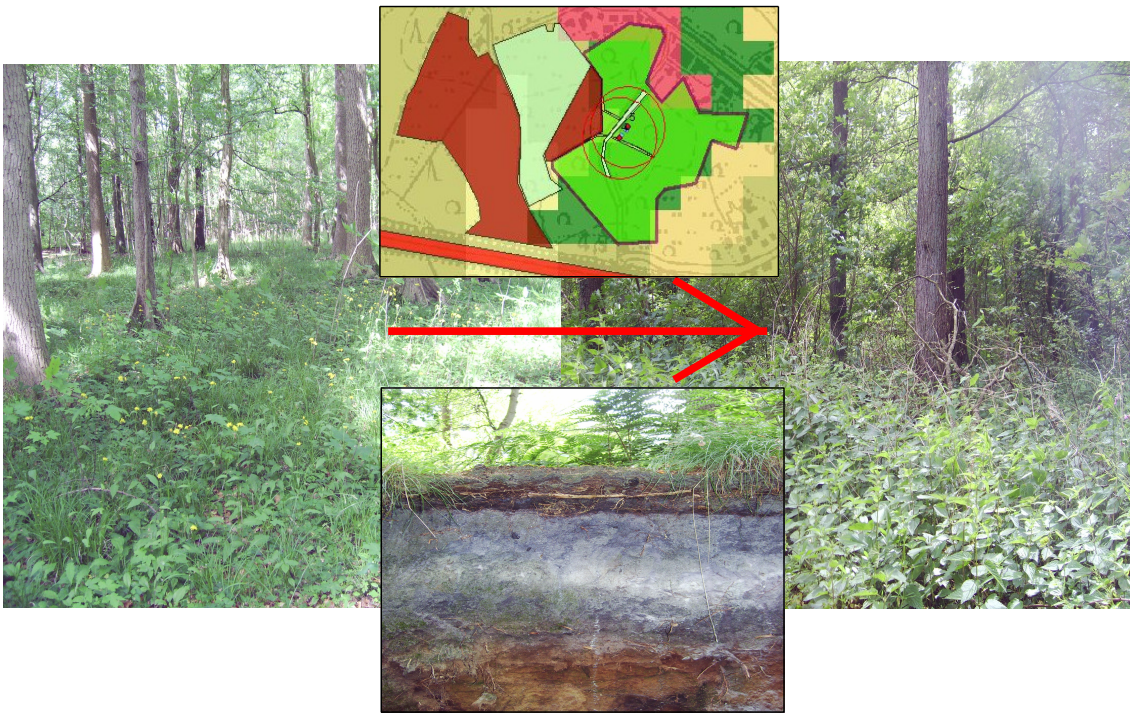
CARL VON OSSIETZKY universität OLDENBURG

Studiengang Diplom – Landschaftsökologie

- Diplomarbeit -

Bedeutung von Waldstruktur, bodenchemischen Faktoren und umgebenden Biotoptypen für die Eutrophierung von Laubwäldern in der nördlichen Weser-Ems-Region



vorgelegt von:

Helge Ortmann

Betreuender Gutachter: Prof. Dr. Rainer Buchwald

Zweiter Gutachter: Dr. Cord Peppler-Lisbach

Oldenburg, den 22. Dezember 2009

Danksagung

Ich danke Herrn Prof. Dr. Rainer Buchwald für die Bereitstellung des Themas, für die vielen hilfreichen fachlichen Ratschläge und die Beurteilung der Arbeit. Außerdem möchte ich mich bei ihm für die Bereitstellung der Laboreinrichtungen der AG Vegetationskunde zur Bearbeitung der Bodenproben sowie für die Finanzierung der bodenchemischen Laboranalysen bedanken.

Herrn Dr. Cord Peppler-Lisbach möchte ich für die Übernahme des Zweitgutachtens und seine hilfreichen Ratschlägen danken.

Weiterhin bedanke ich mich bei den Mitarbeitern der AG Vegetationskunde und der AG Bodenkunde für die Unterstützung bei den Laborarbeiten und der Bereitstellung der Laboreinrichtungen. Insbesondere bin ich Frau Melanie Willen, Frau Prof. Dr. Luise Giani und Frau Gunda Sängerlaub für ihre Hilfe dankbar. Frau Brigitte Rieger danke ich für die Durchführung der C/N-Messungen.

Des weiteren möchte ich an diese Stelle Herrn Dr. Karsten Mohr und Herrn Heiko Fritz der Landwirtschaftskammer Niedersachsen für die fachliche Beratung und die Ansicht ihrer Literatur und Kalkungsdaten danken. Außerdem danke ich den Revierförstern Herrn Gerd Dählmann und Herrn Karl-Heinz Pelster sowie Herrn Jörg Ackermann der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt für Informationen zu Waldgebieten und Kalkung.

Bedanken möchte ich mich darüber hinaus beim Haus Regenbogen für die Bereitstellung eines existenzsichernden Arbeitsplatzes, insbesondere der Gruppenleitung Frau Silke Kolbeck-Lawicka für die flexiblen Arbeitszeiten und der moralischen Unterstützung.

Ganz großen Dank gebührt meiner Familie, meiner Frau Bettina Ortmann sowie meiner Tochter Kaja und meinem Sohn Amon, die während der Fertigstellung dieser Arbeit auf viel gemeinsame Zeit verzichten mussten, und mir jederzeit die benötigte Unterstützung gegeben haben.

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis.....5
Abbildungsverzeichnis.....7
I. Einleitung.....10

II. Das Untersuchungsgebiet.....11
1. Lage und Abgrenzung.....11
2. Naturräumliche und landschaftliche Gliederung.....12
3. Geologie..... 13
4. Böden.....15
5. Klima.....16
6. Waldentwicklung und Waldnutzungsgeschichte.....17
6.1 Frühgeschichte.....17
6.2 Mittelalter bis 18. Jahrhundert.....18
6.3 Späte Neuzeit mit dem Schwerpunkt Waldbau und Kalkung.....20

III. Material und Methoden.....23
1. Biotoptypen.....23
1.1 Bestimmung der Biotoptypen.....23
1.2 Methode zur Erfassung des Einflusses der umgebenden Biotoptypen.....24
1.3 Digitale Auswertung mittels ArcGIS.....27
2. Befragung zur Kalkung und Düngung.....28
3. Vegetation.....28
3.1 Bearbeitungszeitraum und Auswahl der Probeflächen ….....28
3.2 Vegetationsaufnahmen.....29
3.3 Eutrophierungsgrade.....31
3.4 Gefährdungsgrade.....32
3.5 Tabellenarbeit.....33
4. Stickstoffdeposition.....36
5. Bodenanalysen.....37
5.1 Probenahme.....37
5.2 Humusformen.....37
5.3 pH – Wert.....37
5.4 austauschbare Kationen.....38
5.5 C/N–Verhältnis ….....38

6. Statistische Methoden.....39
6.1 Mittelwerte.....39
6.2 Streuung.....39
6.3 Statistische Tests.....40
6.4 Korrelationsanalysen.....42

IV. Ergebnisse ….....44
1. Einfluss der umgebenden Biotoptypen auf die Probeflächen.....44
2. Kalkung und Düngung der Flächen.....52
3. Vegetation.....54
3.1 Synsystematische Einordnung.....54
3.2 Buchen–Eichenwälder.....55
3.2.1 Deschampsio–Fagetum.....55
3.2.2 Milio–Fagetum.....58
3.3 Erlen-Eschenwälder.....60
3.3.1 Pruno–Fraxinetum.....60
3.3.2 Carici remotae–Fraxinetum.....62
3.4 Ökologische Einordnung.....64
3.4.1 Stickstoffzahlen.....64
3.4.2 Reaktionszahlen.....67
4. Gefährdung und Gefährdungsgrade.....72
5. Eutrophierungsgrade.....75
6. Stickstoffdeposition.....78
7. Bodeneigenschaften der untersuchten Pflanzengesellschaften.....81
7.1 Humusformen.....81
7.2 pH–Werte.....81
7.3 Austauschbare Kationen.....84
7.3.1 Calciumgehalte.....85
7.3.2 Magnesiumgehalte.....87
7.3.3 Kaliumgehalte.....89
7.4 C/N-Verhältnisse.....92
8. Eigenschaften der ermittelten Werte in der Grundgesamtheit.....94

