

Vegetationsökologische Untersuchungen in einem Erlenbruchwald im nördlichen Münsterland - 25 Jahre im Vergleich

Peter Janiesch, Oldenburg

Zusammenfassung

Es wurden vegetationsökologische Untersuchungen in einem Erlenbruchwald im Vergleich der Jahre 1977 und 2002 im nördlichen Münsterland durchgeführt. Sowohl in der Vegetation als auch in den Böden konnten Veränderungen nachgewiesen werden. Durch die fortschreitende Dränierung, verbunden mit einer hohen Stickstoffmineralisationsrate, sind die Niedermoorböden weitgehend zerstört worden. Während 1977 Ammonium die Hauptstickstoffquelle für die Pflanzen war, ist es 2002 Nitrat. Die Volumengewichte der Böden nahmen im Durchschnitt um 50 % zu. Dies hat zu einem starken Wandel der floristischen Zusammensetzung geführt. Alle typischen Bruchwaldarten sind verschwunden. Neben *Alnus glutinosa* bildet heute *Fraxinus excelsior* einen dichten Bestand.

1 Einleitung

Die Stabilität von Ökosystemen wird von einer Vielzahl komplexer Zusammenhänge bestimmt. Jede Pflanzengesellschaft ist dabei von für sie spezifischen Standortfaktoren wie Grundwasserstand, Nährstoffversorgung, Allgemein- und Mikroklima u.a. abhängig. Insbesondere Erlenbruchwaldgesellschaften wachsen auf Böden mit einem hohen Grundwasserstand (JANIESCH, 1991; DÖRING-MEDERAKE, 1991; POTT, 1995, MAST, 1999; BRAND 2000).

Ursprünglich waren in der Naturlandschaft Westfalens Au- und Bruchwälder in den Niederungen und an Flussläufen weit verbreitet. Mit der Entwicklung der Kulturlandschaft wurden diese Wälder zunächst durch Entwässerung in Grünland umgewandelt und nach der Zerstörung der Niedermoorböden durch Mineralisation auch als Äcker genutzt. Während der Grünlandanteil im vorletzten Jahrhundert noch einen Anteil von 65 % einnahm, ist er heute auf ca. 15 % abgesunken. In gleichem Maße nahm der Ackeranteil zu. In der intensiv genutzten Agrarlandschaft nehmen in Norddeutschland die von Entwässerung bedrohten Feuchtwälder heute nur noch ca. 0,1 % ihrer ehemaligen Fläche ein (DRACHENFELS et al., 1984; SUCCOW, 1988). Besonders betroffen von dieser Entwicklung sind die natürlichen Waldgesellschaften auf Niedermoortorf, die Erlenbruchwälder. Sie sind in ihrer Entwicklung und Erhaltung von hohen Grundwasserständen abhängig. Werden sie entwässert, zerstören sich diese Böden durch Mineralisationsvorgänge sehr schnell (JANIESCH, 1991, 1997). Im Zeitraum von 1974 bis 1980 wurden im nordwestdeutschen Flachland von uns eine Reihe von Erlen- und Birkenbruchwäldern untersucht (JANIESCH, 1978). Im Verlauf des Jahres 2002 wurde an einem Erlenbruchwald im nördlichen Münsterland eine erneute vegetationsökologische

Untersuchung vorgenommen, um Veränderungen zu registrieren, die in den letzten 25 Jahren abgelaufen sind. Derartige Untersuchungen ermöglichen es, die schrittweise Umwandlung und Zerstörung einer Pflanzengesellschaft zu verfolgen und Grundlagen für die Regeneration zu erarbeiten. Neben der floristischen Kartierung wurden dabei besonders nährstoffökologische Methoden wie die Bestimmung der Netto-Stickstoff-Mineralisation angewandt.

2 Material und Methoden

Die untersuchten Probestellen

Neben einer vegetationskundlichen Kartierung fanden an drei Probestellen nährstoffökologische Untersuchungen statt. Es stand eine alte vegetationskundliche Arbeitskarte aus dem Jahr 1977 (JANIESCH, unveröffentlicht) zur Verfügung. Die damaligen Probestellen waren dauerhaft markiert, wurden 2002 mittels GPS vermessen und es wurde eine aktuelle Vegetationskarte erstellt.

