiedervernässungsversuch auf einem nordwestdeutschen Verlandungs-Niedermoor (Dümmerregion) stellte Meyer (1999) fest, dass die CO_2 -Freisetzung der Überstau-Variante (ganzjährig 10 cm über Flur) selbst im dritten Jahr noch über der der nicht vernässten Kontrolle lag. Hinzu kam eine hohe Methanfreisetzung von bis zu $1000 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Damit muss der Überstau in dieser ersten Phase im Hinblick auf seine Klimawirksamkeit als negativ eingestuft werden. Langfristig ist zu erwarten, dass die Stoffumsetzungen im Boden zurückgehen. Wann jedoch wieder Torfwachstum erreicht wird, ist zur Zeit nicht absehbar.

Die Grabeneinstauvariante, die eine extensive landwirtschaftliche Nutzung (Mahd) zuließ, führte zu einer mittleren Anhebung des Grundwasserspiegels um 20 bis 30 cm. Dieses führt, selbst noch im 7. Versuchsjahr zu, wenn auch geringfügig, erhöhten Raten der CO_2 -Freisetzung im Vergleich zur nicht vernässten Variante. Vor allem in den Sommermonaten, wenn auch die stärkste Torfmineralisation stattfindet, ließ sich in der Einstauvariante nicht genügend Wasser in den Torfen halten, die Grundwasserstände fielen auf 50 bis 60 cm unter Flur ab.

Aktueller Beitrag niedersächsischer Moore zum Treibhauseffekt und Auswirkungen von Moorschutzprogrammen

Im Rahmen einer Vorstudie zu einem geplanten Klimaschutzprogramm des Landes Niedersachsen sollte der Beitrag niedersächsischer Moore zum Treibhauseffekt des Landes Niedersachsen und Möglichkeiten zu seiner Reduktion untersucht werden (Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium 1997). Hierzu wurden die flächenbezogenen Freisetzungsraten klimarelevanter Gase (Tabellen 3 und 4) mit den Flächen der einzelnen Nutzungen (Tabellen 6 und 7)

multipliziert. Die Gesamtfläche der Moore wurde Steffens (1996) entnommen. Die Nutzungsanteile entstammen für die Hochmoore einer Studie des Umweltministeriums (Niedersächsisches Umweltministerium 1997) und für die Niedermoore der Biotopkartierung in Niedersachsen nach Drachenfels et al. (1984). Die Emissionen des Landes Niedersachsen wurden aus den Emissionen der Bundesrepublik Deutschland (Umweltbundesamt 1997) und dem Bevölkerungsanteil von Niedersachsen an der Gesamtbevölkerung abgeleitet.

Tabelle 6: Beitrag niedersächsischer Hochmoore zum Treibhauseffekt. Aktuelle Situation und Veränderung durch Umsetzung des Niedersächsischen Hochmoorschutzprogramms Teil III (ca. 2020-2030) (Renaturierung von 70.000 ha).

Treibhauspotential in 1000 t $\text{CO}_2\text{-C}$ -Äquivalenten pro Jahr (Zeithorizont 500 Jahre)				
Landnutzung/Zustand	aktuelle Situation Fläche [ha]	Treibhaus- potential	Situation 2020-2030 Fläche [ha]	Treibhaus- potential
natürlich, naturnah	10.000	-3	40.000	-11
Stillstandskomplex			40.000	5
degeneriert oder verändert	40.000	48	10.000	12
landwirtschaftl. genutzt				
Grünland	134.100	316	114.100	269
Ackerland	11.200	49	11.200	49
Forst	21.700	51	21.700	51
Torfabbau	30.000	402	10.000	134
Gesamtfläche	247.000	863	247.000	509
Treibhauspotential der Hochmoore in % des Landes Niedersachsen		3,2		1,9

renaturierte Fläche: 70.000 ha (28 %)

Reduktion des Treibhauspotentials der Hochmoore: 41 %

Reduktion des Treibhauspotentials des Landes Niedersachsen (26.897 incl. Moore): 1,3 %

Hochmoore einschließlich des Torfabbaus setzen aktuell schätzungsweise klimarelevante Gase mit einem Treibhauspotential von 863.000 t $\text{CO}_2\text{-C}$ -Äquivalenten pro Jahr frei (Tabelle 6). Einen hohen Anteil hieran nimmt das Hochmoorgrünland, v.a. aufgrund des hohen Flächenanteils der Grünlandnutzung, und der Torfabbau ein. Die Emissionen aus Hochmooren entsprechen 3,2 % der Gesamtemissionen von Niedersachsen, vorwiegend aus energieerzeugenden Prozessen.

Nach dem Niedersächsischen Hochmoorschutzprogramm sollen in den nächsten Jahrzehnten die renaturierte Flächen auf 80.000 ha Hochmoore steigen. In Tabelle 6 wird angenommen, dass zusätzlich zu den bereits vorhandenen 10.000 ha 20.000 nach Beendigung

der Abtorfung und 20.000 ha bisher als Grünland genutzten Hochmoores renaturiert werden. Darüberhinaus wird angenommen, dass 30.000 ha degenerierten bzw. veränderten Hochmoores ökologisch aufgewertet werden. Optimistisch wird angenommen, dass sich etwa 40.000 ha natürlichen, wachsenden Hochmoores einstellen lassen und 40.000 ha im Stillstandskomplex verbleiben, d. h. ohne weitere Torfmineralisation jedoch auch ohne Torfakkumulation. Unter diesen Annahmen ließen sich die Emissionen klimarelevanter Gase

aus Hochmooren um 41 % auf 509.000 t $\text{CO}_2\text{-C}$ -Äquivalenten pro Jahr reduzieren. Bezogen auf die Gesamtemissionen des Landes Niedersachsen wäre dies eine Reduktion um 1,3 %.