9. Zusammenhänge der einzelnen Parameter.....97
9.1 Deckungen der Krautschicht und der Baumschicht.....97
9.2 Eutrophierungsgrade und andere Parameter.....99
9.2.1 Eutrophierungsgrade und C/N-Verhältnisse.....99
9.2.2 Eutrophierungsgrade und pH–Werte.....101
9.2.3 Eutrophierungsgrade und Deckungen der Baumschicht.....103
9.2.4 Eutrophierungsgrade und Anzahl / Deckung der Säurezeiger.....104
9.2.5. Eutrophierungsgrade und Stickstoffdepositionswerte.....106
9.2.6 Eutrophierungsgrade und Einfluss der umgebenden Biotoptypen.....108
9.2.7 Eutrophierungsgrade und Gefährdungsgrade.....109
9.3 Stickstoffdepositionen und andere Parameter.....111
9.3.1 Stickstoffdepositionen und Einfluss der umgebenden Biotoptypen.....111
9.3.2 Stickstoffdepositionen und Anzahl / Deckung der Säurezeiger.....112
9.4 pH–Werte und andere Parameter.....114
9.4.1 pH–Werte und austauschbare Kationen.....114
9.4.1.1 pH–Werte und austauschbare Calciumionen.....114
9.4.1.2 pH–Werte und austauschbare Kaliumionen.....116
9.4.1.3 pH–Werte und austauschbare Magnesiumionen.....119
9.4.2 pH–Werte und durchschnittliche Ellenbergs'sche Reaktionszahlen.....121
9.5 Austauschbare Kaliumionen und austauschbare Magnesiumionen.....122
9.6 C/N–Verhältnisse und andere Parameter.....124
9.6.1 C/N–Verhältnisse und austauschbare Kationen.....124
9.6.1.1 C/N–Verhältnisse und austauschbare Calciumionen.....125
9.6.1.2 C/N–Verhältnisse und austauschbare Kaliumionen.....127
9.6.1.3 C/N–Verhältnisse und austauschbare Magnesiumionen.....129
9.6.2 C/N–Verhältnisse
und durchschnittliche ellenberg'sche Stickstoffzahlen.....131
10. Die Entwicklung des Eutrophierungsgrades
von 1986 bis 2006 auf vergleichbaren Flächen.....133

V. Diskussion.....134
1. Bedeutung der Waldnutzung für die Eutrophierung von Laubwäldern.....134
2. Bedeutung der umgebenden Biotoptypen für die Eutrophierung von Laubwäldern.....138
3. Bedeutung der Waldstruktur und Vegetation für die Eutrophierung von Laubwäldern.....145
4. Bedeutung bodenchemischer Faktoren für die Eutrophierung von Laubwäldern.....152
5. Zusammenführende Diskussion.....167

VI. Ausblick.....172

VII. Zusammenfassung.....174

VIII. Literaturverzeichnis.....179

IX. Anhang.....187

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Vergleich der Temperatur- , der Niederschlagsverhältnisse und der Dauer der Schneedecke zwischen der niedersächsischen Nordseeküste und der Oldenburger Geest (BEHRENS 1994).....16
Tab. 2: Die Hemerobiestufen, deren Definition (nach BLUME & SUKOPP 1976 und KOWARIK 1988) und die Einteilung in sieben Klassen.....25
Tab. 3: Die Aufteilung der Himmelsrichtungen in vier verschiedene Klassen, aufsteigend nach der Seltenheit der Windrichtung.....26
Tab. 4: Die drei Durchlässigkeitsklassen mit den dazugehörigen Bedingungen.....26
Tab. 5: Merkmale der vier Waldgesellschaften zur schnellen Bestimmung im Gelände.....29
Tab. 6: Skala der Artenmächtigkeit nach BRAUN-BLANQUET (1964) und REICHELT & WILMANS (1973).....30
Tab. 7 :10-Klassenskala zur Bestimmung des Eutrophierungsgrades (BUCHWALD 2006).....32
Tab. 8 : Errechnung des Eutrophierungsgrades (n. BUCHWALD 2006).....32
Tab. 9: Die vier Klassen der Gefährdung.....33
Tab. 10: Die neun Klassen der Deckung.....33
Tab, 11: Unterteilung der Arten in sieben Gruppen mit unterschiedlichen Stickstoffzahlen (n. ELLENBERG et al. 1992).....34
Tab. 12: Unterteilung der Arten in sechs Gruppen mit unterschiedlichen Reaktionszahlen (n. ELLENBERG et al. 1992).....35
Tab. 13: Kriterien für die farbliche Kennzeichnung von Arten nach Stickstoffzahlen sortiert.....36
Tab. 14: Kriterien für die farbliche Kennzeichnung von Arten nach Reaktionszahlen sortiert.....36

Tab. 15: Orientierungshilfe zur Interpretation von Korrelationskoeffizienten....43
Tab. 16 : Einfluss der Biotoptypen auf die Probeflächen in Buchen – Eichenwäldern....47
Tab. 17: Einfluss der Biotoptypen auf die Probeflächen in Erlen – Eschenwäldern....48
Tab. 18: Unterschiede in den Faktoren beim kleinsten und größten EB – Wert....49
Tab. 19: Kalkung von Probeflächen der Buchen–Eichenwälder....52
Tab. 20: Kalkung von Probeflächen der Erlen – Eschenwälder....53
Tab. 21 : Kalkung von Waldgebieten....53
Tab. 22: Gefährdung der Waldgesellschaften....73
Tab. 23: Nitrophyten auf den Probeflächen und ihre Verteilung in den einzelnen Gesellschaften....75
Tab. 24: Humusformen und ihre prozentuale Verteilung auf die Waldgesellschaften....81
Tab. 25: MANN–WHITNEY–U–Test für zwei unabhängige Fallgruppen....95
Tab. 26: WILCOXON–Test für zwei verbundene Variablen....96
Tab. 27: Korrelationskoeffizienten zwischen Baumschichtdeckungen und Krautschichtdeckungen mit zugehörigen Signifikanztests....98
Tab. 28: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Eutrophierungsgraden und den C/N–Verhältnissen....101
Tab. 29: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Eutrophierungsgraden und pH–Werten....103
Tab. 30: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Eutrophierungsgraden und Baumschichtdeckungen....104
Tab. 31: Die Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen den Eutrophierungsgraden und der Anzahl der Säurezeiger bzw. Deckung der Säurezeiger (%)....106
Tab. 32: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Stickstoffdeposition und Eutrophierungsgraden....107
Tab. 33: Die Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Gesamteinflüssen der umgebenden Biotoptypen auf die Fläche und Eutrophierungsgrad....108
Tab. 34: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Eutrophierungs- und Gefährdungsgraden....110
Tab. 35: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Stickstoffdeposition und Gesamteinfluss der umgebenden Biotoptypen....111
Tab. 36: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Stickstoffdeposition und Anzahl der Säurezeiger bzw. Deckung der Säurezeiger (%)....114
Tab. 37: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen pH–Wert und austauschbaren Calciumionen....116
Tab. 38: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen pH–Wert und austauschbaren Kaliumionen....118
Tab. 39: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen pH–Wert und austauschbaren Magnesiumionen....120
Tab. 40: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen pH–Wert im OH- bzw. Ah1–Horizont und ellenberg'schen Reaktionszahlen (Ø) in der Krautschicht....122
Tab. 41: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen austauschbaren Kalium- und Magnesiumionen....124

Tab. 42: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Ca^{2+}....126
Tab. 43: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren K^{+}....128
Tab. 44: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Mg^{2+}....131
Tab. 45: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen C/N-Verhältnis im OH-bzw. Ah1–Horizont und ellenberg'schen Stickstoffzahlen (Ø) in der Krautschicht....132
Tab. 46: Vergleich von Eutrophierungsgraden im Zeitraum von 1986 bis 2006....133

