

## **Vom bodensauren Niederwald zum mesophilen Hochwald – Vegetationsveränderungen in Eichenmischwäldern im Flachland südlich der Aller im Verlauf von 25 Jahren**

### **From coppice to high forest – vegetation change and mesophication in acidic mixed oak forests in the southeastern lowlands of Lower Saxony during 25 years**

Thilo Heinken

#### **Zusammenfassung**

Die Wiederholung älterer Vegetationsaufnahmen auf gut relokalisierbaren Probeflächen zeigte in mitteleuropäischen Waldökosystemen oft starke Veränderungen der Vegetation als Ergebnis verschiedener Umwelteinwirkungen. Gegenstand dieser Untersuchung sind bodensaure, historisch vorwiegend als bäuerliche Niederwälder bewirtschaftete Eichen-Mischwälder des *Betulo-Quercetum* auf sandigen Partien der Geestplatten südlich des Aller-Urstromtals. Vierzehn eigene, in den Jahren 1990 und 1991 angefertigte Vegetationsaufnahmen in neun Waldgebieten wurden im Jahr 2015 wiederholt. Veränderungen in der Struktur und Bewirtschaftung gaben Anlass, die Nutzungsgeschichte der Bestände seit Ende des 18. Jahrhunderts anhand von historischen Karten und durch Befragung von Lokalhistorikern, Waldbesitzern und Förstern zu dokumentieren.

Folgende zwei Hypothesen bilden die Grundlage der Studie: (1) Bestandesschluss nach Aufgabe der historischen Niederwaldnutzung führte zu einem Rückgang lichtliebender Pflanzenarten. (2) Stickstoffdeposition aus der Luft hatte auf den relativ nährstoffarmen, grundwasserfernen Standorten die Zunahme von stickstoffliebenden Pflanzen und mesophilen Waldarten zur Folge. Anhand veränderter Häufigkeiten in den 14 Vegetationsaufnahmen wurden „Gewinner- und Verliererarten“ ermittelt; außerdem wurden Artenzahlen und mittlere Ellenberg-Zeigerwerte der rezenten und historischen Vegetationsaufnahmen verglichen.

Im Verlauf von 25 Jahren waren alle Flächen, von denen neun historisch alte Wälder und fünf Aufforstungen oder Vorwälder auf ehemaligen Heide- und Ackerflächen waren, noch Eichen-Mischwälder des *Betulo-Quercetum*. Fast alle der acht noch 1990/91 niederwaldartigen Bestände hatten diesen Charakter verloren, indem bei Durchforstung nur ein Eichenstamm mehrstämmiger Stockausschläge belassen wurde. Insgesamt nahmen Birken als Pioniergehölze ab, und die Strauchschicht wurde u.a. durch die Zunahme der neophytischen Spätblühenden Traubenkirsche dichter. In Übereinstimmung mit Hypothese 1 konnte eine Entwicklung zu schattentoleranterer

Vegetation nachgewiesen werden; viele ehemals vorhandene Lichtzeiger – vor allem charakteristische Arten der Birken-Eichenwälder – gingen zurück oder verschwanden. Die mittleren Lichtzahlen der Flächen nahmen ab und die mittleren Feuchtezahlen infolge des ausgeglicheneren Bestandesklimas zu. Auch Hypothese 2 konnte bestätigt werden, denn eine Reihe von Stickstoffzeigern und mesophilen Waldarten nahm zu. Dies brachte eine Zunahme von obligaten Waldarten auf Kosten von auch auf mageren Offenlandstandorten verbreiteten Arten sowie bei den Zeigerwerten eine Erhöhung der mittleren Stickstoffzahlen mit sich. Neben Stickstoffeinträgen dürfte die Regeneration der Standorte durch geringere Biomasseentnahme hierfür eine Rolle spielen.

Diese Entwicklungen sind in jüngerer Zeit auch in anderen Regionen Mitteleuropas nachgewiesen worden, doch war der Zeitraum seit der Erstaufnahme dort meist deutlich länger. Die Geschwindigkeit der Veränderungen überrascht daher. Die Ergebnisse unterstreichen, dass die Birken-Eichenwälder der Region nicht der potenziell natürlichen Vegetation entsprechen, sondern kulturgeschichtlich interessante Nutzungsrelikte sind. Eine weitere Bewirtschaftung als Eichenwald und ein beispielhafter Erhalt niederwaldartiger Nutzung ist wünschenswert; eine Erhaltung bzw. Wiederherstellung des früheren Vegetationszustands ist aber angesichts fortwährender Stickstoffeinträge und fehlenden Nährstoffentzugs unrealistisch.

### Abstract

Resurveying historical permanent or quasi-permanent vegetation plots in Central European forest ecosystems often revealed strong vegetation changes over the past decades due to different environmental drivers. Subject of this study were acidic mixed oak forests (*Betulo-Quercetum*) on sandy soils on glacial deposits south of the Aller glacial valley (Lower Saxony, Germany), most of which have been historically used as coppice forests. Fourteen own relevés from the years 1990 and 1991 were resurveyed in 2015. Changes in structure and forest management gave reason to document the land use history of the forest stands since the second half of the 18<sup>th</sup> century, using historical maps and questioning of local historians, land owners and foresters.

The following hypotheses were tested: (1) Canopy closure after abandonment of historical land use led to a decrease of heliophilous plant species. (2) Airborne nitrogen deposition led to an increase of nitrophilous plant species and mesophilous forest species on the relatively nutrient-poor and dry sites. Using frequency and cover changes winner and loser species were identified. Also species numbers as well as mean Ellenberg indicator values for actual and historical relevés were compared.

During 25 years all stands, of which nine were ancient forests and five afforestations or pioneer forests on former heathland or farmland, were still mixed oak forests belonging to the *Betulo-Quercetum*. However, nearly all of the eight stands still recognizable as coppice forest in 1990/91 had lost this character due to conversion to high forest by cutting of side shoots from trunks. Altogether birch as pioneer tree decreased and the shrub canopy became denser, partly due to the spread of the neophyte *Prunus serotina*. In agreement with existing literature and hypothesis (1) a shift towards more shade-tolerant communities was proved. Light indicators, among them many characteristic plant species of acidic mixed oak forests, decreased or disappeared. This resulted not only in a decrease of mean Ellenberg light values, but also an increase of moisture values of

the plots due to a more mesic microclimate. Also hypothesis (2) was confirmed, as a number of nitrogen indicators and mesophilous forest species increased, indicating a ‘mesophication’ of the studied forests. This resulted in an increase of strict forest species at the expense of species which also occur on nutrient-poor sites in the open land, and of mean nutrient values of the plots. Besides nitrogen deposition a soil recovery process due to a lower biomass removal may play a role for this effect.

All trends have been recently described in other regions of Central Europe, but the time span between the first census and the resurvey was mostly much longer in these studies. The speed of vegetation change is thus surprising. The results emphasize that mixed oak forests do not correspond with the potential natural vegetation, but are interesting relicts of former landuse in cultural heritage terms. In the future a management as oak forest and an exemplary conservation of coppice forest stands is desirable, but a conservation or restoration of the former vegetation state is not realistic, given the continuous nitrogen deposition and missing removal of nutrients.

Schlagworte: Gewinner- und Verliererarten, historische Waldnutzung, Stickstoffdeposition, Sukzession, Vegetationswandel, Wiederholungsaufnahmen, Zeigerwerte

Keywords: winner and loser species, historical land use, nitrogen deposition, succession, vegetation change, resurvey, quasi-permanent plots, indicator values

## 1. Einleitung

Im Rahmen meiner Dissertation über die Vegetation und die Standortbedingungen naturnaher, frischer bis trockener Laub- und Nadelwälder im niedersächsischen Tiefland (HEINKEN 1995) wurde in den Jahren 1990 und 1991 auch das Weser-Aller-Flachland intensiv bearbeitet. Dabei erwiesen sich die der Hildesheimer Börde bzw. dem Berg- und Hügelland vorgelagerten Geestplatten südlich des Aller-Urstromtals als ein Zentrum für das Vorkommen von – oft noch nach 1950 niederwaldartig bewirtschafteten – Birken-Eichenwäldern. Die Flächen liegen meist in kleineren Waldgebieten in der Agrarlandschaft und befinden sich in Privatbesitz. Im Jahr 2015, also 24 bzw. 25 Jahre nach der Erstaufnahme, hatte ich die Möglichkeit, 14 der damaligen Probeflächen wieder aufzunehmen.

Die Wiederholung älterer Vegetationsaufnahmen bietet eine einzigartige Möglichkeit, Vegetations- und Standortveränderungen über Jahrzehnte abzuschätzen und ist daher ins Zentrum der praxisorientierten Vegetationskunde gerückt. Dies gilt insbesondere, wenn die Aufnahmeflächen dauerhaft markiert oder als „quasi-permanente Probeflächen“ wie im Fall des Untersuchungsgebiets (UG) recht genau zu relokalisieren sind (KAPFER et al. 2017). Bisherige Studien ergaben, dass mitteleuropäische Wälder in den letzten Jahrzehnten starke Veränderungen ihrer Standorte, Vegetationsstruktur und Artenzusammensetzung erfuhren. Diesen liegen verschiedene Ursachen zu Grunde.

An vorderer Stelle stehen die anhaltenden, aus Verbrennungsprozessen und Viehhaltung stammenden anthropogenen Stickstoffeinträge über die Atmosphäre (BUILTJES et al. 2011), die zu einer flächendeckenden Eutrophierung von Waldökosystemen geführt haben (z.B. EWALD et al. 2013). Besonders problematisch sind Stickstoffeinträge in Waldökosystemen, die natürlicherweise stickstofflimitiert sind (z.B. REINECKE et al. 2014, s. a. BOBBINK et al. 1998). In verschiedenen Waldvegetationstypen wurde die Zunahme nitrophiler Arten nachgewiesen (z. B. VAN CALSTER et al. 2007, HEINRICHS et al. 2012; VERHEYEN et al. 2012), oftmals ließ sich auch ein Rückgang von Arten nährstoffarmer Standorte feststellen (z. B. REINECKE et al. 2011, 2014, DITTMANN et al. 2018). Auch wenn die Stickstoffeinträge im östlichen Niedersachsen geringer als im westlichen Landesteil mit seiner Intensivtierhaltung sind (BUILTJES et al. 2011), liegen sie zumindest auf nährstoffarmen und bodensauren Böden immer noch über dem für temperate Wälder angegebenen „critical load“ von 8-15 kg pro Hektar und Jahr (BOBBINK et al. 2010).