Niedermoore setzen, trotz geringerer Gesamtfläche, etwas mehr klimarelevante Gase (869.000 t $\text{CO}_2\text{-C}$ -Äquivalenten pro Jahr) frei. Einen hohen Anteil hieran nehmen die landwirtschaftlich genutzten Moore ein. Die Emissionen aus Niedermooren tragen mit etwa 3,2 % zu den Emissionen des Landes Niedersachsen bei.

In Niedersachsen wird die Auflage eines Niedermoorschutzprogrammes geplant, wonach 30.000 ha in den kommenden Jahrzehnten renaturiert werden könnten. Aufgrund des hohen land-

Tabelle 7: Beitrag niedersächsischer Niedermoores zum Treibhauseffekt: Aktuelle Situation und Veränderung durch Umsetzung eines geplanten Niedersächsischen Niedermooreschutzprogramms (ca. 2020-2030) (Renaturierung von 30.000 ha). Treibhauspotential in 1000 t CO₂-C-Äquivalenten pro Jahr (Zeithorizont 500 Jahre)

Treibhauspotential in 1000 t CO ₂ -C-Äquivalenten pro Jahr (Zeithorizont 500 Jahre)				
Landnutzung/Zustand	aktuelle Situation Fläche [ha] Treibhaus- potential		Situation 2020-2030 Fläche [ha] Treibhaus- potential	
Niedermoorsumpf, Bruchwald	8.000	1	18.000	3
Feuchtwiesen und Talniederungen	19.000	62	39.000	128
Grünland	131.000	509	101.000	392
Acker	27.000	296	27.000	196
Gesamtfläche	185.100	869	185.100	819
Treibhauspotential der Hochmoore in % des Landes Niedersachsen	3,2		3,0	

renaturierte Fläche: 30.000 ha (16 %)

Reduktion des Treibhauspotentials der Niedermoores: 6 %

Reduktion des Treibhauspotentials des Landes Niedersachsen (26.897 incl. Moore): 0,2 %

wirtschaftlichen Interesses an der Acker-
nutzung wird hier angenommen, dass im
wesentlichen Niedermoorgrünland
renaturiert wird. Aufgrund der Abhän-
gigkeit der Niedermoorbildung von der
Geländetopographie wird davon ausge-
gangen, dass maximal ein Drittel der
renaturierten Fläche langfristig in wach-
sendes Niedermoor überführt werden
kann. Etwa zwei Drittel würden als
Feuchtwiesen u.U. einer extensiven land-
wirtschaftlichen Nutzung unterliegen.
Durch diese Maßnahmen würden die
Emissionen klimarelevanter Gase aus
Niedermoores um 6 % auf 819.000 t
CO₂-C-Äquivalenten pro Jahr reduziert
werden können. Die Emissionen des
Landes Niedersachsen würden sich um
0,2 % verringern.

Schlussfolgerungen

Moore tragen mit insgesamt 6,4 % nicht
unerheblich zum Treibhauspotential des
Landes Niedersachsen bei. Eine grobe
Abschätzung zeigt, dass vom Land Nie-
dersachsen geplante bzw. diskutierte
Maßnahmen der Moorrenaturierung die
Gesamtemissionen des Landes um
1,5 % reduzieren können. Dieser Bei-
trag ist gering. Andererseits ist zu be-
rücksichtigen, dass die Moorrenaturie-
rung relativ kostengünstig sein kann. Ein
hoher Anteil der Torfabbauf Flächen ist
bereits in Landesbesitz und kann durch
einmalige Maßnahmen nachhaltig wie-

dervernässt werden. Landwirtschaftlich
genutzte Flächen fallen aus der Nut-
zung und vernässen sich selbst, wenn
durch die Torfoxidation der Grundwas-
serflurabstand ständig abnimmt und
der Ausbau der Vorflut aus technischen
oder finanziellen Gründen nicht mehr
möglich ist. Darüberhinaus wirken Maß-
nahmen der Moorrenaturierung nach-
haltig. Im Gegensatz zur Aufforstung,
bei der nach etwa 50 bis 60 Jahren die
Netto-Kohlenstoffakkumulation auf-
hört, können Moore über Jahrhunderte
Kohlenstoff akkumulieren.

Literatur

- Armentano, T. V., Menges, E. S., 1986:
Patterns of change in the carbon
balance of organic-soil wetlands of
the temperate zone. J. Ecol., 74,
755-774
- Aselmann, I., Crutzen, P.J., 1990: A global
inventory of wetland distribution and
seasonality, net primary productivity
and estimated methane emissions.
In: Bouwman, A.F., Soils and the
greenhouse effect. John Wiley &
Sons Ltd, Chichester, New York, Bris-
bane, Toronto, Singapore. 441-449
- Augustin, J., 1997: Nitrous oxide emissi-
ons from different fen peatland
sites in northeast Germany (Ab-
stract). 7th International Workshop
on Nitrous Oxide Emissions. 21.-23.
April, Köln

Augustin, J., Merbach, W., 1996: Factors
controlling nitrous oxide and metha-
ne emission from minerotrophic fens
in Northeast Germany. Transactions
of the 9th Nitrogen Workshop,
Braunschweig, September 1996.
Technische Universität Braunschweig
und Bundesforschungsanstalt für
Landwirtschaft. 133-136

Bridgeham, S.D., Johnston, C.A., Pastor,
J., Updegraff, K., 1995: Potential
feedback of northern wetlands on
climate change. Bio-Science, 45, 262-
274

Clymo, R.S., Reddaway, E.J.F., 1971:
Productivity of Spagnum (bog-moss)
and peat accumulation. Hydrobio-
logia 12, 181-192

Drachenfels, O., Mey, H., Miotk, P., 1984:
Naturschutzatlas Niedersachsen.
Naturschutz und Landschaftspflege
in Niedersachsen 13, 267.