Abbildungsverzeichnis

Abb 1: Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes (aus GOOGLE EARTH 2009)....12
Abb, 2: Naturräumliche Gliederung Nordwestniedersachsens nach dem Bundesamt für Naturschutz (2007). Beschriftungen und Abgrenzungen teilw. Hinzugefügt....13
Abb.3: Mittlere Häufigkeit der Windrichtungen im Jahresmittel (%), in einer Periode von 10 bis 30 Jahren von 1901 bis 1950 (DEUTSCHER WETTERDIENST 1964)....17
Abb.4: Die Waldflächenentwicklung im Landkreis Ammerland und Oldenburg von 1780 bis 2003 (NIEDERSÄCHSISCHEN FORSTPLANUNGSAMT 2004)....21
Abb. 5: Bedeutung der Symbole in einem Boxplot (n. BROSIUS 1998)....40
Abb. 6: Verteilung der EB-Werte über den Einfluss der umgebenden Biotoptypen in Bezug auf Stickstoffemissionen beim Deschampsio–Fagetum....50
Abb. 7: Verteilung der EB-Werte über den Einfluss der umgebenden Biotoptypen in Bezug auf Stickstoffemissionen beim Milio–Fagetum....50
Abb.8: Verteilung der EB-Werte über den Einfluss der umgebenden Biotoptypen in Bezug auf Stickstoffemissionen beim Pruno-Fraxinetum....51
Abb.9: Verteilung der Werte über den Einfluss der umgebenden Biotoptypen in Bezug auf Stickstoffemissionen beim Carici remotae-Fraxinetum....51
Abb.10: Gesamtartenzahlen der vier untersuchten Waldgesellschaften....54
Abb. 11: Mittlere Artenzahl pro Fläche der vier untersuchten Waldgesellschaften....54
Abb. 12: Synsystematik der vier untersuchten Waldgesellschaften....55
Abb. 13: Das Deschampsio–Fagetum mit *Ilex aquifolium* in der Krautschicht....57
Abb. 14: Das Milio–Fagetum auf einem frischen Standort....59
Abb. 15: Das Pruno–Fraxinetum mit *Equisetum hyemale,* Charakterart des Alno-Ulmion minoris Verbandes (Oberdorfer 1983)....61
Abb. 16: Carici remotae–Fraxinetum mit *Platanthera chlorantha* in der Krautschicht....63
Abb. 17: Verteilung der Stickstoffzahlen (Ø) in der Krautschicht....65
Abb. 18: Verteilung der Reaktionszahlen (Ø) in der Krautschicht....68
Abb. 19: Der prozentuale Anteil der Säurezeiger im Vergleich zur Gesamtartenzahl....69.

Abb. 20: Unterschiede bei der Deckung von Säurezeigern in der Krautschicht....70
Abb. 21: Verteilung gefährdeter Arten in den einzelnen Waldgesellschaften....72
Abb. 22: Verteilung der Gefährdungsgrade....74
Abb. 23: Eutrophierungsgrade auf den Probeflächen der Buchen–Eichenwälder....76
Abb. 24: Eutrophierungsgrade auf den Probeflächen der Erlen–Eschenwälder....76
Abb. 25: Verteilung der Eutrophierungsgrade in den Waldgesellschaften....78
Abb. 26: Verteilung der Depositionswerte in den Waldgesellschaften....79
Abb. 27: Stickstoffdepositionswerte des Umweltbundesamtes (2004) für die einzelnen Probeflächen der untersuchten Regionen....80
Abb. 28: PH–Werte auf den Probeflächen der Buchen–Eichenwälder im OH (Ah1) und Ah (Ah2) Horizont....82
Abb. 29: PH–Werte auf den Probeflächen der Erlen-Eschenwälder im Ah1- und Ah2-Horizont....83
Abb. 30: Verteilung der pH–Werte im OH- bzw. Ah1–Horizont und im Ah- bzw. Ah2–Horizont....84
Abb. 31: Austauschbaren Calciumgehalte der Probeflächen....85
Abb. 32: Verteilung der Calciumgehalte im Boden in den Waldgesellschaften....87
Abb. 33: Austauschbaren Mg^{2+} Ionengehalte der Probeflächen....88
Abb. 34: Verteilung der Magnesiumgehalte im Boden in den Waldgesellschaften....89
Abb. 35: Die austauschbaren K^{+} Ionengehalte der Probeflächen....90
Abb. 36: Die Verteilung der Kaliumgehalte im Boden in den Waldgesellschaften....91
Abb. 37: Die C/N Verhältnisse in den OH und Ah–Horizonten der Probeflächen....92
Abb. 38: Die Verteilung der C/N Verhältnisse im Boden in den Waldgesellschaften....93
Abb. 39: Korrelation zwischen Baumschicht- und Krautschichtdeckung....98
Abb. 40: Korrelation zwischen dem Eutrophierungsgrad und den C/N – Verhältnissen im OH bzw. Ah1 – Horizont....100
Abb. 41: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und C/N–Verhältnissen im Ah- bzw. Ah1–Horizont....100
Abb. 42: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und pH–Wert im OH- bzw. Ah1-Horizont....102
Abb. 43: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und pH–Wert im Ah- bzw. Ah2–Horizont....102
Abb. 44: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und Deckung der Baumschicht....104
Abb. 45: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und Anzahl der Säurezeiger im Vergleich zur Gesamtartenzahl (%)....105
Abb. 46: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und Deckung der Säurezeiger im Vergleich zur Gesamtdeckung in der Krautschicht (%)....105
Abb. 47: Korrelation zwischen Depositionswerten des Umweltbundesamtes und Eutrophierungsgraden. ….107
Abb. 48: Korrelation zwischen Gesamteinflüssen der umgebenden Biotoptypen auf die Fläche und Eutrophierungsgrad....108
Abb. 49: Korrelation zwischen Eutrophierungs- und Gefährdungsgrad....110
Abb. 50: Korrelation zwischen Stickstoffdeposition und Gesamteinfluss der umgebenden Biotoptypen....111
Abb. 51: Korrelation zwischen Stickstoffdeposition und Anzahl der Säurezeiger im Vergleich zur Gesamtartenzahl (%)....113

Abb. 52: Korrelation zwischen Stickstoffdeposition und Deckung der Säurezeiger im Vergleich zur Gesamtdeckung in der Krautschicht (%).....113
Abb. 53: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Calciumionen im OH- bzw. Ah1–Horizont.....115
Abb. 54: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Calciumionen im Ah- bzw. Ah2–Horizont.....115
Abb. 55: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Kaliumionen im OH- bzw. Ah1–Horizont.....117
Abb. 56: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Kaliumionen im Ah- bzw. Ah2-Horizont.....117
Abb. 57: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Magnesiumionen im OH- bzw. Ah1–Horizont.....119
Abb. 58: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Magnesiumionen im Ah- bzw. Ah2–Horizont.....120
Abb. 59: Korrelation zwischen pH–Wert im OH- bzw. Ah1–Horizont und ellenberg'schen Reaktionszahlen (Ø) in der Krautschicht.....121
Abb. 60: Korrelation zwischen austauschbaren Kalium- und Magnesiumionen im OH- bzw. Ah1–Horizont.....123
Abb. 61: Korrelation zwischen austauschbaren Kalium- und Magnesiumionen im Ah- bzw. Ah2–Horizont.....123
Abb. 62: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Ca^{2+} im OH- bzw. Ah1–Horizont.....125
Abb. 63: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Ca^{2+} im Ah- bzw. Ah2–Horizont.....126
Abb. 64: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren K^{+} im OH- bzw. Ah1–Horizont.....127
Abb. 65: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren K^{+} im Ah- bzw. Ah2–Horizont.....128
Abb. 66: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Mg^{2+} im OH- bzw. Ah1–Horizont.....130
Abb. 67: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Mg^{2+} im Ah-bzw. Ah2–Horizont.....130
Abb. 68: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen im OH- bzw. Ah1–Horizont und ellenberg'schen Reaktionszahlen (Ø) in der Krautschicht.....132
Abb. 69: Verteilung der Eutrophierungsgrade von 1986, 2000 und 2006 auf vergleichbaren Flächen.....134

I. Einleitung

Im Laufe des letzten Jahrhunderts ist die Eutrophierung der Laubwälder stark angestiegen. Der vorindustrielle Stickstoffeintrag aus der Luft lag bei 2kg/ha (ABER et. al. 1989). Die Stickstoffdepositionswerte des Umweltbundesamtes von 2004 ergab im nördlichen Weser–Ems–Raum Werte von 78 bis 101 kg je Hektar pro Jahr. Die Hauptverursacher dieser hohen Werte sind die intensive Landwirtschaft, die Massentierhaltung und der Verkehr. Infolge dessen sind die stickstofflimitierten naturnahen Wälder mit ihrer natürlichen Vegetation durch konkurrenzstarke Nitrophyten und Versauerung bedroht.