Probestellen 2002

- Anmoorige feuchte Böden mit *Carex elata*-Dominanz
- Wechselfeuchte / trockene Böden mit *Carex remota*
- Trockene Böden mit *Rubus fruticosus* agg.

Bestimmung des Wassergehaltes und des Volumengewichtes

Der Wassergehalt wurde durch Trocknung über 48 Stunden bei 105 °C ermittelt. Die Volumenproben wurden mit genormten Stechzylindern von jeweils 100 cm³ entnommen.

Bestimmung der aktuellen Ammonium- und Nitratgehalte

Aus frischen Bodenproben wurde das Ammonium und Nitrat nach Extraktion mit 1 N KAl(SO₄)₂-Lösung im Destillationsverfahren (GERLACH, 1973, 1978; JANIESCH, 1978, 1997) bestimmt.

Bestimmung der Netto-Stickstoff-Mineralisation

Der Stickstoffumsatz in den Böden wurde durch Standortbebrütung ermittelt. Dazu wurden an den einzelnen Probestellen Bodenproben in Polyäthylenbeuteln verschlossen und in den entsprechenden Bodentiefen am Standort gelagert. Die Proben wurden 8 Wochen gelagert und der Ammonium- und Nitratgehalt bestimmt. Es wurden jeweils so viele Proben gelagert, dass sich die Lagerungen in einem Abstand von vier Wochen überschneiden. Aus zwei unabhängigen Probeserien und mit jeweils drei Parallelen wurden Mittelwerte bestimmt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Die vegetationskundlichen Veränderungen

Die in der Agrarlandschaft des nördlichen Münsterlandes gelegenen Erlenbruchwälder wiesen in den Randbereichen durch das Vorkommen von *Rubus*-Beständen bereits vor 25 Jahren deutliche Spuren einer beginnenden Austrocknung auf. Sie ließen sich jedoch noch als *Carici elongatae* – *Alnetum* (POTT, 1995) charakterisieren. Der untersuchte Wald war offensichtlich, wie der mit *Carex elata* bestandene mittlere Teil des Waldes

ausweist, aus einer Verlandung entstanden, die sich entlang eines Kleingewässers oder Grabens ausgebildet hatte. Die preußische Landesaufnahme aus dem Jahr 1919 wies für diesen Bereich noch ausgedehnte Wälder und Auen entlang der Ems und des Gellenbachs aus. Im Jahr 1974, zu Beginn der ersten Untersuchungen, waren die Wälder bereits verinselt in die Agrarlandschaft eingestreut. Der untersuchte Wald ließ sich zu dem Zeitpunkt in drei voneinander differenzierbare Teile gliedern. Der feuchteste Bereich war durch *Carex elata* Bulte gekennzeichnet, der zweite Bereich stellte ein typisches *Carici elongatae* - *Alnetum* dar, in dem Feuchtigkeitszeiger vertreten waren, während der dritte Bereich schon erste Anzeichen einer Austrocknung zeigte (Tab. 1).

Tab.1: Vegetationszusammensetzung an drei Probestellen eines Erlenbruchwaldes im Vergleich der Jahre 1977 und 2002

	Probestellen					
	1		2		3	
	1977	2002	1977	2002	1977	2002
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	3	2	4	4	4	4
<i>Fraxinus excelsior</i> L. Klg.			+		+	
<i>Fraxinus excelsior</i> L.				4		3
<i>Carex elata</i> All.	5	4				
<i>Carex elongata</i> L.			3		1	
<i>Carex remota</i> L.			1	+	2	
<i>Rubus caesius</i> L.			2		3	
<i>Rubus idaeus</i> L.			+		1	
<i>Lonicera periclymenum</i> L.			1	+	1	+
<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) H.P. Fuchs			+	+	+	
<i>Impatiens parviflora</i> D.C.			+		+	
<i>Solanum dulcamara</i> L.			+			
<i>Rubus fruticosus</i> agg.				+		3
<i>Poa trivialis</i> L.			+	1	+	
<i>Geranium robertianum</i> L.					+	
<i>Viola palustris</i> L.					+	
<i>Sorbus aucuparia</i> L.					+	
<i>Valeriana dioica</i> L.					+	
<i>Lycopus europaeus</i> L.					+	
<i>Juncus conglomeratus</i> L.					+	
<i>Urtica dioica</i> L.				2	+	3