Eggelsmann, R., 1976: Peat consumption
under influence of climate, soil condi-
tion and utilization. Proc. 5th Int.
Peat Congress I, 233-247

Flessa, H., Klemisch, M., 1997: Nitrous
oxide emission from differently cul-
tivated organic soils of the Donau-
moos in southern Germany. (Ab-
stract). 7th International Workshop
on Nitrous Oxide Emissions. 21.-23.
April, Köln

Francez, A., Vasander, H., 1995: Peat
accumulation and peat decompositi-
on after human disturbance in
French and Finnish mires. Acta Oeco-
logica, 16, 599-608

Glenn, S., Heyes, A., Moore, T., 1993: Car-
bon dioxide and methane fluxes
from drained peat soils, Southern
Quebec. Global Biogeochem. Cycles,
Vol. 7 (2), 247-257

Goodroad, L.L., Keeney, D.R., 1984:
Nitrous oxide emission from forest,
marsh and prairie ecosystems. J. En-
viron. Qual., 13, 448-452

Gorham, E., 1991: Northern peatlands:
Role in the carbon cycle and proba-
ble responses to climatic warming.
Ecol. Appl., 1, 182-195

Harris, R.C., Gorham, D.I., Sebacher,
K.B., Bartlett, K.B., Flebbe, P.A., 1985:
Methane flux from northern peat-
lands. Nature, 315, 652-654

Hillebrand, K., 1993: The greenhouse
effects of peat production and use
compared with coal, oil, natural gas
and wood. VTT Tiedotteita - Med-
delanden - Research Notes 1494, Tech-
nical Research Centre of Finland, Espoo.

- Höper, H., 1999: Nitrogen and Carbon Mineralization Rates in German Agriculturally used Fenlands. In: Broll, G. (Hrsg.). Soil Ecological Processes in Wetlands of Germany (eingereicht)
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 1996: Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge
- Kuntze, H., 1973: Moore im Stoffhaushalt der Natur - Konsequenzen ihrer Nutzung. *Landschaft + Stadt*, 5, 2, 88-96
- Kuntze, H., 1992: Peat losses by liming and fertilization of peatlands used as grassland. *Proc 9th Int Peat Congress*: 306-314
- Kuntze, H., 1993: Die Renaturierung von Mooren aus geowissenschaftlicher Sicht. In: Alfred-Wegener-Stiftung (Hrsg.) *Die benutzte Erde, Ökosysteme, Rohstoffgewinnung, Herausforderungen*. Ernst & Sohn, Berlin, pp 283-291
- Lien, T., Martikainen, P., Nykänen, H., Bakken, L., 1992: Methane oxidation and methane fluxes in two drained peat soils. *Suo* 43 (4-5), 231-236
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P., Silvola, J., 1992: The effect of changing water table on methane fluxes at two Finnish mire sites. *Suo* 43 (4-5), 237-240
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P., Silvola, J., 1993: Effect of water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature*, 366, 51-53
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Lang, K., Alm, J., Silvola, J., 1994: Emissions of methane and nitrous oxide from peatland ecosystems. In: Kanninen M. und Heikinheimo P. (Hrsg.). *The Finnish research programme on climate change. Second progress report. Publications of the Academy of Finland 1/94*: 279-284
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Alm, J., Silvola, J., 1995: Changes in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. *Plant and Soil*, 168-169, 571-577
- Meyer, K., 1999: Die Flüsse der klimarelevanten Gase CO₂, CH₄ und N₂O eines nordwestdeutschen Niedermoors unter dem Einfluss der Wiedervernässung. *Göttinger Bodenkundl. Ber.* 111. 134 S.
- Mundel, G., 1976: Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren. *Arch. Acker Pflanzenbau Bodenk.*, 20, 669-679
- Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium 1997: Klimaschutzprogramm Niedersachsen – Arbeitskreis Land- und Forstwirtschaft. Entwurf eines Abschlussberichtes. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Abteilung 4
- Niedersächsisches Umweltministerium (Hrsg.) 1997: Umweltmonitoring von Zustand und Nutzung der Hochmoore - Auswertung von Satellitendaten für das Niedersächsische Moorschutzprogramm, Hannover.
- Okrusko, H., 1989: Wirkung der Bodennutzung auf die Niedermoorentwicklung. Ergebnisse eines langjährigen Feldversuches. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 30: 167-176
- Pfeiffer, E.M., 1993: Methanbildung und -emission aus Marschen und Mooren. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft*. 72, 421-424
- Schuch, M., 1977: Das Donaumoos und einige seiner gegenwärtigen Hauptprobleme. *Telma* 7: 167-173
- Segeberg, H., Schröder, D., 1952: Vorarbeiten für wasserwirtschaftliche Planungen, im besonderen im Hinblick auf die zu erwartende Senkung der Mooroberfläche. *Mitteilungen über die Arbeiten der Moor-Versuchsstation in Bremen*, 7. Bericht, 93-122
- Silvola, J., Alm, J., Almholm, U., Nykänen, H., Martikainen, P.J., 1994a: CO₂ fluxes in peatlands under varying temperature and moisture conditions. In: Kanninen, M., Heikinheimo, P., (Hrsg.). *The Finnish research programme on climate change. Second progress report. Publications of the Academy of Finland 1/94*: 273-276
- Silvola, J., Alm, J., Martikainen, P., Nykänen, H., 1994b: Temporal and spatial variation of CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in a boreal minerotrophic pine fen. In: Kanninen, M., Heikinheimo, P., (Hrsg.). *The Finnish research programme on climate change. Second progress report. Publications of the Academy of Finland 1/94*: 277-278
- Silvola, J., 1986: Carbon dioxide dynamics in mires reclaimed for forestry in eastern Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 23, 59-67
- Steffens, P., 1996: Mires and peat resources in Germany. In: Lappalainen, E., (Hrsg.), *Global Peat Resources*. International Peat Society, Jyskä, Finland. 75-78
- Svensson, B.H., 1976: Methane production in tundra peat. In: Schlegel, H.G., Gottschalk, G., Pfennig, N., Goltze, E. (Hrsg.), *Microbial production and utilization of gases (H₂, CH₄, CO)*, E. Goltze KG, Göttingen, 135-139
- Tolonen, K., Vasander, H., Damman, A.W.H., Clymo, R.S., 1992: Rate of apparent and true carbon accumulation in boreal peatlands. *Proc. 9th Int. Peat Congress, Uppsala, Sweden*, 22.-26. Juni 1992. Vol. 1, 319-333
- Tolonen, K., Turunen, J., Vasander, H., Jungner, H., 1994: Rate of carbon accumulation in boreal mires. *Publications of the Academy of Finland 1/94*: Kanninen, M., Heikinheimo, P., (Hrsg.). *The Finnish research programme on climate change. Second progress report*. 297-302
- Tschirsich, C., 1994: Untersuchungen zur Quantifizierung von Denitrifikationsverlusten aus Niedermoorböden - Dargestellt am Beispiel eines sauren Niedermoorbodens Nordwest-Deutschlands. *Dissertation am Fachbereich Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen*. 175 S.
- Umweltbundesamt, 1997: Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Ausgabe 1997. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Umweltministerium Schleswig-Holstein, 1994: CO₂-Minderungs- und Klimaschutzprogramm für Schleswig-Holstein. *Landtagsbeschluss vom 27.05.1994, Drucksache 13/1957*, Verlag Klausning & Schmidt, Kiel
- Velthoff, G.L., Oenema, O., 1993: Nitrous oxide emission from grasslands on sand, clay and peat soil in the Netherlands. In: Van Ham, J., et al. (Hrsg.): *Non-CO₂ greenhouse gases*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 439-444
- Wieder, K., Novak, M., Schell, W.R., Rhodes, T., 1994: Rates of peat accumulation over the past 200 years in five Sphagnum-dominated peatlands in the United States. *J. Paleolimnology*, 12 35-47.
- Zurek, S., 1984: Verteilung und Charakter europäischer Moore. *Telma*, 14, 113-125