In dieser Arbeit sollen die stickstoffbedingten Veränderungen von vier natürlich vorkommenden Waldgesellschaften sichtbar gemacht werden. Dabei werden vier Fragestellungen näher untersucht:

- Sind Waldstruktur und Vegetation bestimmter Waldgesellschaften aufgrund von Eutrophierung verändert?
- Hat sich die chemische Zusammensetzung des Bodens durch Eutrophierung verändert?
- Inwieweit stehen angrenzende Biotoptypen (besonders landwirtschaftliche Nutzflächen und Verkehrsflächen) und Eutrophierung der Waldflächen im Zusammenhang?
- Welchen Einfluss haben die Waldnutzungen für die Eutrophierung der untersuchten Waldgesellschaften?

Zur Untersuchung dieser Fragestellungen werden einige bekannte, aber auch relativ neue Methoden angewendet. Bekannte Methoden sind unter anderem die ökologischen Zeigerwerte nach Ellenberg (1992), die Bodenanalysen (pH–Wert, austauschbare Kationen und C/N Verhältnisse), die Biotoptypen nach DRACHENFELS (2004) und die Hemerobiestufen nach BLUME & SUKOPP (1976). Eine relativ neue Methode ist die Anwendung der Eutrophierungsgrade nach BUCHWALD (2006), die sich errechnen aus den Artenanzahlen und Deckungen von Nicht-Wald-Nitrophyten. Zum ersten Mal sind Werte zur Bestimmung des Einflusses der umgebenden Biotoptypen, die sich aus den Hemerobiestufen, der Entfernung, der Größe, der Himmelsrichtung und der Durchlässigkeit zu den Probeflächen zusammensetzen, erarbeitet worden.

Die Auswirkungen von Eutrophierung auf die Vegetation und den Boden in der nördlichen Weser-Ems-Region waren anhand dieser Methoden flächendeckend bislang noch nicht Ziel von Untersuchungen gewesen.

Häufig beziehen sich diese Untersuchungen auf einzelne Pflanzenarten oder einzelne Waldbestände (z.B. ELLENBERG 1977; ZUKRIGL et. al. 1993; WILMANS 1998; SCHULTZ 2000; SEIDLING 2005).
Flächendeckende Untersuchungen zu den Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge auf Wälder sind besonders in der Arbeit von MOHR (2001), von BERNHARDT (2005), PÖHLKER (2006) und ROLAND (2009) zu finden. Allerdings liegen hier die Untersuchungsschwerpunkte anders. So beschränkt sich MOHR mit seiner Arbeit auf die Kiefernforste, BERNHARDT untersucht Regionen in Bayern, PÖHLKER legt den Schwerpunkt der Auswertung auf statistische Verfahren und ROLAND untersucht ausschließlich die Wälder des Stemweder Bergs. Somit ist der wissenschaftliche Wert dieser Arbeit besonders in der bisher nicht untersuchten Region und in den verwendeten Methoden zu finden. Für die stark grünlandbetonte, nördliche Weser-Ems-Region in Verbindung mit der praktischen Anwendung des Eutrophierungsgrades bringt diese Arbeit neue Erkenntnisse.

II. Das Untersuchungsgebiet

1. Lage und Abgrenzung

Das Untersuchungsgebiet beschränkt sich auf das nördliche Weser–Ems–Gebiet im niedersächsischen Flachland. (s. Abb. 1 und Karte A1 im Anhang).
Es wird im Süden des westlichen Teils durch die moorreichen Kulturlandschaften zwischen Leer und Edewecht begrenzt. Im östlichen Teil verläuft die Südgrenze des Untersuchungsgebietes in einer Linie mit Hatten und Delmenhorst. Im Westen, Norden und Osten liegen die Waldgrenzen der Marschregionen Ostfrieslands und der Wesermündung und bilden eine natürliche Grenze des Untersuchungsgebietes.

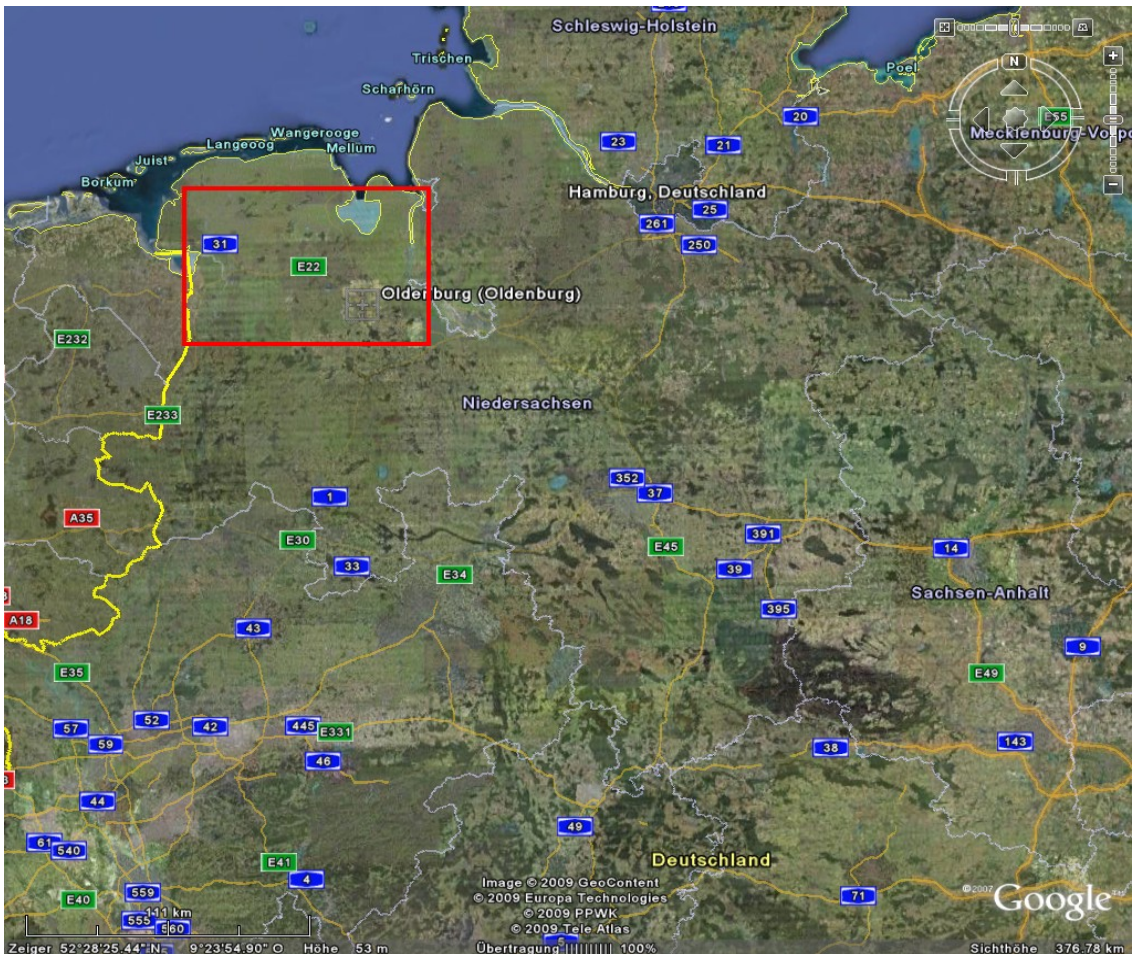


Abb 1: Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes (aus GOOGLE EARTH 2009).

2. Naturräumliche und landschaftliche Gliederung

Nach der naturräumlichen Gliederung des Bundesamtes für Naturschutz (www.bfn.de 2007) und auf Grundlage der Haupteinheiten der naturräumlichen Gliederung nach MEYNEN und SCHMIDTHÜSEN (1962), besteht der Untersuchungsraum aus der Oldenburger Geest, der Ostfriesischen Geest, den ostfriesischen Mooren, aus dem nördlichen Teil der Delmenhorster Geest und aus dem nordöstlichen Teil der östlichen Hunte-Leda-Moorniederung sowie dem nördlichen Vehnemoor (s. Abb. 2). Die Südgrenze des Untersuchungsgebietes wird durch die südliche Delmenhorster Geest, den Großteil der östlichen Hunte-Leda-Moorniederung, dem südlichen Vehnemoor, das Fintlandsmoor und den Emsmarschen gebildet. Die Westgrenze bilden die Emsmarschen. Nord- und die nördliche Ostgrenze bestimmen die ostfriesischen Seemarschen. Die Ostgrenze und südliche Ostgrenze begrenzen die Wesermarschen, die Thedinghäuser Geest und zu einem sehr geringen Teil die Syker Geest.