Die erneute Aufnahme des Waldes im Jahr 2002 dokumentiert, wie weit die Zerstörung des ursprünglichen Erlenbruchwaldes vorangeschritten ist. Während im Jahr 1977 nur vereinzelt Keimlinge von *Fraxinus excelsior* zu beobachten waren, sind jetzt weite Teile des Waldes mit *Fraxinus excelsior* durchsetzt. Die Stämme wiesen im Durchschnitt einen Umfang von 10 bis 40 cm auf und ragen in das untere Kronendach der Erle. Im ehemals feuchteren Bereich sind die *Carex elata* Bulte auf einen kleinen Raum zusammengeschrumpft, die Pflanzen setzen jedoch keine Fruchtstände mehr an. Im Bereich zwei sind fast alle Feuchtigkeitszeiger verschwunden. *Carex remota* und *Poa trivialis*

waren noch an einigen Stellen flächenhaft vorhanden, *Carex elongata* fehlte ganz. Der dritte Bereich ist mittlerweile vollständig von *Rubus fruticosus* agg. überwuchert und zeigt in den Sommermonaten nur eine spärliche Vegetationsbedeckung mit weiteren Arten.

Noch deutlicher lassen sich die Veränderungen an Hand einer Vegetationsskizze erkennen, in der die Ausdehnung der drei untersuchten Bereiche von 1977 und 2002 dokumentiert ist (Abb. 1).

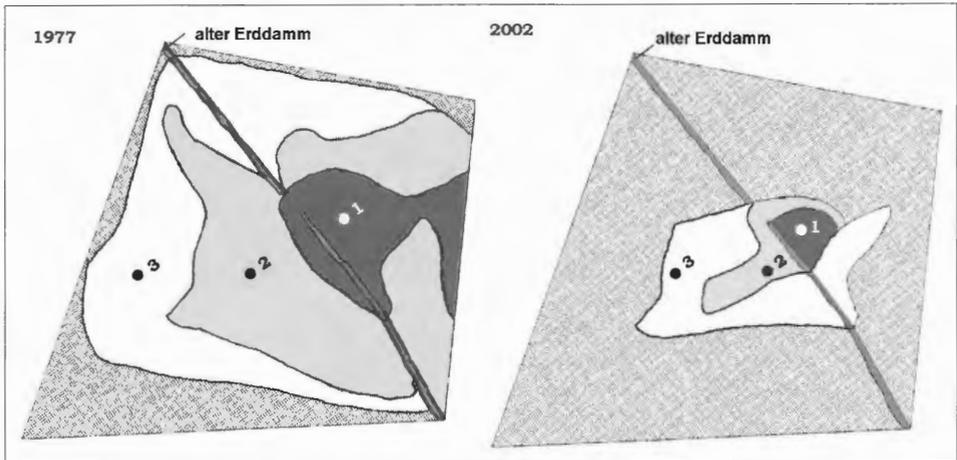


Abb. 1: Vegetationsskizze eines Erlenbruchwaldes 1977 und 2002 (Vegetationsgliederung siehe Tab. 1, schraffierte Bereiche = *Rubus fruticosus* agg.-Dominanzbestände)