Anhang 1: Methanfreisetzung aus Mooren (Literaturzusammenstellung)

Land/Region	Grundwasserstand [cm u. GOK]	Methanfreisetzung ¹ [kg C*ha ⁻¹ * Jahr ⁻¹]	Autoren
Natürliche und wiedervernäßte Hochmoore (Grünland)			
global		20	Aselmann & Crutzen (1990)
USA, gemäßigte Zone	0-10	128 (7 bis 1132)	Harriss et al. (1985)
Schweden	0-10	11	Svensson (1976)
Finnland	0	75 bis 220	Silvola et al. (1994b)
Finnland	Æ 6	84	Martikainen et al. (1992)
Finnland	5-20	53 bis 113	Martikainen et al. (1994)
Finnland	0-10	20 bis 40	Martikainen et al. (1995)
Nord-England	0	10 bis 40	Clymo & Reddaway (1971)
Nordwest Deutschland	wiedervernäßt	81	Pfeiffer (1993)
Median		53	
gedränzte Hochmoore (Grünland)			
Kanada	25-125	- 0,8 bis + 0,3	Glenn et al. (1993)
Schweden		0,8	Svensson (1976)
Finnland	10-40	2 bis 21	Martikainen et al. (1994)
Finnland	10-60	10 bis 20	Martikainen et al. (1995)
Median		2	
Natürliche und wiedervernäßte Niedermoore (Grünland)			
global		101	Aselmann & Crutzen (1990)
Schweden	0-10	228	Svensson (1976)
Finnland	3	206	Martikainen et al. (1992)
Finnland	5 - 15	135 bis 315	Martikainen et al. (1994)
Finnland	0	300	Silvola et al. (1994b)
Finnland	0-10	190 bis 480	Martikainen et al. (1995)
USA, gemäßigte Zone	0-10	450 (0,8 bis 1820)	Bridgeman et al. (1995)
Nordost Deutschland	0-10	293	Augustin et al. (1996)
Nordwest Deutschland	- 5 bis - 10	529 bis 980	Meyer (1999)
Median		297	
gedränzte Niedermoore (Grünland)			
Finnland	12 - 20	- 0,4	Lien et al. (1992)
Finnland	22	- 0,3	Martikainen et al. (1992)
Kanada	25-125	- 0,8 bis + 0,3	Glenn et al. (1993)
Finnland	30-60	- 0,5 bis + 5,0	Martikainen et al. (1992)
Nordost Deutschland	10-60	0,6 bis 3,5	Augustin et al. (1996)
Nordwest Deutschland	30-100	- 1,4 bis + 0,3	Meyer et al. (1997)
Median		0	

¹ Negative Werte bedeuten Methanaufnahme durch den Boden

Anhang 2: Lachgasfreisetzung aus Mooren (Literaturzusammenstellung)