Im Untersuchungsgebiet dominiert die grünlandgeprägte offene Kulturlandschaft (BfN 2007). Lediglich südlich von Oldenburg, bei den Waldgebieten Barneführer Holz, Hasbruch und Stenumer Holz sind die Landschaften mehr vom Ackerbau geprägt (s. Abb. 2). Der Wildenloh liegt als einziges in der moorreichen Kulturlandschaft.

Legende: **:** Abgrenzug des Untersuchungsgebietes, : Abgrenzung der Naturräume

Emsmarschen: Name des Naturraumes, : Wattenmeerlandschaft, : Grünlandgeprägte offene Kulturlandschaft, X: Verdichtungsräume, : moorreiche Kulturlandschaft, : Ackergeprägte offene Kulturlandschaft, X: Strukturreiche Kulturlandschaft, : Gehölz bzw. waldreiche Kulturlandschaft, : Gehölz bzw. waldreiche ackergeprägte Kulturlandschaft

Abb, 2: Naturräumliche Gliederung Nordwestniedersachsens nach dem Bundesamt für Naturschutz (2007). Beschriftungen und Abgrenzungen teilw. hinzugefügt.

3. Geologie

Als Grundlage für die Darstellung der Geologie des Untersuchungsgebietes dienten besonders die Ausführungen von SEEDORF und MEYER (1992).

Die letzten drei großen Eiszeiten haben das heutige Landschaftsbild Nordwestdeutschlands geprägt.

Die Elster–Eiszeit (ca. 550000 bis 450000 vor Chr.) bedeckte die gesamte Fläche Nordwestdeutschlands und erreichte in der Hochphase das heutige Münsterland.

Nach dem Zurückziehen der Eismassen bildeten sich Staubecken, die mit Schmelzwasser angefüllt waren. Durch die Ablagerung feinkörniger Sedimente entstanden wasserstauende Tonschichten (Lauenburger Ton), die noch heute die Landschaft beeinflussen.

Die Saale–Eiszeit (ca. 380000 bis 120000 v. Chr.) überdeckte während des Drenthe-Stadiums das niedersächsische Tiefland abermals mit einer Eisschicht, und hat deshalb das heutige Aussehen der Landschaft stark geprägt. Grundmoränen und Schmelzwasser hinterließen sandige bis tonige Ablagerungen und Niederungen. So entstanden z.B. die Oldenburger Geest und die Hunte-Leda-Niederung. Die Geschiebelehmschichten sind im Untersuchungsgebiet weit verbreitet und machen den Großteil des Untergrundes der Probeflächen aus (s. Anhang Abb. A2–A12). Das darauf folgende Warthe-Stadium erreichte nur noch das Gebiet östlich der Weser und formte durch das Schmelzwasser das Weserurstromtal.

Die jüngste, in Europa auftretende Vergletscherungsphase ist die Weichseleiszeit (72000 bis 10000 v. Chr.). Die Ausdehnung des Eisschildes ist deutlich geringer als in den vorherigen Eiszeiten und reichte bis zur Elbe. Dennoch gab es während dieser Kaltzeit Prozesse, die das Landschaftsbild des Untersuchungsgebietes veränderten und die Altmoränenlandschaft teilweise überdeckten. Sie entstanden hauptsächlich durch den andauernden Bodenfrost mit Prozessen der Frostverwitterung und periglaziale Schuttbewegungen. Weitere Veränderungen entstanden durch die weitgehend fehlende Vegetation und die damit verbundene Tätigkeit des Windes. Hierdurch kam es zu Ablagerungen (z.B. Flugsand), zu Erosion und Aufschotterung (n. SCHREINER 1997). Im Untersuchungsgebiet sind einige Probeflächen in der Oldenburger und Delmenhorster Geest von Flugsand bedeckt, der aber auch aufgrund der früh einsetzenden Entwaldung im Holozän entstanden sein könnte.

Die großen Moorgebiete Nordwestdeutschlands entstanden in den darauf folgenden Warmzeiten des Holozäns. Durch das Abschmelzen der Eismassen kam es zu einem Anstieg des Meerwassers und einem Grundwasseranstieg. Die entstandenen Seen in den Talauen und tiefergelegenden Bereichen verlandeten langsam, und es entstanden Moore. Auch die Marschen entstanden in dieser Zeit, als Schwemmland der Flüsse und der Meere.

Außerdem gab es teilweise großflächige fluviatile Ablagerungen an den Flußläufen, Bäken, Tiefs oder Abflüssen der Geeständer (z.B. der Ipweger Büsche zur Wesermarsch). Diese Ablagerungen dienen heute dem Großteil der Erlen–Eschenwälder als Boden (s. Anhang Abb. A2–A12).
Im Holozän und in der vor der letzten Eiszeit liegenden Eem-Warmzeit kommt es im Zuge der Bodenentwicklung zu einer Entkalkung, Tonverlagerung und Silikatverwitterung der Böden, so dass häufig die Böden im nordwestdeutschen Raum relativ nährstoffarm sind.

4. Böden

Im Untersuchungsgebeit sind die Sande als relativ nährstoff- und basenarme Ausgangssubstrate vorherrschend. Diese haben sich durch Prozesse der Podsolierung, Pseudovergleyung und Vergleyung in die entsprechenden Bodentypen umgewandelt (s. Anhang Abb. A2 – A12).
Als Standorte der Erlen–Eschenwälder kommen nur wasserbeeinflußte Bodentypen in Frage. Bei den Probeflächen sind dies der grundwasserbeeinflußte Gley und der stauwasserbeeinflußte Pseudogley. In der reinen Form, als Ah-Go-Gr-Profil und Ah-Sw-Sd-Profil sind diese Böden nur auf etwa 30% der Probeflächen zu finden. Sehr viel häufiger sind neben den Merkmalen durch schwankende Wasserstände, auch Merkmale der Podsolierung (Eisen- u./o. Humus-Verlagerung) vorhanden, so dass der häufigste Bodentyp im Bereich der Probeflächen Podsol-Pseudogley und Podsol-Gley ist (NLfB 1997, s. Anhang Abb. A2 – A12). In einigen Gebieten im Weser–Ems–Raum ist der ehemalige Gley auch durch Bodenmaterial überlagert worden und es entstand ein Pseudogley-Gley. In den Talauen und Senken des Untersuchungsgebietes finden sich auch Gleye mit einer Niedermoorauflage.
Die Buchen–Eichenwälder wachsen im Untersuchungsgebiet besonders auf Podsolen und Pseudogleyen. Bei der bodensauren Variante, dem Deschampsio–Fagetum, ist besonders häufig der Podsol, oder zumindest Böden mit Auswaschungsmerkmalen durch Versauerung (z.B. Pseudogley–Podsol oder Gley-Podsol), vorherrschend.
Das Milio–Fagetum steht meistens auf weniger sauren Böden. Im Bereich der Probeflächen ist es häufig der Pseudogley.

5. Klima

Nach BEHRENS (1994) gehört Niedersachsen dem feuchtgemäßigten Westwindgürtel der Nordhalbkugel an. Das Klima ist gekennzeichnet durch den regelmäßigen Wechsel der Jahreszeiten, vorherrschenden Westwinden mit dem häufigen Wechsel der Witterung durch Tiefdruckgebiete.

Vorherrschend ist der ozeanische Einfluss durch den Atlantischen Ozean und die nahe Nordsee. Dies bewirkt ganzjährige hohe Niederschläge, milde Winter und relativ kühle Sommer. Nur selten können Ostwetterlagen im Winter Kälteeinbrüche und im Sommer Hitzeperioden verursachen, die niederschlagsarm sind. Durch den Golfstrom ist die Temperatur durchschnittlich 5°C höher als für diese Breitengrade typisch. In östlicher und südöstlicher Richtung nehmen die kontinentalen Eigenschaften des Klimas zu. Im Weser–Ems–Gebiet überwiegt aber das ozeanische Klima mit dem häufig im Sommer aktiven Azorenhoch und dem Islandtief. Dennoch sind auch zwischen der Nordseeküste und der Oldenburger Geest kleinere Unterschiede in den mittleren Temperaturwerten, Niederschlagsmengen sowie der Zahl der Tage mit Schneedecke zu erkennen (s. Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich der Temperatur- , der Niederschlagsverhältnisse und der Dauer der Schneedecke zwischen der niedersächsischen Nordseeküste und der Oldenburger Geest (BEHRENS 1994).