3.2 Die allgemeinen Boden- und Wasserverhältnisse

Als azonale Gesellschaften weisen Erlenbruchwälder einen hohen Grundwasserstand auf, der nur in den Sommermonaten leicht absinken kann. Während dies für die Bereiche 1 und 2 in den Jahren 1974-1978 noch erfüllt war (Abb. 2), wurden im Jahr 2002 in allen Bereichen keine hohen Wassersättigungen mehr erreicht. An allen drei Probestellen ließen sich deutlich geringere Bodenwassergehalte feststellen, was auf ein deutliches Absinken der Grundwasserstände zurückzuführen war. An der Probestelle 1 kam es nur in den Frühjahrsmonaten kurzfristig zu einer Wassersättigung des Bodens, sie sank im Juli auf Werte bis 55 % ab. Im gleichen Zeitraum 1977 waren es 79 %. Die geringsten Wassersättigungen wurden in 2002 an der Probestelle 3 mit 46 % im Gegensatz zu 61 % in 1977 gefunden (Abb. 2).

In keinen der im Jahr 2002 untersuchten Probestellen konnten somit für Erlenbruchwälder typische Verläufe der Wassergehalte in den Böden festgestellt werden.

Zur weiteren Charakterisierung der Probestellen wurde die Lagerungsdichte ermittelt. Sie gibt Aufschluss darüber, wie weit der Vererdungsprozeß in den Niedermoorböden vorangeschritten ist. Während typische Niedermoorböden Lagerungsdichten aufweisen, die deutlich unter 500 g pro 1000 cm³ liegen, deuten höhere Lagerungsdichten auf einen zunehmenden Vererdungsprozess hin.

An allen Probestellen ist der Vererdungsprozess deutlich nachweisbar (Abb. 3). An der Probestelle 1 stieg die Lagerungsdichte im Verlauf von 25 Jahren von 338 g auf 541 g

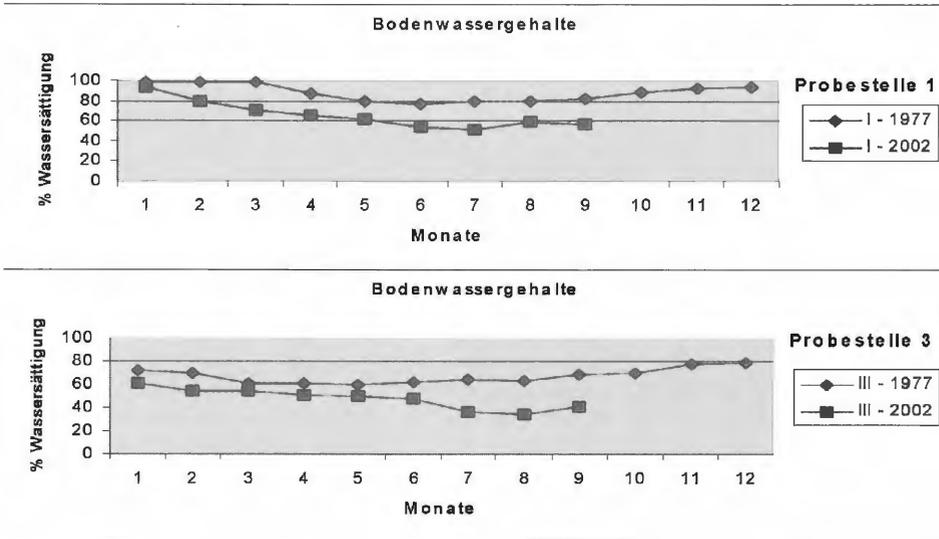


Abb. 2: Wassergehalte in % der maximalen Wassersättigung in den Böden eines Erlenbruchwaldes an den Probstellen 1 und 3 im Vergleich der Jahre 1977 und 2002