Land/Region	Grundwasserstand [cm u. GOK]	Methanfreisetzung ¹ [kg C*ha ⁻¹ * Jahr ⁻¹]	Autoren
Natürliche und wiedervernäßte Hochmoore (Grünland und Forst)			
Finnland	0-10	0,04	Martikainen et al. (1993)
Schweden, Finnland		0,0 bis 0,2	Hillebrand (1993)
Median		0,04	
gedrängte Hochmoore (Grünland und Forst)			
Finnland	10-60	0,04	Martikainen et al. (1993)
Schweden, Finnland (Forst)		0	Hillebrand (1993)
Median		0,02	
Natürliche und wiedervernäßte Niedermoores (Grünland)			
USA, gemäßigte Zone	Überstau	0,1 bis 0,5	Goodroad & Keeney (1984)
Finnland	0-10	0,04	Martikainen et al. (1993)
Nordost Deutschland	0-10	0,6 bis 1,2	Augustin et al. 1996
Nordwest Deutschland	-5 bis -10	- 0,7 bis - 0,2	Meyer (1999)
Median		0,10	
gedrängte Niedermoores (Grünland)			
USA, gemäßigte Zone		5,7 bis 13,1	Goodroad & Keeney (1984)
Finnland	10-60	1,2 bis 1,5	Martikainen et al. (1993)
Niederlande	41	2,2 bis 13,3	Velthof & Oenema (1983)
Süd Deutschland		4,2	Flessa & Klemisch (1997)
Nordost Deutschland	20-80	0,6 bis 14,0	Augustin et al. (1996)
Nordwest Deutschland	30-70	15,0 bis 16,0	Tschirsich (1995)
Nordwest Deutschland	30-100	5,0 bis 7,0	Meyer (1999)
Median		5,7	

Anschrift der Autoren:

Dr. Heinrich Höper und
Prof. Dr. Joachim Blankenburg,
Bodentechnologisches Institut Bremen,
Niedersächsisches Landesamt für Boden-
forschung,
Friedrich-Mißler-Straße 46-50,
28211 Bremen

Tab. 2: Jährliche CH_4 -Emissionsraten verschiedener norddeutscher Niedermoore (Spannweiten mehrjähriger Fluxmessungen)

Standort (mittlerer GW-Stand; Nutzung)	CH_4 -Emissionen $\text{kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dümmer (10 cm Überstau; freie Sukzession)	497-1068
Dümmer (38 cm u. GOF; Mahd)	-1,2 bis 0,3
Dümmer (58 cm u. GOF; Mahd)	-0,4 bis -1,4
Ochsenmoor 'Phalaris' (28 cm u. GOF; Mahd)*	3,2
Ochsenmoor 'Carex' (35 cm u. GOF; Mahd)*	2,4
Ochsenmoor 'Alnus' (46 cm u. GOF)*	-0,2
**Paulinenaue Mähnutzung	-0,2 bis 3,3
**Paulinenaue Weidenutzung	0,2 bis 21
**Heinrichswalde (0-10 cm u. GOF; freie Sukzession)	239-521
**Heinrichswalde (60 cm u. GOF; Mahd)	1,3-2,4
**Heinrichswalde (10-40 cm u. GOF; Mahd)	6,5-18,3

* nur Ergebnisse 1997; **Vergleichsdaten von Augustin et al. (1998a, 1998b)

Hier wurden in den ersten Jahren der Überstauung bis zu $1068 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ freigesetzt. Diese Ergebnisse, wie auch die sehr hohe CO_2 -Freisetzung (vgl. Tabelle 1), verdeutlichen, dass bei der Zielsetzung Initiierung neuen Torfwachstums auf vorher entwässerten Moorflächen zunächst hohe Emissionen klimarelevanter Spurengase in Form von CO_2 und CH_4 zu erwarten sind.

Lachgas

Bei der Nitrifikation, der mikrobiellen Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat, und der Denitrifikation, der mikrobiellen Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff unter anaeroben Bedingungen, kann Lachgas gebildet werden. Die Rate der N_2O -Bildung in Niedermooren ist neben dem Grad der Wassersättigung stark vom Trophiegrad der Moore abhängig.

Die in Tabelle 3 dargestellten Spannweiten jährlicher N_2O -Emissionen verschiedener Niedermoore reichen von einer Netto- N_2O -Aufnahme (maximal $0,72 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) bei permanentem Überstau bis zu einer Netto- N_2O -Emission von $11,4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei Weidenutzung. Vollständige Wiedervernässung, das heißt dauerhafte Überstauung bewirkt einen drastischen Rückgang der N_2O -Emissionen.

Maßnahmen der Wiedervernässung, die noch eine extensive landwirtschaftliche Nutzung zulassen, führen, im Vergleich mit entwässerten Mooren, zu einem Anstieg der N_2O -Emissionen (vgl. Ergebnisse 'Dümmer'). Weidenutzung führt gegenüber der Mähnutzung zu

einem Anstieg der flächenbezogenen N_2O -Emissionen (Standort Paulinenaue, Augustin et al., 1998a). Als Ursache sind die Harnauscheidungen der Weidetiere zu nennen.

Besonderen Einfluss auf die N_2O -Emissionen haben neben dem Vernässungs- bzw. Entwässerungszustand der Moore vor allem der Jahresverlauf der Witterung. Nach Perioden mit Bodenfrost und Wiederauftauen des Bodens wurden häufig starke Emissionsereignisse festgestellt.

Der Einfluss der Vegetation auf die N_2O -Freisetzung kann anhand der bislang vorliegenden Ergebnisse noch nicht abschließend bewertet werden, auffallend ist jedoch, dass in einem Erlenwald ('Ochsenmoor') trotz sehr hoher Nitratgehalte im Boden (zeitweise über 200 kg

$\text{NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) nur geringe N_2O -Emissionen feststellbar waren. Deutliche höhere N_2O -Abgaben bis zu $25 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ fand Mogge (1995) in einem Erlenbruchwald der Bornhöveder Seenkette.