Eine zweite wichtige Ursache für rezente Vegetationsveränderungen in Wäldern ist die Aufgabe historischer Nutzungsformen. Waldweide, Nieder- und Mittelwaldwirtschaft sowie Streunutzung haben mitteleuropäische Wälder und ihr Arteninventar durch Auflichtung und Aushagerung der Böden über Jahrhunderte geprägt. Ihre Aufgabe seit dem 19. Jahrhundert hat weit reichende Sukzessionsprozesse in Richtung schattiger und nährstoffreicher Bedingungen ausgelöst (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Im UG führte die ehemals betriebene Nieder- und Mittelwaldwirtschaft zur Förderung von Birken-Eichenwäldern und Eichen-Hainbuchenwäldern, welche oft natürlicherweise Buchen-dominierte Standorte einnehmen. Außerdem sind im niedersächsischen Tiefland viele Birken-Eichenwälder Aufforstungen bzw. Vorwälder auf ehemals waldfreien, ebenfalls buchenfähigen Standorten (HEINKEN 1995).

Fehlende Auflichtung bedingt eine Verschiebung des Artenspektrums hin zu Arten, die auch in von Schatthölzern dominierten Wäldern mit geschlossenem Kronendach gut existieren können (KOPECKÝ et al. 2013, VERHEYEN et al. 2012). So ist besonders in ehemaligen Nieder- und Mittelwäldern eine Abnahme von lichtanspruchsvollen und eine Zunahme von schattentoleranten Pflanzenarten zu verzeichnen (VERHEYEN et al. 2012, KOPECKÝ et al. 2013, MÖLDER et al. 2014). Die – von den Effekten der Stickstoffeinträge schwer zu trennende – Erhöhung der Bodennährstoffgehalte nach Ende der nutzungsbedingten Aushagerung führte zur Zunahme von nährstoffanspruchsvolleren Pflanzenarten (KOPECKÝ et al. 2013, VERHEYEN et al. 2012, KÜHN & HEINKEN 2017). Insgesamt ist also gerade auf ehemals lichten, nährstoffärmeren Standorten mit einer „Mesophilisierung“ von Standorten und Vegetation zu rechnen (HÉDL et al. 2010, HEINRICHS et al. 2014, KOPECKÝ et al. 2013, VOJÍK & BOUBLÍK 2018).

Schließlich seien Neophyten als Treiber von Vegetationsveränderungen genannt. Obwohl sie generell in mitteleuropäischen Wäldern eine geringere Rolle als im Offenland spielen (BERG et al. 2017), ist eine zunehmende Bedeutung von gebietsfremden Arten erkennbar (ESSL et al. 2012). Die Ausbreitung von Neophyten kann die Waldvegetation in vielfacher Weise beeinflussen, von geänderter Stickstoffverfügbarkeit bis hin zu Veränderungen der Artenzusammensetzung und -vielfalt oder einer Hemmung der Waldverjüngung (ZERBE 2007).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, mögliche Vegetationsveränderungen in bodensauren Birken-Eichenwäldern der Geestplatten südlich des Aller-Urstromtals anhand von Wiederholungsaufnahmen zu dokumentieren und zu quantifizieren. Dem wurden die folgenden zwei Hypothesen zugrunde gelegt:

- (1) Der Bestandesschluss nach Aufgabe der historischen Nieder- und Mittelwaldnutzung führte zu einem Rückgang lichtliebender Pflanzenarten, insbesondere charakteristischer Arten der lichten Birken-Eichenwälder.
- (2) Stickstoffeinträge aus der Luft und die Regeneration der Standorte nach Aufgabe der ehemaligen Nutzungen führten auf den relativ nährstoffarmen, grundwasserfernen Standorten zur Zunahme von stickstoffliebenden Pflanzen sowie mesophilen Waldarten.

Diese Veränderungen sollten sich nicht nur in der Zu- oder Abnahme bestimmter Pflanzenarten und -gruppen niederschlagen, sondern auch Änderungen mittlerer Zeigerwerte und ggf. eine Verschiebung hin zu anderen Vegetationstypen mit sich bringen.

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst die zum Weser-Aller-Flachland zählenden Geestplatten südlich des Aller-Urstromtals: Von West nach Ost sind dies die Hannoversche Moorgeest, die Burgdorf-Peiner Geestplatten und der westliche Teil des Ostbraunschweigischen Flachlandes (s. MÜLLER 1962). Sie werden von einigen bis ca. 100 m ü. NN hohen Endmoränenwällen durchzogen, darunter der Brelinger Berg und der Wohlenberg. Ansonsten weist das UG nur geringe Niveauunterschiede auf; beim Wechsel von Geschiebelehm und glazifluviatilen Sanden der Saale-Eiszeit fehlen rein sandige Böden fast ganz. In der recht dicht besiedelten Region herrscht auf grundwasserfernen Standorten Ackerbau vor; der Waldanteil liegt bei nur ca. 20 %. Anders als in den meisten anderen Teilen des niedersächsischen Tieflandes ist jedoch ein beträchtlicher Teil davon Laubwald, der auch Ende des 18. Jahrhunderts schon bestand („historisch alte Wälder“ *sensu* WULF 1994). Das Klima des UG ist mit relativ geringen Niederschlägen zwischen 600 und 650 mm und einer Jahresschwankung der Lufttemperatur von um 17 °C im östlichen Teil bereits leicht subkontinental getönt.

Die drei westlichsten Probestellen liegen auf der Hannoverschen Moorgeest in der Gemeinde Wedemark, eine im Bissendorfer Fuhrenkamp westlich von Scherenbostel und zwei auf dem Brelinger Berg (s. Tab. 1, Aufn. 1-3 in Tab. 2). Diese Bestände befinden sich in kleinen Laubwaldinseln in einer sonst von Kiefernforsten geprägten Landschaft. Die übrigen liegen dagegen fast durchweg in kleineren bis mittelgroßen, von Laubwald dominierten Feldgehölzen. Sechs befinden sich auf den Burgdorf-Peiner Geestplatten im Landkreis Peine, drei davon nördlich von Edemissen (Forst Berkhöpen und südwestlich des Ritterguts Ankensen; Aufn. 4, 5, 7), eine im Abbenser Fuhrenkamp westlich von Eddesse (Aufn. 11) und zwei nördlich von Harvesse („Großer Busch“, Aufn. 6, 12). Fünf Flächen gehören zum Westteil des Ostbraunschweigischen Flachlandes im Landkreis Gifhorn: Zwei liegen am Wohlenberg bei Leiferde (Aufn. 8, 14), eine an der Oker östlich von Volkse („Bocker Berge“, Aufn. 9) und zwei im Edesbütteler Holz südlich von Calberlah (Aufn. 10, 13).

Die meisten Probestellen stocken auf glazifluviatilen Sanden, oft im Bereich von Endmoränen (Aufn. 2, 3, 8, 14), einige im Übergang zu Talsanden (Aufn. 6, 12). Geschiebelehm als Ausgangssubstrat der Bodenbildung ist seltener (Aufn. 1, 9, 10, 13). Im Oberboden sind daher fast ausschließlich schwach lehmige und damit recht trockene Sande anzutreffen. Auf diesen haben sich meist schwach podsolige Braunerden mit geringmächtiger Humusaufgabe (Moder oder mullartiger

Moder) entwickelt (HEINKEN 1995). Die in Wasser gemessenen pH-Werte lagen Anfang der 1990er Jahre im Oberboden meist zwischen 3,5 und 3,9 (mit jeweils höheren Werten in der Humusaufgabe im Vergleich zum oberen Mineralbodenhorizont).

## 2.2 Vegetationsaufnahmen

Die historischen Daten sind Vegetationsaufnahmen, die im Rahmen meiner Dissertation in den Jahren 1990 und 1991 angefertigt wurden, also 24 bzw. 25 Jahre vor der Wiederholung im Jahr 2015 (im Folgenden als 25 Jahre bezeichnet). Insgesamt wurden damals im UG Daten von 18 Probeflächen bodensaurer Birken-Eichenwälder erhoben (s. HEINKEN 1995). Die Lage der Probeflächen wurde bei der Erstaufnahme auf topographischen Karten im Maßstab 1:50 000 vermerkt; zusätzlich wurden Skizzen mit Abstandsangaben zu markanten Punkten wie Altbäumen und Wegen angefertigt sowie Gauß-Krüger-Koordinaten aufgenommen. Damit war eine weitgehend exakte Relokalisierung möglich. Vom 2.-4. Juni 2015 konnte ich 14 der 18 Flächen aufsuchen und die Vegetationsaufnahmen wiederholen. Die 2015 mittels GPS (Garmin eTrex 30) ermittelten Koordinaten (Mittelpunkt der Aufnahmeflächen) sind Tab. 2 zu entnehmen. Die Häufigkeit der einzelnen Arten wurde anhand der 7-stufigen Artmächtigkeits-Skala nach Braun-Blanquet (DIERSCHKE 1994) bewertet. Wie in der Erstaufnahme waren die Flächen meist 625 m<sup>2</sup> (25 x 25 m) groß; zur Aufnahmemethodik und zum Artenkonzept s. ansonsten HEINKEN (1995). Die Nomenklatur der Arten richtet sich nach der taxonomischen Referenzliste für Botanische Funddatenbanken in Deutschland GermanSL 1.3 (<https://germansl.infinitemature.org/>, Zugriff am 25.07.2018).

Tab. 1: Übersicht der untersuchten Waldgebiete mit Angaben zur historischen Landnutzung sowie ehemaligen und heutigen Bewirtschaftung (Ermittlung der Daten s. Methoden).

Waldgebiet (Flächen-Nr. in Tab 2)	Kurhann. Landesaufn. (1754-1781)	Preußische Landesaufn. (1897-1901)	Datum Aufforstung	Holznutzung vor 1990	Holznutzung seit 1990	Sonstige historische Nutzungen	Bemerkungen
Berkhöpen (4, 5)	Laubwald	Buschartiger Laubwald	--	Niedervald	→ Hochwald	Streu (bis 2. WK)	
SW Ankensen (7)	Laubwald	Buschartiger Laubwald	--	Niedervald	→ Hochwald seit 1996	Streu (bis 2. WK)	
N Harvesse (6, 12)	Laubwald	Laubwald	--	Niedervald	v.a. Totholz- Entfernung	Schweine- mast	
Wohlenberg (8, 14)	Laubwald	Buschartiger Laubwald	--	Niedervald (bis ca. 1990)	8: → Hochwald 14: --	Schweine- mast	
Edesbütteler Holz (10, 13)	Laubwald	Laubwald	--	Mittelwald	Mittelwald	Schweine- mast	
Bissendorfer Fuhrenkamp (1)	Heide	Nadelwald	ca. 1810, Nadelholz	unregelmäßig	Brennholz nach Bedarf	Streu (bis 2. WK)	Kahlschlag vor 1960 → Sukzession
Brelinger Berg (2, 3)	Heide	Nadelwald	nach 1847 (Verkoppelung)	unregelmäßig	Durchfors- tung, Brennholz	Streu	Sandabbau ca. 1900? → Sukzession?
Ö Volkse (9)	Acker	Laubwald	nach 1830 (Verkoppelung)	Niedervald (bis ca. 1950)	v. a. Brenn- holz		
Abbenser Fuhrenkamp (11)	Acker	Mischwald	nach 1854 (Verkoppelung)	hochwaldartig, unregelmäßig	--	--	.