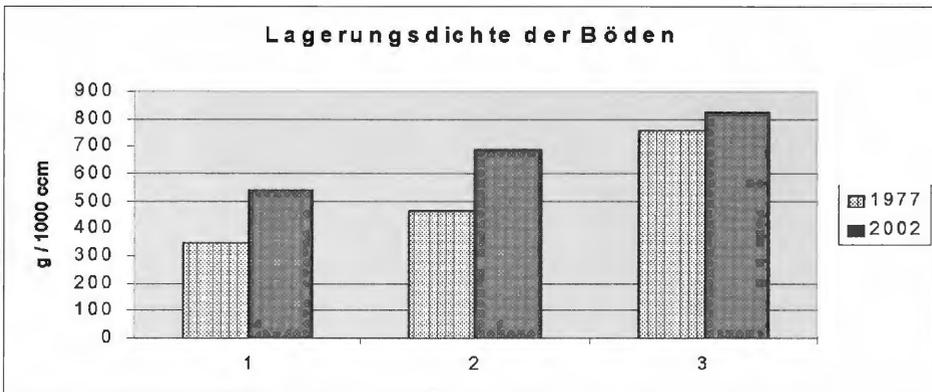


Abb. 3: Lagerungsdichte der Böden an drei Probstellen eines Erlenbruchwaldes in den Jahren 1977 und 2002 (Angaben in g pro 1000 cm³ Trockenboden).

an. Noch stärker ist der Vererdungsprozess an der Probestelle 2 vorangeschritten. Hier stieg die Lagerungsdichte von 461 g auf 685 g. Selbst an der Probestelle 3 ist ein weiterer, wenn auch langsamerer Abbau des Bodens zu erkennen.

Die veränderten chemischen Bedingungen ließen sich auch durch das Absinken der pH-Werte in den Böden nachweisen. Während z. B. 1977 an der Probestelle 2 die pH-Werte durchschnittlich bei 6,1 lagen, konnten 2002 hier Werte von 3,4 gemessen werden (Werte nicht gezeigt).

3.3 Die nährstoffökologische Situation der Erlenbruchwälder

Die allgemeinen Bodenparameter beeinflussen die Mineralstoffversorgung der Pflanzengesellschaften nachhaltig. Während bei niedrigen Wassergehalten Niedermoor-torfe sehr schnell mineralisiert und damit zerstört werden, führen hohe Wasserstände zu einer Stabilisierung dieser Böden. Durch anhaltende anaerobe bzw. aerobe Bodenbedingungen werden zudem die Verfügbarkeit von Mineralstoffen und insbesondere die Mineralisation von organischem Stickstoff beeinflusst.

3.3.1 Die aktuellen Ammonium- und Nitratgehalte

Die aktuellen Ammonium- und Nitratgehalte geben an, welche Stickstoffform den Pflanzen während der Vegetationsperiode zur Verfügung steht. Die aktuellen Gehalte sind allerdings meist sehr gering, da Pflanzen den durch Mikroorganismen mineralisierten Stickstoff sehr schnell aufnehmen. Daher sind die aktuellen Gehalte nicht geeignet, direkt etwas über die Stickstoffversorgung eines Standortes auszusagen. Sie ermöglichen jedoch Aussagen darüber zu treffen, welche Stickstoffform (Ammonium

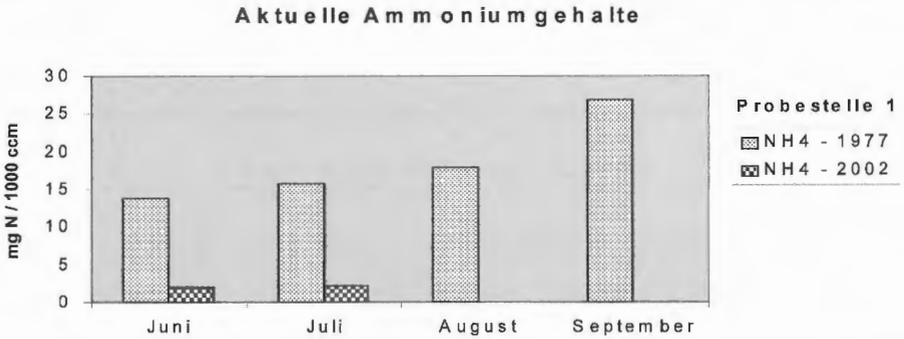


Abb. 4: Aktuelle Ammoniumgehalte in den Böden an der Probestelle 1 im Vergleich 1977 und 2002.