Klimaregion	Monatsmittel der Lufttemperatur im Januar (°C Ø)	Monatsmittel der Lufttemperatur im Juli (°C Ø)	Jahressumme des Niederschlags (mm Ø)	Zahl der Tage mit Schneedecke > 0 cm (Ø)
Norderney	1,6	16,3	771	22,8
Oldenburg	0,9	16,7	751	25,8

Auf die Artenzusammensetzung der Waldvegetationen haben diese leichten klimatischen Unterschiede keine wesentlichen Auswirkungen. Die Vegetationsperiode (> 5°C) hat eine Zeitspanne von März/April bis November (n. BEHRENS 1994).

Während des gesamten Jahres überwiegen westliche Winde mit 48,3 % (s. Abb. 3). Dabei beträgt der Anteil der reinen Westwinde in Oldenburg im Jahresmittel 18,2 %, die der Südwestwinde 15,8 % und die Nordwestwinde haben einen Anteil von 14,3%. Nördliche, Südliche und Östliche Windströmungen sind mit 11 – 12,1 % seltener vorhanden. Nordöstliche und Südöstliche Windrichtungen kommen am wenigsten vor. Die mittlere Windstärke liegt in Oldenburg bei 2.4 Beaufort (BEHRENS 1994). In Küstennähe ist dieser Wert höher.

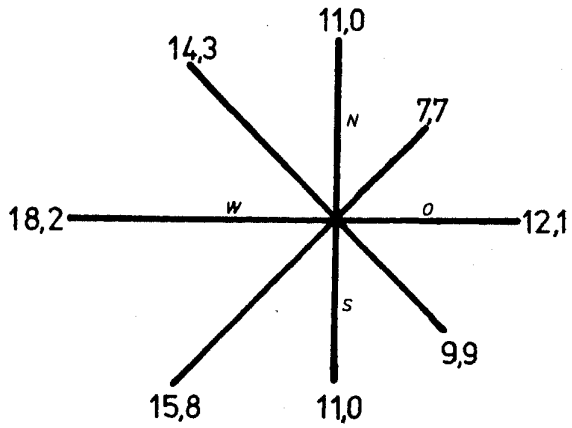


Abb.3: Mittlere Häufigkeit der Windrichtungen im Jahresmittel (%), in einer Periode von 10 bis 30 Jahren von 1901 bis 1950 (DEUTSCHER WETTERDIENST 1964).

6. Waldentwicklung und Waldnutzungsgeschichte

6.1 Frühgeschichte

Nach FIRBAS 1949 begann die Waldentwicklung nach der Weichsel–Eiszeit mit dem Einwandern von Weiden, Birken und Kiefern in die bis dahin noch baumlose Moos-, Flechten- und Grastundra. In der frühen Wärmezeit ab ca. 7000 v. Chr. kann sich zuerst die Hasel stark ausbreiten. Nach einer weiteren Erwärmung folgten Eichen, Ulmen, Linden, Eschen und Erlen die sich zu ausgedehnten Eichenmischwäldern entwickelten. In der späten Wärmezeit, ca. 3000 v. Chr. verdrängt die Buche, aufgrund einer leichten Abkühlung und einem humideren Klima, auf vielen Standorten die Eichenmischwälder in Mitteleuropa. Feuchte und lehmige Standorte besiedelte die Hainbuche, die als letzte Baumart in Nordwestdeutschland einwanderte. In der darauf folgenden Nachwärmezeit (Subatlantikum) macht sich mit der Römerzeit zunehmend der Einfluss sesshafter menschlicher Besiedlungsformen bemerkbar.

Die Besiedlung Niedersachsens erfolgte nach der letzten Eiszeit. Während dieser Zeit waren die Bewohner noch altsteinzeitliche und mittelsteinzeitliche Jäger und Sammler (SEEDORF & MEYER 1996). Im nordwestdeutschen Tiefland gab es die ersten menschlichen Funde ca. 10000 v. Chr. (STEFFENS 1980). Der Einfluss auf die Vegetation war in jener Zeit durch die Lebensweise und die geringe Bevölkerungsdichte unbedeutend. Dies änderte sich ab ca 5000 v. Chr. in der Jungsteinzeit (Neolithikum), in denen die Menschen erste feste Siedlungen errichteten und Ackerbau und Viehzucht betrieben.

Die Bevölkerungszahl in Niedersachsen erhöhte sich von ca. 15000 auf 100000 bis 200000 (SEEDORF & MEYER 1996). In dieser Zeit gab es die ersten Einflüsse auf die Wälder. Es wurden Waldflächen zur Gewinnung von Ackerland und für die Nutzung als Bau- und Feuerholz gerodet.

6.2 Mittelalter bis 18. Jahrhundert

In der Völkerwanderungszeit zwischen dem 4./5. Jahrhundert ist durch pollenanalytische Befunde ein deutlicher Rückgang der Bevölkerungsdichte nachweisbar. Es kam zu einem Siedlungsabbruch oder zumindest zu einem Siedlungsschwund (SEEDORF & MEYER 1996). Der Wald konnte sich auf den verlassenen Siedlungsgebieten ausbreiten.
Erst im 8. Jahrhundert kam es in der karolingischen Kolonisation zu einer erneuten, sehr intensiven Siedlungstätigkeit (BAASEN 1927). Mit der Zunahme der Besiedlung und durch die Entwicklung von Metallwerkzeugen verstärkten sich großflächige Rodungen (ELLENBERG 1996). Es wurde Platz für die Siedlungen, Äcker, Weiden und Wiesen geschaffen, und der Holzbedarf zum Bauen und zur Energiegewinnung stieg. So wurde die Waldlandschaft immer mehr von einer Kulturlandschaft verdrängt. Nach POTT 1990 (u.a.) hatte der Wald eine erheblich vielseitigere Bedeutung als heutzutage. Er wurde nicht nur gerodet und hatte die Funktion als Holzlieferant, sondern diente auch als Waldweide für das Vieh und als Streu- und Düngelieferant. Diese extensive Wirtschaftsform der Waldhude dürfte sich für Nordwestdeutschland insgesamt über einen Zeitraum von nahezu 5000 Jahren erstrecken. Sie begann mit dem ersten Ackerbau und der Viehhaltung und dauerte teilweise bis in die erste Hälfte des 19. Jahrhundert an (POTT 1990). Innerhalb des Waldes kam es infolge der Bewirtschaftung zu tief greifenden Veränderungen. Der Wald wurde ausgedünnt um eine Vergrasung zu fördern. Der Verbiss schränkte die natürliche Verjüngung erheblich ein und förderte regenerationsfreudigere Bäume sowie die zur Mast bevorzugte Stieleiche. So kam es im nordwestdeutschen Tiefland überwiegend zu einer Umwandlung der Buchenwälder in Eichen- und Eichenmischwälder (FIRBAS 1952). Durch die Streuentnahme und den Plaggenhieb kam es zu einer Verarmung der Waldböden. Relikte dieser Bewirtschaftung sind im Untersuchungsgebiet noch heute besonders im Hasbruch und dem Neuenburger Urwald zu erkennen.

Auch die Wälder der grundwassernahen Standorte wurden gerodet oder übernutzt. Die Anlage von Siedlungen ist meistens an Bach- und Flußtäler orientiert, um den Wasserbedarf zu sichern und den Grasreichtum für das Vieh zu nutzen (SEEDORF 1989).

Die Stärke der Veränderungen hing im Wesentlichen von den Besitzverhältnissen ab. Die Privatgehölze mit mächtigen Landesherrschern wurden häufig für Jagdzwecke verhältnismäßig gut geschützt (z.B. Oldenburg) (HESMER & SCHRÖDER 1963). Zeiträume besonders starker Waldvernichtung gab es während der Kriege (HESMER & SCHRÖDER 1963). Graf Anton Günther ist es ab 1630 zu verdanken, dass in der Grafschaft Oldenburg zunächst die Wälder durch Verordnungen einigermaßen geschützt waren. Erst nach seinem Tode wurde in der dänischen Zeit ab 1705 von einem „unglaublichen Abgang“ des Holzes berichtet (HESMER & SCHRÖDER 1963). Die durch die Kriege verarmten Bauern waren gezwungen viel Holz zu verkaufen. Besonders die waldarmen Regionen Ostfriesland und Holland hatten einen großen Holzbedarf (BAASEN 1927).