### 2.3 Historische Auswertung

Alle Untersuchungsflächen wurden einer eingehenden historischen Analyse unterzogen (s. Tab. 1): Die Landnutzung Ende des 18. Jahrhunderts wurde anhand der Kurhannoverschen Landesaufnahme ermittelt, die um 1900 anhand der Preußischen Landesaufnahme (z.B. abrufbar unter [www.geobasisdaten.niedersachsen.de/](http://www.geobasisdaten.niedersachsen.de/)). Sowohl bei der Erstaufnahme 1990/91 als auch bei der Wiederholungsaufnahme 2015 wurde anhand der vorgefundenen Strukturen die Waldnutzung (Vor-, Nieder-, Mittel- und Hochwald) erfasst. Im Herbst 2015 wurden schließlich die Besitzer und Bewirtschafter ermittelt und anhand eines detaillierten Fragebogens mündlich über die historische und aktuelle Nutzung befragt. Hinzu kamen Angaben von in den jeweiligen Gemeinden tätigen Lokalhistorikern. Es wurde Auskunft über Besitzverhältnisse, Nieder-, Mittel- und Hochwaldwaldwirtschaft eingeholt, wie oft und wann zuletzt Holz eingeschlagen wurde, welche Bäume für welchen Zweck entnommen wurden, ob es historische Streunutzung und/oder Waldweide, Bodenbearbeitung sowie Bestandeskalkung bzw. -düngung gab.

### 2.4 Auswertung der Vegetationsdaten

Die Vegetationsaufnahmen der Erst- und Wiederholungsbearbeitung wurden in einer Vegetationstabelle – getrennt nach den beiden Untersuchungsjahren – gegenübergestellt (Tab. 2). Dabei erfolgte die Zuordnung der Vegetationsdaten den in HEINKEN (1995) ermittelten Vegetationseinheiten. Die Kenn- und Trennarten der Syntaxa richten sich nach HÄRDITLE et al. (1997).

Für statistische Analysen, die die Deckung der Arten mit einbeziehen, wurde die Artmächtigkeitskala von Braun-Blanquet nach VAN DER MAAREL (1979) in eine Ordinalskala transformiert (r: 1, +: 2, 1: 3, 2: 4, 3: 5, 4: 6, 5: 7). Alle Berechnungen wurden mit dem Programm R (R CORE TEAM 2016) durchgeführt, wobei zur Prüfung der Normalverteilung der Shapiro-Wilk-Test (`shapiro.test`, R-Paket `stats`) angewendet wurde.

Zum Vergleich der  $\alpha$ -Diversität zwischen Erst- und Wiederholungsaufnahme wurden die Artenzahlen der Gefäßpflanzen und der Moose pro Plot analysiert. Außerdem wurden die Waldbindungskategorien der Arten nach SCHMIDT et al. (2011) der Auswertung zugrunde gelegt. Als obligate Waldarten gelten dabei Arten der Waldbindungskategorien 1.1 (geschlossener Wald) und 1.2 (Waldränder und -verlichtungen). Arten, die auch im Offenland vorkommen, gehören den Waldbindungskategorien 2.1 (im Wald wie im Offenland) oder 2.2 (auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland) an. Auch die Anzahl der Neophyten pro Plot wurde verglichen. Als Gewinner- bzw. Verliererarten werden solche bezeichnet, die zwischen historischer und rezenter Vegetationsaufnahme signifikant zu- bzw. abgenommen haben (z. B. NAAF & Wulf 2011, DITTMANN et al. 2018). Für jede Fläche der historischen und rezenten Aufnahmen wurden über alle Arten mittlere gewichtete Zeigerwerte für Licht (L), Feuchte (F), Reaktion (R) und Stickstoff bzw. Nährstoffe (N) nach ELLENBERG et al. (2001) ermittelt.

Aufgrund gepaarter Stichproben kam im Fall nicht normalverteilter Daten (Artmächtigkeit von Gewinner- und Verliererarten, Zahl der Neophyten) ein Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test zur Anwendung; im Fall normalverteilter Daten (sonstige Artenzahlen, mittlere Ellenberg-Zeigerwerte) wurde die Signifikanz von Veränderungen über einen gepaarten t-Test ermittelt. Bei den Gewinner- und Verliererarten wurden signifikante Veränderungen in der Zahl der Vorkommen (Frequenz) mit Hilfe des Exakten Tests nach Fisher ermittelt.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Nutzungsgeschichte

Die untersuchten Waldflächen sind fast durchweg in Privatbesitz und waren vor den Realteilungen im Besitz der Dorfgemeinschaften; nur das Edesbütteler Holz ist bis heute genossenschaftlich bewirtschaftet.

Von den 14 Untersuchungsflächen waren 9 seit dem Ende des 18. Jahrhunderts durchweg mit Laubwald bestanden, der oftmals zur Zeit der Kurhannoverschen Landesaufnahme noch einen buschartigen und möglicherweise auch offenen Charakter aufwies (Tab. 1). Sie sind damit historisch alte Waldflächen mit einer langen Habitatkontinuität. Alle wurden als Niederwald – oder im Fall des Edesbütteler Holzes – als Mittelwald genutzt; Spuren dieser Bewirtschaftung durch mehrstämmige Stockausschläge waren noch 1990/91 sichtbar (Abb. 1). Die Niederwaldnutzung erfolgte vermutlich mit Umtriebszeiten von ca. 30 Jahren, wobei von den Bauern meist nur einzelne Bäume oder Baumgruppen nach Bedarf als Brennholz, Schwellholz, für Weidepfähle etc. entnommen wurden. Pflanzungen erfolgten im Allgemeinen nicht. Schweinemast (teilweise bis ins 20. Jahrhundert hinein) und Streunutzung (bis zum zweiten Weltkrieg) sind zum Teil belegt, standen aber nie im Vordergrund, während es offenbar keine Bestandeskalkungen oder -düngungen gegeben hat. Verstärkt seit 1990 wurden – oft auf Anraten der betreuenden Forstämter – bei Durchforstungen die seitlich stehenden Stämme mehrstämmiger Eichen entfernt (Abb. 2). Dadurch war 2015 der niederwaldartige Charakter vieler Bestände kaum noch erkennbar, und sie waren in Hochwälder überführt; Fläche 8 wurde stärker durchforstet und mit Rotbuchen unterbaut. Das Edesbütteler Holz wird weiter mittelwaldartig bewirtschaftet, die ehemalige Hauschicht war jedoch 2015 älter und dichter. Oft war die Nutzungsintensität zuletzt auch sehr gering und beschränkte sich auf die Entnahme abgestorbener Bäume.

Fünf Flächen waren Ende des 18. Jahrhunderts noch Offenland; die drei nördlich von Hannover gelegenen Heide, die beiden übrigen Ackerland (Tab. 1). Alle wurden im 19. Jahrhundert aufgeforstet. Die Aufforstung folgte auf die Verkoppelungen in den jeweiligen Gemeinden, die eine grundsätzliche Neuaufteilung der Feldmarken ermöglichte. Bei den beiden vormaligen Heideflächen erfolgte sie mit Nadelholz, und erst nachfolgende Ereignisse (kleinflächiger Sandabbau bzw. ein Kahlschlag nach dem 2. Weltkrieg) hatten die vermutlich spontane Entstehung vorwaldartiger, Birken-reicher Laubwälder zur Folge. Zumindest Fläche 9 war eine Eichen-Aufforstung, die ehemals wie die historisch alten Niederwälder genutzt wurde; eine klare Zuordnung der extensiven bäuerlichen Nutzung von Fläche 11 ist nicht möglich.

#### 3.2 Vegetation zum Zeitpunkt der Erstaufnahme (1990/1991)

Alle 14 Flächen (s. Tab. 2) gehörten pflanzensoziologisch zum (sub-)atlantischen Birken-Eichenwald (*Betulo pendulae-Quercetum roboris* Tüxen 1937 nom. inv.) innerhalb der bodensauren Eichen-Mischwälder (*Quercion roboris* Malc. 1929). Die Baumschicht dominierten Stiel-Eichen (*Quercus robur*); Hänge-Birken (*Betula pendula*) waren fast überall und Trauben-Eichen (*Quercus petraea*) ab und zu beigemischt. Häufige charakteristische Arten des *Betulo-Quercetum* waren Wald-Geißblatt (*Lonicera periclymenum*), Weiches Honiggras (*Holcus mollis*), Europäischer Siebenstern (*Trientalis europaea*) und Harzer Labkraut (*Galium saxatile*); dazu kamen typische Arten des *Quercion roboris* wie Wiesen-Wachtelweizen (*Melampyrum pratense*) und Schaf-Schwingel (*Festuca ovina*).



Abb. 1: Veränderung der Waldstruktur und Vegetation eines ehemaligen Niederwaldes am Beispiel einer Probefläche eines Birken-Eichenwaldes (*Betulo-Quercetum*) in einem Feldgehölz in der Gemeinde Edemissen, Landkreis Peine (Fläche 7 in Tab. 2). Links: mehrstämmige Stockausschläge und eine u.a. von Gräsern und Wiesen-Wachtelweizen (*Melampyrum pratense*) bestimmte Bodenvegetation im Jahr 1990. Rechts: Zustand im Jahr 2015: Mehrstämmige Eichen sind nicht mehr vorhanden, in der Bodenvegetation treten Farne (*Dryopteris* spp.) und Wald-Sauerklee (*Oxalis acetosella*) als Arten mesophiler Wälder hervor.



Abb. 2: Eine Eiche im Bestand von Abb. 1, an der bei einer Durchforstung im Jahr 1995/96 alle Seitenstämme des Stockausschlags entfernt wurden.

Innerhalb des *Betulo-Quercetum* gehörten die meisten Bestände (Aufn. 1-10) zur *Lonicera perichlymenum*-E-Variante etwas reicherer Standorte bei HEINKEN (1995), was durch das reichliche Vorkommen von Wald-Geißblatt, Faulbaum (*Frangula alnus*), Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*), Farnen (*Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata*), Brombeeren (*Rubus fruticosus* agg.) und Zweiblättrigem Schattenblümchen (*Maianthemum bifolium*) angezeigt wurde. Die übrigen Bestände (Aufn. 11-14) waren der *Lonicera perichlymenum-Stellaria holostea*-E-Variante der nährstoffreichsten Standorte zuzuordnen, u.a. mit Echte Sternmiere (*Stellaria holostea*), Wald-Sauerklee (*Oxalis acetosella*), Maiglöckchen (*Convallaria majalis*) und Vielblütiger Weißwurz (*Polygonatum multiflorum*). Die in der Lüneburger Heide vorherrschende Trennartenlose-E-Variante des *Betulo-Quercetum* ärmster Sandstandorte kam im UG nicht vor. Eine arealgeographische Besonderheit für das niedersächsische Tiefland ist das

relativ regelmäßige Vorkommen des vornehmlich südwestlich verbreiteten Salbei-Gamanders (*Teucrium scorodonia*) (s. HÄRDITLE ET AL. 1997, www.floraweb.de).