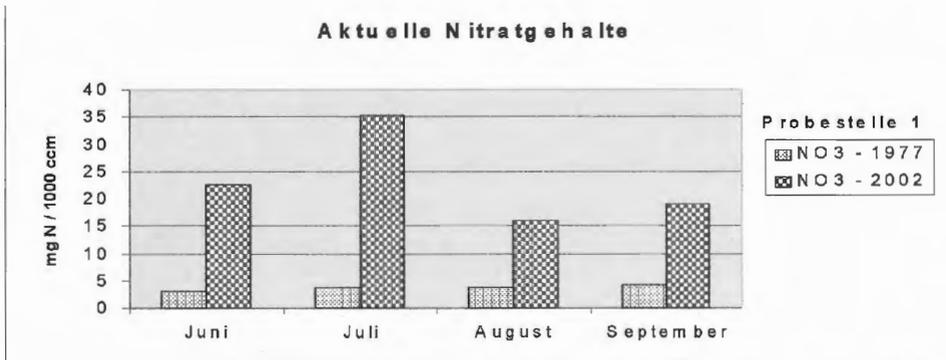


Abb. 5: Aktuelle Nitratgehalte in den Böden der Probestelle 1 im Vergleich der Jahre 1977 und 2002

und/oder Nitrat) im Boden vorherrscht. Die veränderten Bodenwasserverhältnisse spiegeln sich deutlich in den aktuellen Stickstoffgehalten wieder. Während 1977 aktuelle Ammoniumgehalte von 13 bis 26 mg NH₄-N pro 1000 cm³ Boden gemessen wurden, wurden 2002 nur im Juni und Juli während der Vegetationsperiode Ammoniumgehalte von maximal 2 mg NH₄-N gemessen (Abb. 4).

1977 war Ammonium die vorherrschende Stickstoffform, im Jahr 2002 war es Nitrat. Im Jahr 1977 wurden bis 4 mg NO₃-N pro 1000 cm³ Boden bestimmt, im Jahr 2002 konnte durch die anhaltenden aeroben Bedingungen der Nitratgehalt im Juli auf Werte von 35 mg ansteigen (Abb. 5).

3.3.2 Die Stickstoff-Netto-Mineralisation während der Vegetationsperiode

Der in einem Boden vorhandene Gesamtstickstoff steht den Pflanzen nicht unmittelbar zur Verfügung. Erst durch die Mineralisationsleistung von Mikroorganismen wird mineralischer Stickstoff in Form von Ammonium und/oder Nitrat freigesetzt, der sofort von Pflanzen aufgenommen wird. Die Stickstoffversorgung eines Standortes kann daher nur über Bestimmung der Netto-Stickstoff-Mineralisation erfasst werden (RUNGE, 1974; JANIESCH et al. 1991). Insbesondere in Feuchtwäldern ist die Höhe der Stickstoff-mineralisation für die einzelnen Vegetationseinheiten typisch (RACH 2000).

Die Veränderungen der nährstoffökologischen Situation ist an den drei Probestellen auch an der Mineralisationsleistung der Böden zu erkennen (Abb. 6). Insbesondere an der ehemals feuchtesten Stelle des Erlenbruchwaldes mit seinen *Carex elata*-Beständen ist der Wechsel von einer Ammoniummineralisation zu einer fast ausschließlichen Nitratproduktion deutlich nachweisbar. Im Jahr 1977 konnte an diesen Standorten eine für Erlenbruchwälder niedrige Ammoniummineralisation nachgewiesen werden. Auch in den Sommermonaten wurden pro Woche maximal nur 5 mg NH₄-N pro 1000 cm³ Boden umgesetzt. Im Jahr 2002 hatte sich die Situation deutlich zu höheren Umsatzra-