Die Waldvernichtung und Veränderung hatte im 18. Jahrhundert ihren Höhepunkt. HESMER & SCHRÖDER (1963) belegen anhand zeitgenössischer Aussagen auch hier eine u.a. starke Zerstörung des Südholzes, der „Hatter Holzungen“, des Hasbruches und des großen Wildenloh. Mehrere Wälder sind zu dieser Zeit völlig verschwunden und von fast allen könnte der Nachweis erbracht werden, dass sie in früheren Jahrhunderten eine größere Ausdehnung gehabt haben (OSTERMANN 1931). Die verbliebenen Waldreste konnten durch die Bannvorschriften ihrer Eigentümer überdauern. Sie sind heute seit mindestens mehreren Jahrhunderten mit Wald bestockt und können deshalb als historisch alt bezeichnet werden (WULF 1994) (s. Abb. 4). Kennzeichen dieser Wälder ist eine hohe Zahl typischer Waldpflanzen in einer artenreichen Krautschicht. Durch die Nutzung des Menschen kann aber hier nicht von Urwäldern gesprochen werden, da diese sich ausschließlich auf unzugängliche Gebirgsregionen beschränken (POTT 1994).

Eine erste Erholung der Waldes fand erst am Ende des 18. Jahrhunderts nach strengen Verordnungen der Oldenburger Regierung und nach Bestrebungen einer nachhaltigen Waldnutzung (DENGLER et al. 1980) mit ersten Aufforstungen verheideter Gebiete oder ertragsschwacher Feuchtwiesen statt (s. Abb. 4).

6.3 Späte Neuzeit mit dem Schwerpunkt Waldbau und Kalkung

Nach POTT 1994 und ELLENBERG 1996, verlor in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts die traditionelle Form der Waldnutzung zunehmend an Bedeutung. Das Vieh wurde nun häufig durch Hackfrüchte und Heu in Form einer Stallfütterung ernährt. Durch den etwas späteren Einsatz der künstlichen Düngung wurde die Waldweide größtenteils nicht mehr gebraucht. Auf die Waldverwüstungszeit folgte nun die Phase des Waldaufbaues mit dem Schwerpunkt der Holznutzung. Diese Entwicklung unterstützte die Auflösung der Allmende mit einer Änderung der Nutzungsrechte für Wald und Wiese und deren Trennung. Viele Heideflächen der Geestgebiete gingen in den staatlichen Besitz über und unterlagen nun einer staatlich geregelten Aufforstung und Forstwirtschaft (SEEDORF & MEYER 1996). Im Untersuchungsgebiet wurden gegen Ende des 18. Jahrhunderts die Staatsforste kartiert, die Bestände aufgenommen und die Nutzung festgelegt (HESMER & SCHRÖDER 1963).

Die Aufforstungen fanden häufig auf ertragsschwachen Standorten statt, wobei überwiegend schnell wachsende Nadelbäume eingesetzt wurden, die mit sandigen und nährstoffarmen Verhältnissen gut zurecht kommen. Dadurch entstanden in Nordwestdeutschland auf potentiellen Arealen des Eichen–Birkenwaldes häufig nicht standortgerechte Kiefermonokulturen. Der Laubholzanbau fand für gewöhnlich in devastierten, aber noch vorhandenen Wäldern statt. Dabei stand bei der Aufforstung fast überall die Eiche an erster Stelle (POTT 1994).

An den feuchteren Standorten wurden oft Hybridpappeln gepflanzt. Lediglich an einigen Stellen wurden auch standortgemäße Eschen und Erlen eingesetzt. Ein großer Teil der Auenwaldstandorte unterlag wasserbaulichen Veränderungen, die sich auf die gesamte Landschaft auswirkten. So wurden viele zusätzliche Flächen für die Nahrungsmittelproduktion geschaffen (SEEDORF & MEYER 1996). Heute sind im Untersuchungsgebiet nur noch kleine Reste der Feuchtwälder vorhanden.

Mit dem Beginn der geregelten Forstwirtschaft wurden auch die ersten standortfremden und ausländischen Hölzer eingebracht (SEEDORF & MEYER 1996). Besonders die Europäische Lärche und die Douglasie galten als produktiv und bodenschonend und wurde in Niedersachsen verstärkt angebaut. Insgesamt blieb der Anteil an ausländischen Baumarten aber gering.

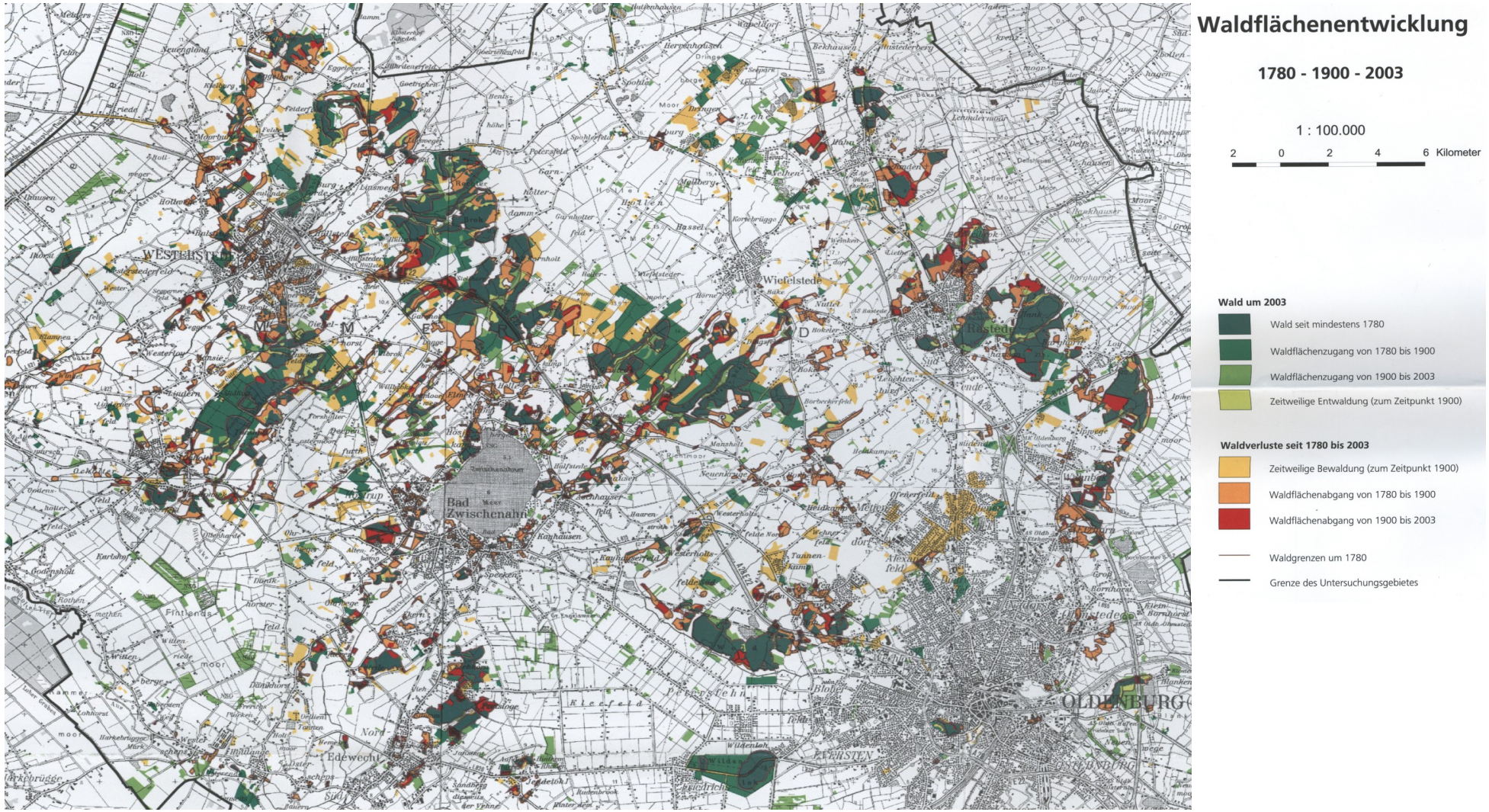


Abb.4: Die Waldflächenentwicklung im Landkreis Ammerland und Oldenburg von 1780 bis 2003 (NIEDERSÄCHSISCHEN FORSTPLANUNGSAMT 2004).