### 3.3 Veränderungen der Artenzahl und –zusammensetzung bis 2015

Während bei der Erstaufnahme insgesamt 114 Pflanzenarten (davon 21 Moose) festgestellt wurden, waren es bei der Wiederholungsaufnahme 120 (davon 13 Moose). Ebenso gab es einen leichten Anstieg der mittleren Gefäßpflanzen-Artenzahl pro Fläche von ca. 26 auf 28,5 und eine leichte Abnahme der mittleren Moosartenzahl von ca. 5,5 auf 4. Eine signifikante Veränderung der  $\alpha$ -Diversität zwischen 1990 und 2015 war aber nicht festzustellen (gepaarter t-Test,  $p = 0,134$  bzw.  $0,604$ ).

Im Jahr 2015 waren alle Aufnahmeflächen noch als Birken-Eichenwald (*Betulo-Quercetum roboris*) anzusprechen; bei vielen Pflanzenarten gab es jedoch signifikante Änderungen ihrer Häufigkeit. Diese betrafen häufig die Artmächtigkeiten (Deckung), oft aber auch die Stetigkeiten (Frequenzen) oder beides (s. Tabelle 2). Dabei standen 11 Verliererarten 14 Gewinnerarten gegenüber.

In der Baumschicht fällt die Abnahme von *Betula pendula* auf; aus der Strauchschicht war *Quercus robur* weitgehend verschwunden. Demgegenüber haben sich dort Schatthölzer wie die neophytische Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) und die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) stark verbreitet. Die schon 1990 häufigen *Frangula alnus* und *Sorbus aucuparia* nahmen im Deckungsgrad stark zu. Zusammengenommen hatte dies eine signifikant höhere mittlere Deckung der Strauchschicht zur Folge (24 % gegenüber 10 %, Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest,  $p=0,020$ ).

Unter den Verlierern der Krautschicht fallen mit *Festuca ovina*, *Galium saxatile*, *Holcus mollis*, *Melampyrum pratense* und *Trientalis europaea* charakteristische Elemente der Birken-Eichenwälder auf; die beiden ersten Arten sind dabei fast vollständig aus den Flächen verschwunden. Auch weitere Arten bodensaurer Wälder (*Quercetalia roboris* Tx. 1931) gingen im Deckungsgrad zurück (*Deschampsia flexuosa*) oder verschwanden weitgehend, wie das Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris*) und die Moose *Dicranella heteromalla* und *Plagiothecium curvifolium*. Zugenommen haben dagegen weit verbreitete Stickstoffzeiger wie *Rubus fruticosus* agg. und das Moos *Brachythecium rutabulum* sowie schattentolerante Arten wie die Farne *Dryopteris carthusiana* und *D. dilatata*, *Maianthemum bifolium* und besonders das neophytische Kleinblütige Springkraut (*Impatiens parviflora*). Außerdem wurden auch mesophile Waldarten, meist Klassenkennarten der *Quercus-Fagetum* Br.-Bl, et Vlieg. 1937, häufiger. Neben *Fagus sylvatica*-Jungwuchs sind dies das 1990 noch weitgehend fehlende Efeu (*Hedera helix*) sowie Wald-Flattergras (*Milium effusum*) und *Oxalis acetosella*. Als Folge davon müssen im Jahr 2015 nach den Kriterien in HEINKEN (1995) nun die meisten (10 statt 4) der 14 Aufnahmeflächen der zu mesophilen Wäldern des *Stellario-Carpinetum* Oberd. 1957 bzw. des *Galio-Fagetum* Sougnez et Thill 1959 überleitenden *Stellaria-Lonicera*-E-Variante des *Betulo-Quercetum* zugeordnet werden.

Mit diesen Verschiebungen ging die Zunahme der mittleren Zahl von obligaten Waldarten (Gruppen 1.1 und 1.2 nach SCHMIDT et al. 2011) von ca. 7 auf 10,5 einher (gepaarter t-Test,  $p=0,005$ ). Demgegenüber nahm die Zahl der auch im Offenland vorkommenden Arten – hier häufig Magerrasen und Heiden – (Gruppen 2.1 und 2.2) von ca. 17,5 auf 10,5 ab (gepaarter t-Test,  $p=0,031$ ). Signifikant zugenommen hat auch die mittlere Zahl der Neophyten und regional

nicht heimischen Arten wie *Ceratocarpus claviculata*, *Sambucus racemosa* und *Taxus baccata* von ca. 1 auf 2,5 (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest,  $p=0,001$ ).

### 3.4 Veränderung der Zeigerwerte nach Ellenberg

Die Verschiebungen im Arteninventar spiegeln sich in signifikanten Änderungen aller untersuchten mittleren Ellenberg-Zeigerwerte wider (Abb. 3): Die Lichtzahl hat deutlich abgenommen ( $p<0,001$ ). Die Vegetation auf den rezenten Flächen war damit schattentoleranter als auf den zugehörigen historischen Flächen, bzw. 2015 kamen weniger Lichtpflanzen und mehr Schattenpflanzen vor. Auch wenn die Änderung der Feuchtezahl vergleichsweise gering war, ist sie ökologisch aussagekräftig ( $p=0,004$ ), denn in 13 der 14 Flächen konnte eine Zunahme verzeichnet werden. Bei den Reaktionszahlen war eine deutliche Zunahme zu verzeichnen ( $p<0,001$ ). Unter den 2015 vorhandenen Arten waren also mehr Basenzeiger und weniger Säurezeiger vorhanden, was auf eine abnehmende Bodenazidität hindeuten könnte. Die stärkste Zunahme von fast einer Einheit konnte bei den mittleren Nährstoff- bzw. Stickstoffzahlen festgestellt werden ( $p<0,001$ ).

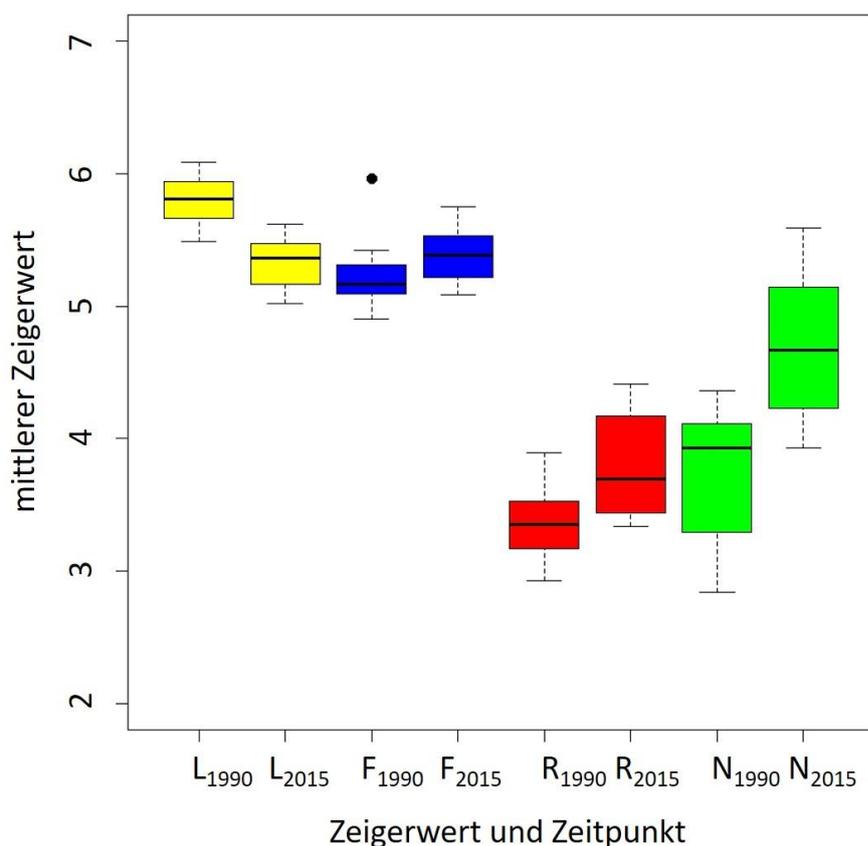


Abb. 3: Zusammenfassende Darstellung der mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 2001) von 14 Birken-Eichenwäldern im Flachland südlich des Allertals als Vergleich zwischen 1990 und 2015 aufgenommenen Daten im Boxplot. L: Lichtzahl, F: Feuchtezahl, R: Reaktionszahl, N: Stickstoff- bzw. Nährstoffzahl. Alle Änderungen sind signifikant (gepaarter t-Test, s. Abschnitt 3.4)

## 4 Diskussion

Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass in den Birken-Eichenwäldern der Geestplatten südlich des Aller-Urstromtals nach nur 25 Jahren zwar die Grundstruktur der Waldvegetation noch vorhanden ist, aber dennoch tiefgreifende Veränderungen von Nutzung und Vegetation stattgefunden haben. Die Ergebnisse bestätigen dabei Befunde aus anderen Gebieten bzw. geben generelle Trends der Vegetationsveränderung vieler mitteleuropäischer Wäldern wieder.

### 4.1 Nutzungswandel

Nieder- und Mittelwaldwirtschaft waren ehemals in Mitteleuropa weit verbreitet. Schwerpunkte der Niederwaldwirtschaft in Deutschland waren u.a. das Süderbergland (westliches Sauerland, Siegerland, Bergisches Land), das Nahe- und Moselgebiet und das Untere Weserbergland (Teutoburger Wald und Wiehengebirge), wo es noch in den 1930er Jahren große Flächenanteile gab (HESMER 1937). Heute machen sie weniger als 2% der Waldfläche aus (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Eichen-Niederwälder – häufig als „Stühbusch“ oder „Kratt“ bezeichnet – waren auch auf bodensauren Sandstandorten des nordwestdeutschen Tieflandes nicht selten (HESMER 1937, KRAUSE & SCHRÖDER 1979, HEINKEN 1995, HÄRDTLE 1995), und manche Bestände, etwa im Emsland und an der Nordseeküste bei Cuxhaven, wurden als Naturschutzgebiete ausgewiesen. Bei der Erstuntersuchung 1995 erwies sich der östliche Teil des UGs als ein Verbreitungszentrum bodensaurer Eichen-Niederwälder im niedersächsischen Tiefland. Die meisten Bestände waren bereits damals nicht mehr als solche genutzt. Die Aufgabe der Niederwaldwirtschaft hat sich seitdem rasch fortgesetzt, so dass nur 25 Jahre später die ehemals weite Verbreitung von bäuerlichen Niederwäldern im Gelände kaum noch erkennbar ist. Nun weitgehend in Hochwälder überführt, werden alle Bestände aber weiterhin als Eichenwälder bewirtschaftet. Die insbesondere im Vergleich zu der Zeit nach dem zweiten Weltkrieg geringere Nutzung ist eine Ursache für Sukzessionsprozesse, die nicht ohne Auswirkung auf die Pflanzenartenzusammensetzung der Wälder bleiben können.