Empfehlungen für die Gestaltung von Maßnahmen zur Minderung klimawirksamer Emissionen

Die Spurengasemission aus Böden ist das Resultat einer Vielzahl biologischer Prozesse. Maßnahmen, die eine Minderung der gasförmigen N-Freisetzung bewirken, können auf Prozesse, die der Methanproduktion zugrunde liegen, fördernd wirken. Empfehlungen zur Reduktion der Freisetzung einzelner klimatisch wirksamer Gase können daher durchaus die Gesamt-Klimabilanz verschlechtern. Als Beispiel sei der positive Effekt von Entwässerungsmaßnahmen auf die Senkenfunktion von Niedermooren für atmosphärisches Methan genannt.

Ausgehend von den vorliegenden Untersuchungsergebnissen können zusammenfassend folgende Empfehlungen zur Minderung der Emission klimarelevanter Gase gegeben werden:

Lachgas:

- dauerhafte Überflutung ohne Wechselfeuchte führt zu einer drastischen Emissionsminderung
- durch winterlichem Überstau können Emissionsspitzen nach Frost-Tau-Zyklen verhindert werden
- Nutzung als Wiese kann gegenüber der Weidenutzung die flächenbezogene N_2O -Emission mindern

Tab. 3: Jährliche N_2O -Emissionsraten verschiedener norddeutscher Niedermoore (Spannweiten mehrjähriger Fluxmessungen)

Standort (mittlerer GW-Stand; Nutzung)	N_2O -Emissionen $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dümmer (10 cm Überstau; freie Sukzession)	-0,16 bis -0,72
Dümmer (38 cm u. GOF; Mahd)	5,8-7,0
Dümmer (58 cm u. GOF; Mahd)	4,9-5,1
Ochsenmoor 'Phalaris' (28 cm u. GOF; Mahd)*	8,8
Ochsenmoor 'Carex' (35 cm u. GOF; Mahd)*	2,5
Ochsenmoor 'Alnus' (46 cm u. GOF)*	2,0
**Paulinenaue Mähnutzung	1,2-1,9
**Paulinenaue Weidenutzung	4,8-11,4
**Heinrichswalde (0-10 cm u. GOF; freie Sukzession)	0,1-0,2
**Heinrichswalde (60 cm u. GOF; Mahd)	0,3-0,7
**Heinrichswalde (10-40 cm u. GOF; Mahd)	0,1-0,7

* nur Ergebnisse 1997; **Vergleichsdaten von Augustin et al. (1998a, 1998b)

■ N-Düngung sollte vermieden werden; eine verhaltene N-Düngung als Startgabe im Frühjahr bewirkt jedoch nur einen unwesentlichen Emissionsanstieg (Augustin, 1998b)

■ die Förderung der N-Mineralisation durch Grünlandumbruch sollte vermieden werden

■ weitgehend ungestörte Moore gilt es vor Entwässerung zu bewahren

Methan:

■ es besteht *keine Möglichkeit* der Emissionsminderung; werden Moore wiedervernässt, wird zwangsläufig die CH_4 -Emission in Abhängigkeit von der Mächtigkeit anaerober Schichten ansteigen

■ in den ersten Jahren einer Überstauung ist mit einem überproportionalen Anstieg der Emission zu rechnen, welche die CH_4 -Emission ungestörter Moore weit übertrifft

Kohlendioxid:

■ nur durch *permanenten* Überstau, v.a. während der Vegetationsperiode, lassen sich die CO_2 -Emissionen mindern. Eine landwirtschaftliche Nutzung ist dann i.d.R. nicht mehr möglich. Grabeneinstau unter Flur reicht aufgrund der geringen Wasserleitfähigkeit der Torfe und der unterliegenden Mudden nicht aus, um während der Vegetationsperiode Wasserstände aufrechtzuerhalten, die für eine Konservierung der Torfe ausreichen.

■ auch nach vollständiger Vernässung ist nicht sofort mit einem Rückgang der CO_2 -Emissionen zu rechnen; erst langfristig angelegte Überstaumaßnahmen lassen eine Torfkonservierung bis hin zu möglichem Torfwachstum, und damit Kohlenstoffbindung der Niedermoore erwarten.

Um die klimawirksamen Emissionen langfristig zu mindern, müssen Niedermoore dauerhaft, mit dem Ziel der Initiierung neuen Torfwachstums, vernässt werden. Nur durch diese Maßnahme kann die Senkenfunktion für Kohlenstoff und Stickstoff im Landschaftshaushalt reaktiviert werden.

Abschätzung der klimatischen Relevanz von Vernässungsmaßnahmen und Bedeutung für die Klimabilanz Deutschlands

Die vorliegenden Ergebnisse aus *in situ*

Messungen der Spurengasdynamik ermöglichen die Abschätzung der klimatischen Relevanz von Maßnahmen der Niedermoor-Wiedervernässung. In Tabelle 4 wird unter Verwendung der Daten aus den Tabellen 1 bis 3 sowie von Literaturdaten, insbesondere zur CO_2 -Festlegung und CH_4 -Freisetzung in natürlichen Mooren, und Berücksichtigung der spezifischen Treibhauspotentialkoeffizienten (Berücksichtigung der unterschiedlichen Strahlungsabsorption und unterschiedlichen Lebensdauer der Gase im Vergleich mit CO_2) die klimatische Relevanz abgeschätzt. Es wird hierbei von drei Vernässungskategorien ausgegangen: ständig vernässte / überstaute Standorte, vernässte Standorte auf denen noch eine Nutzung des Grünlands möglich ist, sowie entwässerte Standorte. In Tabelle 4 fällt zunächst auf, dass auch natürliche Niedermoore eine positive Klimabilanz aufweisen können, das heißt auch wachsende Niedermoore können zum Treibhauseffekt beitragen. Zunehmende Entwässerung bewirkt aber eine starke Zunahme der summarischen Klimawirkung. Die großen Spannebenen der summarischen Klimawirkungen innerhalb einer Vernässungskategorie machen jedoch deutlich, dass Maßnahmen des Moorschutzes standortindividuell unterschiedlich auf die Klimabilanz wirken, und daher für exakte Aussagen auch an jedem Standort zu überprüfen sind.