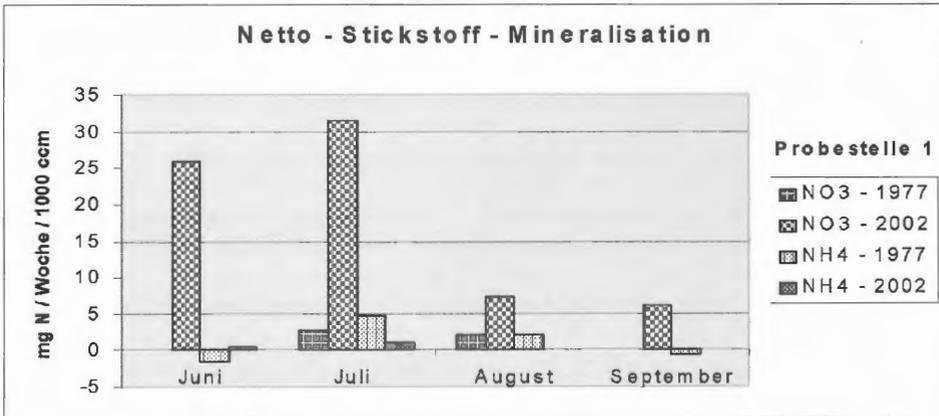


Abb. 6: Die Netto-Stickstoff-Mineralisation in den Böden der Probestelle 1

ten und vor allen Dingen zu einer Nitratproduktion verschoben. Im August konnte eine Umsatzrate von 31 mg NO₃-N- pro 1000 cm³ Boden pro Woche nachgewiesen werden. *Carex elata* und viele andere Feuchtgebietsarten sind jedoch besser an eine Ammoniumproduktion angepasst (JANIESCH, 1986). Durch den Rückgang der Gesamtpopulation und dem Eindringen von nitrophilen Arten ist dies auch in der Vegetation sichtbar.

Die vegetationsökologischen Untersuchungen dieses Erlenbruchwaldes belegen, wie schnell die Zerstörung von Feuchtgesellschaften ablaufen kann. In einem Zeitraum von 25 Jahren, nach Beginn einer schrittweisen Entwässerung, sind alle typischen Vertreter eines *Carex elongatae* - *Alnetum* verschwunden. In der Baumschicht sind zwar Erlen noch dominant vertreten, der Unterwuchs wird jedoch mittlerweile von großen Exemplaren von *Fraxinus excelsior* gebildet. Die Zerstörung der Niedermoortorfe ist eins der entscheidenden Prozesse bei Austrocknung dieser organischen Naßböden (GROOTJANS et al., 1986; KAZDA et al., 1991). Die Volumengewichte der Böden nahmen in einem Zeitraum von 25 Jahren im Durchschnitt um 50 % zu. Eine Renaturierung dieser Böden durch Wiedervernässung schließt sich daher aus, wie in einem Renaturierungsprojekt im Emsland gezeigt wurde (JANIESCH, 1997; JANIESCH et al., 2002). Hier traten durch Überstauung hohe Ammoniumgehalte auf, die zum Zusammenbruch der Gesellschaft führten. Typische Standortfaktoren für Erlenbruchwälder (JANIESCH, 1978) konnten an keiner Probestelle mehr nachgewiesen werden. Die Umwandlungsprozesse dieser Böden konnten durch den Wechsel von einer Ammonium zu einer Nitratproduktion nachgewiesen werden. Da Erlenbruchwaldarten an eine Ammoniumversorgung angepasst sind (JANIESCH, 1986), werden sie im Verlauf der Zeit durch nitrophile Arten verdrängt. Die Veränderungen in der Vegetation lassen sich zwar eindeutig über diesen langen Zeitraum belegen, eine Klassifizierung ist jedoch durch das Fehlen von Charakterarten schwer möglich (BRAND, 2000). Weitere Untersuchungen sollen in diesem Zusammenhang durchgeführt werden.