### 4.2 Veränderungen der Vegetation

In der Vegetation ist zunächst ein Rückgang lichtliebender Arten in der Baum- und Krautschicht bei gleichzeitiger Zunahme von Schatthölzern bzw. Sträuchern festzustellen, ein in mitteleuropäischen Laubwäldern nicht nur in ehemaligen Niederwäldern (KOPECKÝ et al. 2013, VOJÍK & BOUBLÍK 2018), sondern weit verbreitetes Phänomen (VERHEYEN et al. 2012, NAAF & KOLK 2016, DITTMANN et al. 2018). Dieser Rückgang bestätigt die erste Hypothese, dass infolge der sukzessiven Aufgabe der historischen Niederwaldwirtschaft, die sich insbesondere im Ausbleiben von Kahlschlägen, geringerer Holzentnahme oder sogar Nutzungsverzicht äußert, ein Bestandeschluss stattgefunden hat. In der Gehölzschicht äußert sich dies in der Abnahme von *Betula pendula*, denn Birken als kurzlebige Pioniergehölze siedeln sich ausschließlich auf offenen Standorten an (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Sie wurden durch Lichtphasen gefördert, wie sie nur in der Niederwaldwirtschaft stattfanden, oder bildeten Vorwälder auf vorherigen Offenflächen (HEINKEN 1995). Der Bestandeschluss fand hauptsächlich in der Strauchschicht statt. *Frangula alnus* und *Sorbus aucuparia* dürften in der Vergangenheit deutlich stärker entnommen worden sein, was ihre Zunahme erklärt; *Prunus serotina* ist offenbar in einem aktiven Ausbreitungsprozess (s.u.). Die

Ausbreitung des Schattholzes *Fagus sylvatica* (vgl. REINECKE et al. 2011, VERHEYEN et al. 2012, VOJÍK & BOUBLÍK 2018) kann als erstes Zeichen einer Sukzession hin zu potentiell-natürlichen Buchenwäldern gedeutet werden.

Die dichtere Strauchschicht dürfte wesentlich zum Rückgang lichtbedürftiger Arten am Waldboden beigetragen haben (vgl. DITTMANN et al. 2018). Darüber hinaus hat Nieder- und Mittelwaldwirtschaft eine strukturelle und mikroklimatische Vielfalt in Raum und Zeit für den Unterwuchs zur Folge (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, MÖLDER et al. 2014, MÜLLEROVÁ et al. 2015), die bereits 1990 nicht mehr vorhanden war. Geeignete Habitats für an lichte, durch die Niederwaldwirtschaft geförderte Pflanzenarten der Bodenvegetation gingen im Laufe der Nutzungsänderungen verloren. Dies betraf im UG insbesondere auch im Offenland vorkommende Licht- und/oder Magerkeitszeiger wie *Agrostis capillaris*, *Festuca ovina* und *Melampyrum pratense* (z.B. HÉDL et al. 2010, SCHMIDT 2010, REINECKE et al. 2014, DITTMANN et al. 2018). Diese lichtliebende Artengruppe umfasst zugleich die charakteristischen Arten der Birken-Eichenwälder. Insgesamt hat das Lichtklima auf nährstofflimitierten, bodensauren Standorten wie den untersuchten Wäldern einen größeren Einfluss auf die Zusammensetzung und Diversität der Waldbodenvegetation als auf nährstoff- und basenreichen Standorten (HÄRDITLE et al. 2003).

Ein weiterer Effekt der stärkeren Beschattung des Waldbodens ist die Zunahme der mittleren Feuchtezahl, die auf den durchweg grundwasserfernen Standorten nicht durch Änderungen von Wasserständen erklärt werden kann: Höhere Temperaturen seit der Erstaufnahme würden durch höhere Evapotranspiration eher einen gegenläufigen Trend erwarten lassen. Die Erhöhung der Feuchtezahl nach Aufgabe historischer Waldnutzungsformen ist v.a. für wärmeliebende Laubmischwälder (HEINRICHS et al. 2014, HEINRICHS & SCHMIDT 2017, VOJÍK & BOUBLÍK 2018), aber auch für bodensaure Kiefernwälder armer Sandstandorte (DITTMANN et al. 2018) beschrieben worden.

Die zweite Hypothese, dass Stickstoffeinträge aus der Luft und die Regeneration der Standorte nach Aufgabe der ehemaligen Nutzungen auf den relativ nährstoffarmen Standorten zur Zunahme von stickstoffliebenden Pflanzen sowie mesophilen Waldarten führte, konnte ebenfalls bestätigt werden. Die mittleren Nährstoffzeigerwerte erhöhten sich deutlich; auch gab es unter den Gewinnerarten einige Stickstoffzeiger wie *Rubus fruticosus* agg., *Impatiens parviflora* und *Brachythecium*-Arten. In zahlreichen anderen Studien ist eine solche Eutrophierung festgestellt worden (z. B. NAAF & WULF 2011, VERHEYEN et al. 2012, NAAF & KOLK 2016, DITTMANN et al. 2018, VOJÍK & BOUBLÍK 2018). Sie ist oft mit einer Zunahme mittlerer Reaktionszahlen verbunden (z. B. VAN CALSTER et al. 2007, REINECKE et al. 2014, DITTMANN et al. 2018), was auf der in Wäldern vielfach engen Korrelation von mittlerer N- und R-Zahl (SEIDLING & FISCHER 2008, VERHEYEN et al. 2012) beruhen dürfte (Kalkungsmaßnahmen wurden nicht durchgeführt). Leider konnten 2015 die pH-Messungen nicht wiederholt werden, so dass nicht bekannt ist, ob die pH-Werte tatsächlich angestiegen sind.

Neben Stickstoffzeigern sind in der Gruppe der Gewinner schattenverträgliche, mesophile Waldarten wie *Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata*, *Maianthemum bifolium*, *Milium effusum* und *Oxalis acetosella* enthalten (vgl. VERHEYEN et al. 2012, REINECKE et al. 2011, 2014, KÜHN & HEINKEN 2017, DITTMANN et al. 2018). Das weit verbreitete Phänomen der Zunahme der immergrünen, ozeanisch verbreiteten *Hedera helix* ist dabei vermutlich auch durch mildere Winter gefördert worden (HEINRICHS et al. 2012, NAAF & WULF 2011). Eine Ausbreitung mesophiler Waldarten und da-

mit eine „Mesophilisierung“ von Wäldern als Ergebnis von Kronenschluss und Gehölzsukzession ist vor allem von thermophilen Wäldern beschrieben worden (HÉDL et al. 2010, HEINRICHS et al. 2014, HEINRICHS & SCHMIDT 2017), zuletzt aber auch auf bodensauren Standorten (KÜHN & HEINKEN 2017, DITTMANN et al. 2018). Dort ist sie außerdem durch Humusakkumulation bei der Regeneration ehemals z.B. durch Streunutzung degradierter Waldböden zu erklären (s. REINECKE et al. 2011, 2014).

Schließlich haben die beiden nach WAGNER et al. (2017) häufigsten Neophyten in europäischen Wäldern, *Impatiens parviflora* und *Prunus serotina*, deutlich zugenommen. Dieser Trend ist ebenfalls in verschiedenen Regionen und Waldgesellschaften bestätigt (z.B. REINECKE et al. 2011, DITTMANN et al. 2018, VOJÍK & BOUBLÍK 2018). Die auch aktuell noch geringe Anzahl von nicht heimischen Arten spiegelt einerseits die gegenüber verschiedenen Offenlebensräumen geringere Bedeutung von gebietsfremden Arten in Wäldern wider (BERG et al. 2017, WAGNER et al. 2017), zeigt aber auch, dass die Ausbreitung selbst bei den häufigsten unter ihnen nicht abgeschlossen ist (vgl. TOPP et al. 2018). Die früher forstlich kultivierte *Prunus serotina* gilt heute als invasive Art (NEHRING et al. 2013) und kann auf Sandböden waldbauliche Probleme bereiten (PETERSEN 2015). Im Edesbütteler Holz wurde sie nach Auskunft des Revierförsters bereits bekämpft – offenbar ohne durchschlagenden Erfolg. Da die für den geringeren Lichtgenuss der Krautschicht verantwortliche dichtere Strauchschicht zu einem nicht unerheblichen Teil auf die Zunahme der stark schattenden *Prunus serotina* zurückgeht, kann die Art als wichtiger Treiber für die Transformation in Richtung einer schattentoleranteren Bodenvegetation angesehen werden.

### 4.3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Durch meine Studie konnte ich exemplarisch zeigen, dass über die Wiederholung gut relokalisierbarer historischer Vegetationsaufnahmen weit reichende Aussagen über Standorts- und Vegetationsveränderungen möglich sind. Trotz begrenzter Stichprobenzahl war eine sehr präzise Aussage möglich, da Effekte von Bearbeiterunterschieden zwischen Erst- und Zweiaufnahme (z.B. VERHEYEN et al. 2018) nicht bestanden und durch die persönliche Erinnerung auch Unsicherheiten in der Relokalisierung minimiert werden konnten.

Wenn auch 2015 alle untersuchten Bestände noch der gleichen Pflanzengesellschaft wie 1990/91 angehören, sind die festgestellten Veränderungen für die relativ kurze Zeitspanne zwischen Erst- und Wiederholungsaufnahme (schon 1990 hatten Jahrzehnte lange Stickstoffeinträge stattgefunden) ausgeprägt: Alle auf der Basis von bisherigen Studien, die meist Zeiträume von 40-60 Jahren analysierten, zu erwartenden Vegetationsveränderungen durch Stickstoffeinträge und Nutzungsänderungen konnten im UG im Verlauf von nur 25 Jahren nachgewiesen werden. Dies hängt sicher damit zusammen, dass sie sich auf bodensauren, nährstoffarmen und lichten Standorten stärker manifestieren als in schattigen Laubwäldern basen- und nährstoffreicher Standorte (z. B. NAAF & KOLK 2016, DITTMANN et al. 2018, VOJÍK & BOUBLÍK 2018). Es gibt aber auch einen Hinweis darauf, dass die neueren Vegetationsveränderungen in mitteleuropäischen Wäldern keinesfalls abgeschlossen sind.