Die Niedermoore machen mit 1.060.300 ha etwa 3 % der Landesfläche Deutschlands aus. Etwa 80 % der Niedermoorflächen verteilen sich auf die norddeutschen Bundesländer (Steffens, 1996). Um die summarische Klimawirkung unterschiedlich vernässter Nieder-

moore in Deutschland abschätzen zu können, wurden anhand von Daten zur Nutzung und zum Entwässerungsgrad der Niedermoore in Niedersachsen (Drachenfels et al., 1984) und Schleswig-Holstein (Trepel, 1996) die Flächenanteile unterschiedlich stark entwässerter Niedermoore auf Bundesebene geschätzt.

Entsprechend der in Tabelle 4 angenommenen Kategorien ergeben sich für die deutschen Niedermoore Flächenanteile von 5 % nicht entwässerter, 20 % mäßig entwässerter und 75 % stark entwässerter Moore. Diese Verteilung soll Grundlage für die Abschätzung der Auswirkungen von zwei Szenarien sein. In Szenario 1 wird von einer Vernässung von etwa 106.000 ha entsprechend 10 % bisher stark entwässerter Niedermoore ausgegangen. Da in Abhängigkeit der Geländetopographie Wiedervernässungsmaßnahmen nur in Teilgebieten eine vollständige Vernässung (Überstauung) erwarten lassen, wird in den Szenarien davon ausgegangen, dass sich bei Vernässung von 10 % der Fläche der Anteil mäßig entwässerter Moore um 8 %, und derjenige nicht entwässerter Moore um 2 % erhöhen wird. In Szenario 2 wird bei gleicher Vorgehensweise eine Vernässung von 20 %, entsprechend 212.060 ha, angenommen.

Eine Grobabschätzung der gegenwärtigen Relevanz deutscher Niedermoore als Quelle klimarelevanter Spurengase, sowie anzunehmende Veränderungen bei Vernässungsmaßnahmen entsprechend der Szenarien 1 und 2 wurde auf Grundlage der in Tabelle 4 dargestellten Daten durchgeführt. Zur Berechnung wurden die gemittelten Nettoemissionsraten herangezogen. Vernässungsmaßnahmen bewirken eine

Tab. 4: Abschätzung der klimatischen Relevanz von Niedermoorvernässungsmaßnahmen (Datengrundlage: Emissionsmessungen in Norddeutschland, Literaturdaten)

	überstaut / ständig vernässt	vernässt (GW ca. 30 cm)	entwässert (GW > 50 cm)
klimarel. Gas	klimatische Wirkung [kg CO_2 -C-Äquivalente]		
CO_2 -C	-140 ¹ bis -480 ²	3849 bis 4787	4120 bis 6700 ⁴
CH_4 -C	456 ³ bis 1193	-3 bis 44	-3 bis 8
N_2O -N	-15 bis 58	7 bis 832	22 bis 372
summarische Klimawirkung	-39 bis 1111	3853 bis 5663	4139 bis 7080

¹ Tolonen und Vasander (1992); ² Armentano und Menges (1986); ³ Martikainen et al. (1995);

⁴ Mundel (1976); Treibhauspotentialkoeffizienten nach IPCC (1996) bezogen auf 500 Jahre (langfristig) umgerechnet auf 1 kg C bzw. N : CH_4 : Faktor 2,4 ; N_2O : Faktor 73

signifikante Minderung der CO₂-Emissionen. Durch den zunehmenden Anteil nicht entwässerter und mäßig entwässerter Flächen ist jedoch mit steigenden CH₄- und N₂O-Emissionen zu rechnen. Die Gesamtwirkung ist dennoch positiv: Die klimawirksamen Emissionen könnten bei 10 % Vernässung um 3,3 % (180.000 t CO₂-C Äquivalente), und bei 20 % Vernässung um 6,5 % (359.000 t CO₂-C Äquivalente) gegenüber der derzeitigen Situation vermindert werden.

Maßnahmen des Moorschutzes könnten also signifikant zu einer Minderung der klimawirksamen Emissionen aus Niedermooren beitragen. Um jedoch die Bedeutung der Niedermoore für die Gesamtklimabilanz Deutschlands beurteilen zu können, müssen die Anteile der Spurengasemission aus Niedermooren in Beziehung zu den Gesamtemissionen (UBA, 1997), das heißt die Freisetzung klimarelevanter Spurengase aller Sektoren, gesetzt werden.

Der Anteil der Niedermoore an der klimatisch wirksamen Gesamtemission liegt im gegenwärtigen Zustand bei 2,10 % der freigesetzten CO₂-C-Äquivalente. Durch Wiedervernässung kann dieser Anteil auf 2,03 % (10 % Vernässung), bzw. 1,96 % (20 % Vernässung) reduziert werden. Vorbehaltlich aller Unsicherheiten der vorliegenden Hochrechnungen kann damit also festgestellt werden, dass die Niedermoore bezogen auf die Bundesrepublik nur einen geringen Einfluss auf die Gesamtklimabilanz haben.

Dieses Ergebnis kann aber keinesfalls auf Länder mit geringerem Industrialisierungsgrad übertragen werden. Hier sei insbesondere auf die moorreichen Länder des Baltikums und Osteuropas hingewiesen, in denen die Moore als Quelle und Senke klimarelevanter Spurengase einen höheren Stellenwert haben. Weiterhin ist auch in moorreichen Bundesländern (z.B. Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Niedersachsen) von einer größeren regionalen Relevanz auszugehen.