4 Literatur

- BRAND, J. (2000): Untersuchungen zur synsystematischen Umgrenzung und Untergliederung sowie standörtlichen und landschaftsräumlichen Bindung von Feuchtwäldern im nordwestdeutschen Tiefland.- Diss. Bot. Bd. **323**. Pp. 344. Bortraeger. Stuttgart.
- DÖRING-MEDERAKE (1991): Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland; Gliederung – Ökologie – Schutz.- Scrip. Geobot. **19**: 1-122.
- DRACHENFELS, O.V., MEY, H. & MIOTK, P. (1984): Naturschutzatlas Niedersachsens. Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche.- Natursch. Landschaftpf. Nieders. **13**: 267 pp. Hannover
- GERLACH, A. (1973): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoff-Netto-Mineralisation.- Scrip. Geobot. **5**: 1-115.
- GERLACH, A. (1978): Zur Stickstoff-Netto-Mineralisation in mehr oder minder nassen Böden.- Oecol. Plant. **13**: 43-57.
- GROOTJANS, A.P., SCHIPPER, P.C. & VAN DER WINDT, H.J. (1986): Influence of drainage on N-mineralisation and vegetation response in wet meadows. II. – *Cirsio-Molinietum* stands.- Oecol. Plant. **7**: 3-14.
- JANIESCH, P. (1978): Ökophysiologische Untersuchungen von Erlenbruchwäldern. I. Die edaphischen Bedingungen.- Oecol. Plant. **12**: 43-57.
- JANIESCH, P. (1986) Bedeutung einer Ernährung von *Carex* Arten mit Ammonium oder Nitrat für deren Vorkommen in Feuchtgesellschaften.- Abh. Westf. Mus. Naturk. **48**: 341-354.
- JANIESCH, P. (1991): Ecophysiological adaptations of higher plants in natural communities to waterlogging.- In ROZEMA, J.A. & VERKLEIJ, A.C. (eds.): Ecological responses to environmental stresses.- Kluwer.Aca. Publ.NL., 50-60.
- JANIESCH, P. (1997): Die nährstoffökologische Situation unterschiedlich stark entwässerter Erlenbrücher im Emsland. - Abh. Westf. Mus. Naturk. **59**:183-196.

- JANIESCH, P., MELLIN, CHR. & MÜLLER, E. (1991): Die Stickstoff-Netto-Mineralisation in naturnahen und degenerierten Erlenbruchwäldern als Kenngröße zur Beurteilung des ökologischen Zustandes.- *Verh.Ges.Ökol.* **20**: 353-359.
- JANIESCH, P., VON LEMM, R. & NIEDRINGSHAUS, R. (2002): Wiederherstellung regionaltypischer Biotope in der Agrarlandschaft Nordwestdeutschlands. Begleitforschung zur Erfolgskontrolle: Flora, Fauna, Nährstoffökologie.- BFN. Abschlußbericht E+E-Vorhaben. p.126.
- KAZDA, M., VERBÜCHELN, N., LUWE, M. & BRAUS, S. (1991): Nitrifikation in soils after different periods of dryness.- *Plant a. Soil* **12**: 81-96.
- MAST, RAINER (1999): Vegetationsökologische Untersuchungen der Feuchtwald-Gesellschaften im niedersächsischen Bergland.-*Arch.Natur.Diss.* Bd. **8**. Galunder. Wiehl.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. II. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- RACH, J. (2000): Charakterisierung von Renaturierungsprozessen in Bruchwäldern: ökologische Untersuchungen in zwei Landschaftsräumen Nordwestdeutschlands. -Diss. FB7 Biologie, Geo- und Umweltwissenschaften, C.v.O. Universität Oldenburg. p.185.
- RUNGE, M. (1974): Die Stickstoffmineralisation im Boden eines Sauerhumus-Buchenwaldes.- *Oecol. Plant.* **9**: 201-230.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. - Boroträger. 340 pp. Berlin

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Peter Janiesch
Carl-von-Ossietzky-Universität Oldenburg
FB Biologie
Geo- und Umweltwissenschaften
Postfach 2503
D-26111 Oldenburg
janiesch@uni-oldenburg.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde](#)

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: [65_1-2_2003](#)

Autor(en)/Author(s): Janiesch Peter

Artikel/Article: [Vegetationsökologische Untersuchungen in einem Erlenbruchwald im nördlichen Münsterland - 25 Jahre im Vergleich 71-79](#)