Die Befunde zeigen eindrucksvoll, wie stark die frühere Waldbewirtschaftung zur Ausbildung der rezenten Vegetation beigetragen hat. Sie führte zur Auflichtung der Bestände, unterdrückte viele der von der jetzigen Umwelt- und Bewirtschaftungssituation profitierenden Arten und förderte

lichtbedürftige Pflanzenarten nährstoffarmer Standorte, die nun mehr und mehr zurückgehen. Die Veränderungen der Artenzusammensetzung führten bei sechs der 14 Flächen dazu, dass sie einem andernorts schon bei der Erstaufnahme existierenden, reicheren Untertyp des *Betulo-Quercetum* angehören als 1990/91. Langfristig muss durch weitere Kronenschluss in der Baum- und Strauchschicht und den fortgesetzten Eintrag von Stickstoffverbindungen auf vielen Flächen mit dem Verlust der Charakteristika von Birken-Eichenwäldern des *Betulo-Quercetum* gerechnet werden; manche Bestände dürften sich in Richtung auf ärmere Ausprägungen von Eichen-Hainbuchenwäldern (*Stellario-Carpinetum*) bzw. Buchenwäldern (*Galio-Fagetum*) entwickeln. Wenn die Bestände auch insgesamt eher artenreicher wurden, ist zu beachten, dass spezialisierte, oft seltenere Arten zurück gegangen sind, während sich nitrophile Generalisten ausgebreitet haben und sich zukünftig auf Kosten der lichtliebenden Spezialisten voraussichtlich weiter ausbreiten werden.

Bei der Bewertung der geschilderten Entwicklung ist zu berücksichtigen, dass diese keine natürliche Sukzession hin zu „ursprünglichen“ bzw. grundsätzlich naturnäheren Wäldern ist, sondern die Vegetationsentwicklung unter den Bedingungen der anhaltenden anthropogenen Stickstoffeinträge stattfindet. Die untersuchten Birken-Eichenwälder stellen in hohem Maße interessante und auch naturschutzfachlich wertvolle kulturgeschichtliche Relikte dar.

Soll der durch die jahrhundertelange Waldnutzung entstandene Zustand auch nur annähernd erhalten werden, müsste Niederwaldwirtschaft auf Teilflächen reaktiviert und der Wald sukzessive auf Teilflächen geöffnet werden (s. KOPECKÝ et al. 2013, KÜHN & HEINKEN 2017). Ein Kompromiss ist sicher die jetzt fast überall praktizierte, eher extensive Eichen-Bewirtschaftung. Besondere Bedeutung kommt auch der Gestaltung von nährstoffarmen Waldrändern und entsprechenden Rändern größerer Waldwege zu, wo viele der lichtliebenden Arten aktuell noch vorkommen. Dabei ist aber zu bedenken, dass eine Auflichtung der Bestände ungewünschte konkurrenzstarke Stickstoffzeiger wie Brombeeren fördern kann. So vermuten VERHEYEN et al. (2012), dass der in den Laubwaldökosystemen akkumulierte, bisher jedoch aufgrund von Bestandesschluss kaum in der Bodenvegetation erkennbare Stickstoff als „Zeitbombe“ evident werden könnte, sobald das Kronendach wieder stärker geöffnet wird. Auch die Expansion von Neophyten wird durch ein geschlossenes Kronendach behindert (KOPECKÝ et al. 2013), sodass die weitere Zunahme beispielsweise der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) ohne begleitende Maßnahmen bei Auflichtung der Bestände gefördert würde.

## 5. Danksagung

Dr. Jörg Müller (Potsdam) unterstützte mich bei der Bestimmung der Moose, Dr. Daniel Lauterbach (Potsdam) bei den statistischen Analysen und Dr. Marcus Schmidt (Göttingen) gab wichtige Hinweise für die Überarbeitung des Manuskripts. Für Auskünfte zur Nutzungsgeschichte der untersuchten Wälder danke ich Dr. Jörg Baumgarte (Wedemark), Horst Berner (Meinersen), P. Fliegert (Hillerse), Frank Gärtner (Veltheim), Jochen Gese (Calberlah), Ralf Glüsing (Dalldorf), Hans-Jürgen Giere (Abbensen), Heinz-Jürgen Heuer (Abbensen), Cord Knibbe (Bissendorf), Karen Kolp (Mellendorf), Jörg Hagemann (Kolshorn), Ulrich Kemmer (Edemissen), Ulrich Plack (Leiferde), Heinrich Rautmann (Harvesse), Eckart Sievert (Bestenbostel), Mathias Wickenhäuser (Leiferde), Wolfgang Wöhler (Scherenbostel) und dem Realverband Calberlah.

## 6. Literatur

- BERG, C., DRESCHER, A., ESSL, F. (2017): Using relevé-based metrics to explain invasion patterns of alien trees in temperate forests. – *Tuexenia* 37: 127–142.
- BOBBINK, R., HORNING, M., ROELOFS, J.G.M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – *J. Ecol.* 86: 717–738.
- BOBBINK, R., HICKS, K., GALLOWAY, J., SPRANGER, T., ALKEMADE, R., ASHMORE, M., BUSTAMANTE, M., CINDERBY, S., DAVIDSON, E., DENTENER, F., EMMETT, B., ERISMAN, J., FENN, M., GILLIAM, F., NORDIN, A., PARDO, L. & DE VRIES, W. (2010): Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. – *Ecol. Appl.* 20: 30–59.
- BUILTJES, P., HENDRIKS, E., KOENEN, M., SCHAAP, M., BANZHAF, S., KERSCHBAUMER, A., GAUGER, T., NAGEL, H., SCHEUSCHNER, T. & SCHLUTOW, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Umweltbundesamt 38/2011 und Anhang 11, 42/2011, Dessau-Roßlau.
- DIERSCHKE, H. 1994: Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart. 683 S.
- DITTMANN, T., HEINKEN, T. & SCHMIDT, M. (2018): Die Wälder von Magdeburgerforth (Fläming, Sachsen-Anhalt) – eine Wiederholungsuntersuchung nach sechs Jahrzehnten. – *Tuexenia* 38: 11–42.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 1095 pp.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – *Scripta Geobot.* 18: 1–262.
- ESSL, F., MILASOWSKY, N., DIRNBÖCK, T. (2012): Plant invasions in temperate forests: Resistance or ephemeral phenomenon? – *Basic Appl. Ecology* 12: 1–9.
- EWALD, J., HENNEKENS, S., CONRAD, S., WOHLGEMUTH, T., JANSEN, F., JENSSEN, M., CORNELIS, J., MICHIELS, H.-G., KAYSER, J., CHYTRÝ, M., GÈGOUT, J.C., BREUER, M., ABS, C., WALENTOWSKI, H., STARLINGER, F. & GODEFROID, S. (2013): Spatial and temporal patterns of Ellenberg nutrient values in forests of Germany and adjacent regions - a survey based on phytosociological databases. – *Tuexenia*: 33: 93 – 109.
- HÄRDTLE, W., HEINKEN, T., PALLAS, J., WELB, W. (1997): *Quercus-Fagetum* (H5). Sommergrüne Laubwälder Teil 1: *Quercion roboris*. Bodensaure Eichenmischwälder. – *Synop. Pflanzenges. Deutschlands* 2: 1–51.
- HÄRDTLE, W. (1995): Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (*Quercus-Fagetum*) im nördlichen Schleswig-Holstein. – *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. Hamburg* 48: 1–441.
- HÄRDTLE, W., VON OHEIMB, G. & WESTPHAL, C. (2003): The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). – *For. Ecol. Manage.* 182, 327–338.
- HÉDL, R., KOPECKÝ, M., KOMÁREK, J. (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. – *Divers. Distrib.* 16: 267–276.

- HEINRICHS, S. & SCHMIDT, W. (2017): Flora und Vegetation der Lengder Burg im Göttinger Wald – Ein Hotspot der Phytodiversität und seine Veränderungen seit 1950. – *Tuexenia* 37: 95–125.
- HEINRICHS, S., WINTERHOFF, W. & SCHMIDT, W. (2012): Vegetation dynamics of beech forests on limestone in central Germany over half a century – effects of climate change, forest management, eutrophication or game browsing? – *Biodiv. Ecol.* 4: 49-62.
- HEINRICHS, S., WINTERHOFF, W. & SCHMIDT, W. (2014): 50 Jahre Konstanz und Dynamik im Seggen-Hangbuchenwald (Carici-Fagetum) – Ein Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen aus dem Göttinger Wald. – *Tuexenia* 34: 9-38.
- HESMER, H. (1937): Die heutige Bewaldung Deutschlands. – Paul Parey. Berlin. 52 pp.
- KAPFER, J., HÉDL, R., JURASINSKI, G., KOPECKÝ, M., SCHEL, F.H., GRYTNES, J.-A. (2017): Resurveying historical vegetation data – opportunities and challenges. – *Appl. Veg. Sci.* 20: 164-170.
- KRAUSE, A. & SCHRÖDER, L. (1979): Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200 000. Potentielle Vegetation Blatt CC 3118 Hamburg-West. Schriftenr. Vegetationskd. 14: 1-138.
- KOPECKÝ, M., HÉDL, R. & SZABÓ, P. (2013): Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. – *J Appl Ecol.* 50:79–87.
- KÜHN, S.L. & HEINKEN, T. (2017): Vegetationsveränderungen im NSG Bredower Forst im Verlauf von 50 Jahren – Analyse anhand historischer Vegetationsaufnahmen. *Natursch. Landschaftspf. Brandenbg.* 26 (4): 24-36.
- MÖLDER, A., STREIT, M. & SCHMIDT, W. (2014): When beech strikes back: How strict nature conservation reduces herb-layer diversity and productivity in Central European deciduous forests. – *For. Ecol. Manage.* 319: 51-61.
- MÜLLER, T. (1962): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 87 Braunschweig. Geographische Landesaufnahme 1:2 000 000. – Bad Godesberg, 38 pp.
- MÜLLEROVÁ, J.; HÉDL, R. & SZABÓ, P. (2015). Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. – *For. Ecol. Manage.* 343, 88-100.
- NAAF, T. & KOLK, J. (2016): Initial site conditions and interactions between multiple drivers determine herb-layer changes over five decades in temperate forests. – *For. Ecol. Manage.* 366: 153–165.
- NAAF, T. & WULF, M. (2011): Traits of winner and loser species indicate drivers of herb layer changes over two decades in forests of NW Germany. – *J. Veg. Sci.* 22: 516-527.
- NEHRING, S., KOWARIK, I. & RABITSCH, W. (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Pflanzen. – *BfN-Skripten* 352: 1-204.
- PETERSEN, R. (2015): Waldbaulicher Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche. – *AFZ-Der Wald* 4/2015: 18-21.
- R CORE TEAM (2016): R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Wien, Österreich. – URL: <http://www.R-project.org>.