Literatur

- Armentano, T.V. und Menges, E.S. (1986): Patterns of change in the carbon balance of organic soil wetlands of the temperate zone. *J. Ecol.* 74: 755-774
- Augustin, J., Merbach, W. und Rogasik, J. (1998a): Factors influencing nitrous oxide and methane emissions from minerotrophic fens in northeast Germany. *Biol. Fert. Soils* 28: 1-4
- Augustin, J., Merbach, W., Steffens, L. und Snelinski, B. (1998b): Nitrous oxide fluxes of disturbed minerotrophic peatlands. *Agribiol. Res.* 51: 47-57
- Drachenfels, O., Mey, H. und Miotk, P. (1984): Naturschutzatlas Niedersachsen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 13: 267 S.
- IPCC (1996): Climate Change 1995. The science of climate change. Contribution of working group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. University Press, Cambridge.
- Kuntze, H. (1993): Niedermoore als Senke und Quelle für Kohlenstoff und Stickstoff. *Wasser & Boden* 9: 699-702
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Alm, J. und Silvola, J. (1995): Changes in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. *Plant and Soil* 168: 571-577
- Mogge, B. (1995): N₂O-Emissionen und Denitrifikationsabgaben von Böden einer Jungmoränenlandschaft in Schleswig-Holstein. *Ecosys – Beiträge zur Ökosystemforschung* 9: 1-94
- Mundel, G. (1976): Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren. *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk.* 20: 669-679
- Steffens, P. (1996): Mires and peat resources in Germany. In Lappalainen E. [Hrsg.]: Global peat resources. International Peat Society. Jyskä, Finnland: 75-78
- Tolonen, K., Vasander, H., Damman, A.W.H. und Clymo, R.S. (1992): Rate of apparent and true carbon accumulation in boreal peatlands. Proceedings of the 9th International Peat Congress, Uppsala, Sweden: 319-333
- Trepel, M. (1996): Niedermoore in Schleswig-Holstein – Gegenwärtiger Zustand und Entwicklungsmöglichkeiten Projektzentrum Ökosystemforschung, Universität Kiel: 74 S.
- UBA (1997): Daten zur Umwelt 1997. Erich Schmidt Verlag, Berlin

Die diesem Beitrag zugrunde liegenden Untersuchungen wurden im Bodentechnologischen Institut Bremen des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung durchgeführt und durch das BMBF im Rahmen des Verbundvorhabens 'Ökosystemmanagement für Niedermoore' gefördert.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Knut Meyer
 Geriess Ingenieure
 Büro für Standorterkundung GmbH
 Weender Str. 87
 37073 Göttingen
 mail: meyer@geriess.de

NNA-Berichte*

Band 2 (1989)

Heft 2: 1. Adventskolloquium der NNA · 56 Seiten

Band 3 (1990)

Heft 1: Obstbäume in der Landschaft/ Alte Haustierrassen im Norddeutschen Raum · 50 Seiten

Heft 3: Naturschutzforschung in Deutschland · 176 Seiten

Band 5 (1992)

Heft 1: Ziele des Naturschutzes – Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte · 88 Seiten

Heft 2: Naturschutzkonzepte für das Europareservat Dümmer – aktueller Forschungsstand und Perspektiven · 72 Seiten

Heft 3: Naturorientierte Abwasserbehandlung · 66 Seiten

Band 6 (1993)

Heft 1: Landschaftsästhetik – eine Aufgabe für den Naturschutz? · 48 Seiten

Heft 2: „Ranger“ in Schutzgebieten – Ehrenamt oder staatliche Aufgabe? · 114 Seiten

Heft 3: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege · 80 Seiten

Band 7 (1994)

Heft 1: Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung · 114 Seiten

Heft 2: Entwicklung der Moore · 104 Seiten

Heft 3: Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz · 159 Seiten

Heft 4: Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung · 80 Seiten

Band 8 (1995)

Heft 1: Abwasserentsorgung im ländlichen Raum · 68 Seiten

Heft 2: Regeneration und Schutz von Feuchtgrünland · 129 Seiten

Band 9 (1996)

Heft 1: Leitart Birkhuhn – Naturschutz auf militärischen Übungsflächen · 130 Seiten

Heft 2: Flächenstilllegung und Extensivierung in der Agrarlandschaft – Auswirkungen auf die Agrarbiozönose · 73 Seiten

Heft 3: Standortplanung von Windenergieanlagen unter Berücksichtigung von Naturschutzaspekten · 54 Seiten

Band 10 (1997)

Heft 1: Perspektiven im Naturschutz · 71 Seiten

Heft 2: Forstliche Generhaltung und Naturschutz · 57 Seiten

Heft 3: Bewerten im Naturschutz · 124 Seiten

Heft 4: Stickstoffminderungsprogramm · 52 Seiten

Heft 5: Feuereinsatz im Naturschutz · 181 Seiten

Band 11 (1998)

Heft 1: Fließgewässer – Schutz und Entwicklung · 148 Seiten

Heft 2: Gipskarstlandschaft Südharz – aktuelle Forschungsergebnisse und Perspektiven · 208 Seiten

Heft 3: Lehr-, Lern- und Erlebnispfade im Naturschutz · 73 Seiten

Band 12 (1999)

Heft 1: Umweltbildung – den Möglichkeitssinn wecken · 58 Seiten

Heft 2: Fachliche Konzepte für die Naturschutzpraxis · 154 Seiten

Heft 3: Vögel in der Kulturlandschaft · 184 Seiten

Heft 4: Agenda 21 – leicht gemacht · 104 Seiten

Band 13 (2000)

Heft 1: Grundlagen und Rahmenbedingungen für die Umsetzung der Fortbildungsverordnung „Geprüfte/r Natur- und Landschaftspfleger/in“ · 142 Seiten

Heft 2: Klimaveränderungen und Naturschutz · 120 Seiten

***Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung.
Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben.**