- REINECKE, J., KLEMM, G. & HEINKEN, T. (2011): Veränderung der Vegetation nährstoffarmer Kiefernwälder im nördlichen Spreewald-Randgebiet zwischen 1965 und 2010. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenbg. 144: 63-97.
- REINECKE, J., KLEMM, G. & HEINKEN, T. (2014): Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. – J. Veg. Sci. 25: 113-121.
- SCHMIDT, M. (2010): Vom Hutewald zum „Urwald“ -Veränderungen von Flora und Vegetation im Naturschutzgebiet „Urwald Sababurg“ (Reinhardswald) über 100 Jahre. – Forstarchiv 81: 53-60.
- SCHMIDT, M., KRIEBITZSCH, W.-U. & EWALD, J. (2011) (Red.): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. – BfN-Skripten 299: 1-111.
- SEIDLING, W. & FISCHER, R. 2008: Deviances from expected Ellenberg indicator values for nitrogen are related to N throughfall deposition in forests. – Ecol. Indicators 8: 639-646.
- TOPP, L., GUICKING, D. & SCHMIDT, M. (2018): Vegetations- und Florenzentwicklung im Naturschutzgebiet Urwald Sababurg über hundert Jahre (1914-2016). – Jahrb. Natursch. Hessen 17: 149-155.
- VAN CALSTER, H., BAETEN, L., DE SCHRIJVER, A., DE KEERSMAEKER, L., ROGISTER, J. E., VERHEYEN, K. & HERMY, M. 2007: Management driven changes (1967-2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. – For. Ecol. Manage. 241: 258-271
- VAN DER MAAREL, E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects community similarity. – Vegetatio 39: 97-114.
- VERHEYEN K., BAŽÁNY M., CHEČKO E., CHUDOMELOVÁ M., CLOSSET-KOPP D., CZORTYK P., DECOCQ G., DE FRENNE P., DE KEERSMAEKER L., ENRÍQUEZ GARCÍA C., FABŠIČOVÁ M., GRYTNES J.A., HEDEROVÁ L., HÉDL R., HEINKEN T., HØISTAD SCHEI F., HORVÁTH S., JAROSZEWICZ B., JERMAKOWICZ E., KLINEROVÁ T., KOLK J., KOPECKÝ M., KURAS I., LENOIR J., MACEK M., MÁLIŠ F., MARTINESSEN T.C., NAAF T., PAPP L., PAPP-SZAKÁLY Á., PECH P., PETŘÍK P., PRACH J., RECZYŃSKA K., SÆTERS DAL M., SPICHER F., STANDOVÁR T., ŚWIERSKOSZ K., SZCZEŚNIAK E., TÓTH Z., UJHÁZY K., UJHÁZYOVÁ M., VANGANSBEKE P., VILD O., WOLKOWYCKI D., WULF M. & BAETEN L. (2018). Observer and relocation errors matter in resurveys of historical vegetation plots. – J. Veg. Sci. 29: 812-823.
- VERHEYEN, K., BAETEN, L., DE FRENNE, P., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., BRUNET, J., CORNELIS, J., DECOCQ, G., DIERSCHKE, H., ERIKSSON, O., HÉDL, R., HEINKEN, T., HERMY, M., HOMMEL, P., KIRBY, K., NAAF, T., PETERKEN, G., PETŘÍK, P., PFADENHAUER, J., VAN CALSTER, H., WALTHER, G.-R., WULF, M. & VERSTRAETEN, G. (2012): Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests: Drivers of change in forest understorey vegetation. J. Ecol. 100: 352-365.
- VOJÍK, M. & BOUBLÍK, K. (2018): Fear of the dark: decline in plant diversity and invasion of alien species due to increased tree canopy density and eutrophication in lowland woodlands. – Plant Ecol. 219: 749–758.

WAGNER, V., CHYTRÝ, M., JIMÉNEZ-ALFARO, B. et al. (2017): Alien plant invasions in European woodlands. – *Diversity Distrib.* 23: 969-981.

WULF, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel "historisch alter Wälder". – *NNA-Ber.* 7 (3): 3-14.

ZERBE, S. (2007): Neophyten in mitteleuropäischen Wäldern - Eine ökologische und naturschutzfachliche Zwischenbilanz. – *Natursch. Landschaftspl.* 39: 361-368.

#### **Autor:**

PD Dr. Thilo Heinken,

Lehrinheit Allgemeine Botanik, Institut für Biochemie und Biologie, Universität Potsdam, Maulbeerallee 3, 14471 Potsdam, E-Mail: heinken@uni-potsdam.de

Dieser Beitrag wird unter einer Creative Commons Lizenz (CC-BY-NC-ND 4.0) veröffentlicht.

---

#### **Anhang folgende Seite:**

Tab. 2: Vegetationstabelle der 14 wiederholten Vegetationsaufnahmen von Birken-Eichenwäldern (*Betulo-Quercetum roboris*) im Flachland südlich des Allertals mit den Aufnahmen von 1990/91 und 2015, geordnet nach den in HEINKEN (1995) für die Erstaufnahme ermittelten Untereinheiten. Die Kenn- und Trennarten der Syntaxa richten sich nach HÄRDITTE et al. (1997); A: Assoziation, V: Verband, O: Ordnung, K: Klasse, C: Charakterart, D: Differenzialart. Gewinner- und Verliererarten mit signifikanter Zu- bzw. Abnahme über den gesamten Datensatz sind rechts angegeben und der Zeitpunkt des häufigeren Vorkommens durch Fettdruck hervorgehoben. Frequenz (Zahl der Vorkommen): exakter Test nach Fischer, Deckung: Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test. \*\*\*: p-Wert < 0,001; \*\*: p-Wert < 0,01; \*: p-Wert < 0,05).

#### **Außerdem mit geringer Stetigkeit:**

**Baumschicht:** *Fagus sylvatica*: 1alt: 1, 1neu: 2; *Populus tremula*: 1alt:2, 1neu: 1; *Quercus rubra*: 1neu: 1; *Robinia pseudoacacia*: 2alt: 2, 2neu: 2.

**Strauchschicht:** *Betula pendula*: 3alt: +; *Crataegus monogyna*: 9neu: r, 11neu: +; *Cytisus scoparius*: 2neu: +; *Hedera helix*: 10neu: +; *Prunus avium*: 11alt: r, 11neu: 1; *Prunus sp.*: 11neu: r; *Rhamnus carthatica*: 6neu: r; *Robinia pseudoacacia*: 2alt: 1, 2neu: +.

**Kraut- und Moosschicht:** *Acer pseudoplatanus*: 13neu: +; *Agrostis vinealis*: 2alt: 1; *Alliaria petiolata*: 9neu: +; *Arrhenatherum elatius*: 13alt: r; *Asparagus officinalis*: 12alt: r; *Athyrium filix-femina*: 7neu: +; *Betula pendula*: 6neu: r; *Bromus sterilis*: 9neu: r; *Campanula rotundifolia*: 7alt: r; *Circaea lutetiana*: 10neu: 1, 13neu: +; *Crataegus cf. laevigata*: 6neu: r; *Crataegus monogyna*: 11alt: r, 11neu: r; *Cytisus scoparius*: 2alt: r, 3alt: +; *Dicranum majus*: 4alt: r, 6alt: +; *Dicranum polysetum*: 3alt: +, 5alt: +; *Dryopteris filix-mas*: 4alt: r, 8neu: r; *Elytrigia repens*: 11neu: 1; *Euonymus europaeus*: 9neu: +; *Eurhynchium sp.*: 7alt: 1; *Fallopia dumetorum*: 14alt: 1, 14neu: 1; *Festuca filiformis*: 9alt: +; *Festuca filiformis*; *Festuca rubra*: 13alt: +; *Fraxinus excelsior*: 1neu: +, 13neu: +; *Hieracium laevigatum*: 4alt: 1; *Hieracium lachenalii*: 5alt: +, 11alt: +; *Holcus lanatus*: 11alt: +, 7neu: +; *Hypericum perforatum*: 2alt: +, 13alt: +; *Lapsana communis*: 9neu: +; *Leucobryum glaucum*: 7alt: +; *Lophocolea bidentata*: 6alt: r; *Luzula pilosa*: 4alt: 1, 4neu: r; *Lysimachia vulgaris*: 13alt: +; *Mycelis muralis*: 4alt: +, 7neu: 1; *Pinus sylvestris*: 5alt: r; *Plagiothecium denticulatum*: 6alt: r, 12alt: 1; *Pohlia nutans*: 8alt: r, 12alt: +; *Prunus sp.*: 5neu: +; *Prunus spinosa*: 7neu: r; *Quercus rubra*: 1neu: +; *Rhytidadelphus squarrosus*: 3alt: 1, 6alt: +; *Ribes rubrum*: 11neu: r, 14neu: +; *Robinia pseudoacacia*: 2alt: +; *Rumex acetosella*: 13alt: +; *Rumex sanguinea*: 8neu: +; *Sambucus racemosa*: 3neu: r; 10neu: +; *Scrophularia nodosa*: 12alt: r; *Sharpiella seligeri*: 1neu: +; *Stellaria aquatica*: 8neu: +; *Taxus baccata*: 4neu: r; *Vaccinium vitis-idaea*: 1alt: +, 3alt: 1; *Veronica officinalis*: 2alt: r.

Aufnahme-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	1-14	1-14												
Nr. in Heinken (1995), Tab. A5	53	89	59	66	61	64	58	54	85	91	97	92	104	102	600	900	625	600	625	625	625	625	625	625	625	625	625	625	625	1990	2015											
Jahr der Aufnahme	1991	1990	1990	1990	1990	1991	1990	1990	1991	1991	1991	1991	1991	1990	2005	2015	2015	2015	2015	2015	2015	2015	2015	2015	2015	2015	2015	2015	2015													
Datum der Aufnahme	05.07.	16.07.	16.07.	18.07.	18.07.	07.06.	18.07.	20.07.	02.07.	07.06.	05.06.	03.07.	07.06.	20.07.	03.06.	03.06.	03.06.	03.06.	04.06.	04.06.	03.06.	02.06.	02.06.	02.06.	04.06.	04.06.	03.06.	04.06.	02.06.													
Flächengröße	600	900	625	600	625	625	625	625	625	625	625	625	625	625	600	900	625	600	625	625	625	625	625	625	625	625	625	625														
Koordinaten Nord [°]															9.71357	52.52471	9.70175	52.57291	9.69918	52.57214	10.25639	52.40106	10.25549	52.40331	10.38287	52.35544	10.27684	52.40395	10.40993	52.44941	10.38392	52.43033	10.62758	52.41471	10.20528	52.41082	10.38201	52.35700	10.62510	52.41437	10.41195	52.45253
Koordinaten Ost [°]															9.71357	52.52471	9.70175	52.57291	9.69918	52.57214	10.25639	52.40106	10.25549	52.40331	10.38287	52.35544	10.27684	52.40395	10.40993	52.44941	10.38392	52.43033	10.62758	52.41471	10.20528	52.41082	10.38201	52.35700	10.62510	52.41437	10.41195	52.45253
m ü. NN	70	65	70	80	80	65	75	75	60	70	60	65	70	70	70	65	70	80	80	65	75	75	60	70	60	65	70	70														
Exposition [°]	div	315	div			180				270					div	315	div						180																			
Inklination [°]	2	3	1			1				2					2	3	1						1																			
Deckung Baumschicht [%]	70	65	55	80	80	80	80	80	75	65	80	70	70	80	65	60	65	80	70	75	70	70	60	70	75	70	80	73,8	70,8													
Deckung Strauchschicht [%]	20	10	50	5	1	5	8	3	5	5	10	20	5	1	15	20	30	60	15	10	25	10	10	30	23	15	35	25	9,9	23,7												
Deckung Krautschicht [%]	60	85	70	50	60	40	60	60	70	60	60	60	65	80	75	80	55	15	55	45	60	70	80	40	60	60	55	75	63,1	57,7												
Deckung Moosschicht [%]	1	10	20	1	1	5	10	2	1	1	10	1	0	3	5	1	1	2	3	5	1	1	0	1	2	1	1	4,8	1,8													
Arttenzahl Gefäßpflanzen	16	27	17	35	25	28	22	16	20	26	28	30	37	26	18	24	17	20	27	26	37	31	32	32	31	29	35	30	25,9	28,5												
Arttenzahl Moose	7	3	11	6	8	12	10	7	1	3	3	8	1	0	5	3	2	6	6	8	9	1	2	0	5	6	2	4	5,6	4,2	Gewinner / Verlierer											
<b>Baumschicht</b>																													Stetigkeit		Frequenz	Deckung										
VC Betula pendula	2	3	4	1	2	1	2	2	1	2	.	2	2	2	2	2	3	.	.	.	2	2	+	1	.	2	2	2	<b>13</b>	10		0,0213 *										
DV Quercus robur	3	2	3	3	3	4	3	4	4	3	4	4	4	4	3	2	3	3	3	4	3	4	4	4	4	3	4	4	4	14	14											
DC Quercus petraea	.	.	.	3	3	1	2	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	3	2	1	2	.	.	.	.	3	1	.	.	5	6											
DV Betula pubescens	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	2	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	3	3											
Pinus sylvestris	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1											
Prunus serotina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3												
Sorbus aucuparia	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1											
<b>Strauchschicht</b>																																										
DV Quercus robur	2	1	.	+	r	+	2	+	.	+	1	2	1	.	.	+	.	.	.	.	1	.	.	1	.	1	.	.	<b>11</b>	4	0,0213 *	0,0079 **										
DV Frangula alnus	1	1	2	1	r	1	+	.	1	.	2	1	+	.	1	2	1	2	1	1	2	2	1	2	.	1	2	1	12	<b>13</b>		0,0290 **										
Sorbus aucuparia	2	+	2	r	.	1	+	.	1	.	1	r	+	.	2	1	2	3	1	2	1	+	1	.	1	1	1	2	10	<b>13</b>		0,0084 **										
Prunus serotina	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	r	.	+	.	r	r	2	2	+	1	2	.	.	2	2	1	2	.	4	<b>11</b>	0,0213 *	0,0036 **										
KC Fagus sylvatica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	r	r	+	.	.	1	.	.	.	<b>6</b>		0,0159 *	0,0310 *										
DA Lonicera periclymenum	1	1	2	+	.	.	.	1	1	+	1	.	+	1	1	.	1	1	+	+	.	1	1	+	1	+	1	1	10	12												
KC Quercus petraea	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	+	2	.	.	.	.	.	1	1	.	.	3	4												
KC Corylus avellana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	3												
DV Betula pubescens	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1												
KC Ilex aquifolium	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2												
Sambucus nigra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	1	.	.	.		3												
<b>Kraut- und Moosschicht</b>																																										
<b>Arten der bodensauren Eichenischwälder (Quercion roboris)</b>																																										
AC Holcus mollis	.	1	.	1	1	1	.	1	2	3	2	2	2	2	.	2	.	.	1	1	.	+	.	1	1	2	1	1	<b>11</b>	9		0,0373 *										
VC Melampyrum pratense	.	2	.	1	2	1	2	2	2	r	.	r	1	.	.	1	.	.	1	+	1	.	1	r	.	.	+	.	<b>10</b>	7		0,0061 **										
AC Trientalis europaea	.	.	.	2	2	2	1	1	.	1	.	1	.	1	.	.	.	+	1	1	1	r	.	.	.	.	+	<b>8</b>	6		0,0211 *											
DV Festuca ovina et gaeftalica	.	1	.	2	1	2	1	1	.	1	+	1	+	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	<b>10</b>	2	0,0063 **	0,0084 **										
AC Galium saxatile	.	.	+	1	1	+	1	.	.	+	1	+	1	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	<b>10</b>	1	0,0014 **	0,0050 **										
DA Lonicera periclymenum	2	2	2	2	1	2	+	2	3	2	3	1	2	3	2	2	2	1	1	2	2	2	2	1	1	1	2	2	14	14												
VC Anthoxanthum odoratum	.	+	1	+	r	.	1	.	.	+	+	.	+	.	.	+	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	1	.	8	3												
VC Ceratocapsus claviculata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	2	+	.	1	.	.	.	.	1	1	.	1	.	.	2	1	3	6												
DV Pleurozium schreberi	.	.	1	1	+	1	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	6	2												
VC Teucrium scorodonia	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	+	3	2												
DV Molinia caerulea	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2												
AC Hypericum pulchrum	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1												
VC Populus tremula	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1												

Arten bodensaurer Wälder (Quercetalia roboris)																																				
OC	Deschampsia flexuosa	1	3	3	2	3	2	3	3	2	2	2	2	2	1	1	1	+	1	1	2	1	+	1	1	2	1	+	14	14		0,0019 **				
OC	Agrostis capillaris	.	.	+	1	.	1	1	.	1	.	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	9	1	0,0044 **	0,0061 **				
OC	Plagiothecium curvifolium	.	.	r	+	+	.	+	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6	1	0,0159 *	0,0335 *					
OC	Dicranella heteromalla	1	.	+	r	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5		0,0407 *							
OC	Carex pilulifera	1	.	+	1	1	1	1	1	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	11	12							
OC	Polytrichum formosum	+	.	1	1	+	+	+	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8	7							
DO	Vaccinium myrtillus	4	2	2	1	.	+	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	6							
DO	Dicranum scoparium	r	.	+	.	+	+	+	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7	4							
OC	Luzula multiflora	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7	2							
DO	Lophocolea heterophylla	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	3							
Mesophile Waldarten (meist KC Quercu-Fagetea, zugleich Trennarten der Lonicera-Stellaria-E-Variante)																																				
KC	Fagus sylvatica	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	9		0,0282 *				
DA	Oxalis acetosella	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	6		0,0345 *					
KC	Hedera helix	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7	7	0,0058 **	0,0326 *					
KC	Milium effusum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6	6	0,0159 *	0,0350 *					
KC	Polygonatum multiflorum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	6							
KC	Poa nemoralis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	5							
KC	Atrichum undulatum	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	4							
KC	Convollaria majalis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	3							
KC	Corylus avellana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	4							
KC	Ilex aquifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	4							
KC	Stellaria holostea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2							
KC	Viola riviniana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2							
KC	Prunus avium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2							
Übrige Arten																																				
	Quercus robur et petraea	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	r	1	.	1	1	+	1	+	.	+	+	1	+	+	14	12		0,0051 **			
	Dryopteris carthusiana	.	+	+	1	1	+	r	r	+	1	.	1	+	+	+	1	2	1	2	1	2	+	1	2	+	1	1	2	12	14		0,0019 **			
	Dryopteris dilatata	.	r	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	r	r	+	1	1	1	2	1	r	1	+	2	.	1	1	1	8	12		0,0021 **			
	Rubus fruticosus agg.	1	2	.	+	.	1	.	.	+	1	2	1	.	.	1	2	1	1	.	1	.	.	.	.	3	1	3	2	1	1	9	11		0,0335 *	
	Brachythecium rutabulum et sp.	.	1	+	.	+	+	.	+	.	1	.	.	.	.	1	1	1	+	+	+	1	+	.	.	.	+	1	+	1	7	13		0,0247 *		
	Maianthemum bifolium	.	+	.	1	+	.	.	1	.	1	1	+	1	.	.	1	1	1	1	.	1	.	.	.	.	1	1	1	9	10		0,0477 **			
	Impatiens parviflora	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1	.	2	1	2	1	1	.	2	12	12	0,0004 ***	0,0022 **			
	Sorbus aucuparia	1	1	1	1	1	1	+	.	1	1	+	1	1	1	1	1	1	.	1	1	+	+	+	1	1	+	1	13	13						
	Frangula alnus	1	1	+	1	+	+	+	1	1	1	.	1	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	1	13	12				
	Rubus idaeus	+	2	1	1	.	2	.	2	2	2	2	2	3	.	1	3	3	1	3	3	.	3	2	1	2	2	2	1	11	13					
	Hypnum cupressiforme agg.*	1	.	+	+	+	1	+	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	9	11				
	Galeopsis bifida et tetrahit	.	.	.	1	+	.	.	1	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	8	11				
	Prunus serotina	.	+	.	r	r	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	+	8	9				
	Moeblingia trinervia	.	+	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	7	8				
	Galium aparine	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	1	r	+	4	8		
	Scelopodium purum	.	2	2	.	.	1	1	.	.	.	.	.	+	r	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	7	5				
	Sambucus nigra	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	r	1	r	4	7		
	Eurhynchium praelongum	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	5			
	Calamagrostis epigeios	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	5	2			
	Poa trivialis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	1	.	1	5		
	Mnium hornum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	3			
	Poa pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4				
	Aulaconnum androgynum	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	1			
	Chaerophyllum temulum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	3				
	Dactylis glomerata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3				
	Epilobium angustifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3				
	Geranium robertianum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3				
	Geum urbanum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3				
	Urtica dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3				

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Braunschweiger Geobotanische Arbeiten](#)

Jahr/Year: 2019

Band/Volume: [13](#)

Autor(en)/Author(s): Heinken Thilo

Artikel/Article: [Vom bodensauren Niederwald zum mesophilen Hochwald – Vegetationsveränderungen in Eichenmischwäldern im Flachland südlich der Aller im Verlauf von 25 Jahren From coppice to high forest – vegetation change and mesophication in acidic mixed oak forests in the southeastern lowlands of Lower Saxony during 25 years 119-139](#)