Nach der Phase des Waldaufbaues folgte die Phase des Waldumbaus. Auch hier wurden bevorzugt Nadelhölzer eingesetzt, weil sie schneller wuchsen und höhere Flächenerträge als die langsam wachsenden Laubhölzer versprachen (SEEDORF & MEYER 1996). So wurden schrittweise Laubwälder in Nadelwälder umgewandelt. Standortgerechte Laubholzarten sind bis in die 80er Jahre überwiegend nur als Alternativen gepflanzt worden oder wenn aufgrund der Standortverhältnisse Nadelholzaufforstungen nicht möglich waren (KREMSER & OTTO 1973).

Erst in den 80er Jahren wurden auch ökologische Erkenntnisse in die Forstwirtschaft mit einbezogen. Diese Bestrebungen wurden unterstützt durch neueres Wissen aus negativen Erfahrungen, das bei Nadelholzaufforstungen gemacht wurde. Starke Zerstörungen durch Windwurf und Schädlingsbefall sind bei einheitlichen Nadelholzmonokulturen keine Seltenheit (SCHERZINGER 1996). Ein Umdenken in Richtung standortgerechte, artenreiche Waldgesellschaften fand nun statt. Nutz-,Schutz- und Erholungsfunktionen sollten als gleichrangig erachtet werden (LANDESREGIERUNG NIEDERSACHSEN 1991). Statt Nadelhölzer wurden wieder Stieleiche, Buche, Hainbuche oder andere Laubhölzer gepflanzt. Nadelholzbestände sollten durch die Beimischung der Buche in Mischwaldbestände überführt werden.

Als Grundlage für den Waldbau gilt seit den 90er Jahren das „ Niedersächsische Programm zur langfristigen Waldentwicklung der Landesforsten“ (LÖWE) der NIEDERSÄCHSISCHEN LANDESREGIERUNG. Hier wurden 13 Grundsätze beschlossen, nach dem die Bewirtschaftung einer ökologischen Waldentwicklung folgen soll. Dazu gehört unter anderem eine standortgemäße Bestockumg und eine schonende Nutzung der Bestände und Standorte. Auch der Bodenschutz wird in die Grundsätze mit einbezogen. So heißt es im 1. Grundsatz: „Vorrangig ist die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der vollen natürlichen Leistungskraft der Waldböden“ (LANDESREGIERUNG NIEDERSACHSEN 1991).

Dieser Grundsatz ergab sich aus der Erkenntnis, dass Luftschadstoffeinträge viele Waldböden stark beeinträchtigt haben. Besonders der fortschreitenden Versauerung sollte mit Bodenschutzkalkungen entgegengewirkt werden. Hierzu wurden 3t feingemahlenes Dolomit pro Hektar eingesetzt um die Pufferfähigkeit der Waldböden gegenüber anthropogen sauren Stoffdepositionen zu erhöhen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Ursprünglich stand bei der Kalkung aber nicht die Stabilisierung der Waldökosysteme im Vordergrund, sondern eine Ertragssteigerung in der Forstwirtschaft durch die Mobilisierung der in der Humusauflage gespeicherten Nährstoffe (n. WIEDEMANN 1948).

Als Folge der guten Erträge in der Landwirtschaft durch künstliche Düngung, entschloss man sich in den 30er Jahren diese Erfahrungen auf den Waldboden zu übertragen. So ergaben die ersten Kalkungen auf Waldböden erstaunliche Ertragssteigerungen, die sich durch schnellers Wachstum und eine höhere Keimfähigkeit mit mehr Samen ausdrückten. Nach GUSSONE (1983) erfolgten großflächige Kalkungen erst in den 50er Jahren, da neben dem Anstieg der Holzpreise leistungsfähigere Ausbringungsgeräte vorhanden waren. Ende der 60er Jahre wurde die Kalkdüngung im Wald wieder sehr eingeschränkt. Dies hing hauptsächlich mit der schlechter gewordenen Holzmarktlage und der dadurch resultierenden Pleitewelle in dieser Branche zusammen (GUSSONE 1983). Außerdem standen die hohen Investitionskosten der Mineraldüngung, nicht in einem tragbaren Verhältnis zur Zuwachssteigerung (SCHUTE 1988). Erst durch das Beobachten „neuartiger Waldschäden“ Ende der 70er Jahre trat die Waldkalkung als Bodenschutzkalkung erneut in den Mittelpunkt forstwirtschaftlicher Planung.
Der forstliche Rahmenplan von 2004 für die Landkreise Ammerland und Oldenburg, sowie für die Städte Oldenburg und Delmenhorst sieht weiterhin Kompensationskalkungen vor (BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS 2004).

III. Material und Methoden

1. Biotoptypen

1.1 Bestimmung der Biotoptypen

Neben Vegetationsaufnahmen der Probeflächen wurde in dessen Radius von 120 Metern eine flächendeckende Biotoptypenkartierung nach DRACHENFELS (2004) durchgeführt. Zur Auswertung kamen bei allen Aufnahmen nur die Biotoptypen, bei denen eine Stickstoffemission wahrscheinlich ist (s. Kap. 1.2). Nach AMMANN et al. (1999) und BERNHARDT (2005) wurden Stoffeinträge bis zu 130 m bzw. bis zu 520 m vom emitierenden Biotoptyp entfernt nachgewiesen. Demnach ist davon auszugehen, dass in einem Radius von 120 m potenzielle Stickstoffemissionen auf der Probefläche wirksam werden.

Außerhalb dieses Umkreises waren nur Biotoptypen zur Bestimmung relevant, bei denen zwischen dem 120 m-Radius und dem Biotoptyp kein natürlicher Puffer aus Wald bestand oder die Entfernung von 1 km nicht überschritten wurde (vgl. Anhang A13 bis 31). Damit soll sichergestellt werden, dass alle Einflüsse der umgebenden Biotoptypen erfasst werden.

1.2 Methode zur Erfassung des Einflusses der umgebenden Biotoptypen

Der Einfluss des Biotoptyps (EB), in Form von potenziellen Stickstoffemissionen auf die jeweilige Probefläche setzt sich aus folgenden Faktoren zusammen:

→ Größe des Biotoptyps

Sie wird ausgedrückt durch den prozentualen Anteil der Fläche des Biotoptyps im Verhältnis zur Gesamtfläche des Radius von 120 m:

$$\frac{\text{A (Biotoptyp in m² im 120 m-Radius)}}{\text{A } (\pi \text{ x } 120 \text{ m}^2 = 45238{,}93 \text{ m}^2)} \quad \text{x } 100 = \%$$

Befindet sich der Biotoptyp außerhalb des 120m-Radius wird die Flächengröße in folgende Größenklassen unterteilt:

-1000m²	= 1
-5000m²	= 2
-10000m²	= 3
-20000m²	= 4
-50000m²	= 5
-100000m²	= 6
->100000m²	= 7

→ Wirkungen des Menschen auf den Biotoptyp

(Hemerobiestufen nach BLUME & SUKOPP 1976 und KOWARIK 1988)

Die Hemerobiestufen mit der entsprechenden Definition und die Einteilung in sieben Klassen sind in der Tabelle 2 dargestellt.

Je stärker der menschliche Einfluss, desto wahrscheinlicher ist auch ein starker Stoffeintrag und desto höher ist die Zahl der Klasse.

Die Klassen 1 und 2 werden bei der Berechnung des Einflusses des des Biotoptyps außen vorgelassen, da hier keine Stickstoffemissionen zu erwarten sind.

Tab. 2: Die Hemerobiestufen, deren Definition (nach BLUME & SUKOPP 1976 und KOWARIK 1988) und die Einteilung in sieben Klassen.

Hemerobiestufe	Definition	Beispiele der Vegetationstypen	Klasse
Ahemerob	ohne menschlichen Einfluss	Moor- , Fels- und Wasservegetation	1
Oligohemerob	schwache Veränderung der Vegetation, schwacher Stoffeintrag, schwacher forstl. Einfluss	Salzwiesen, schwach durchforstete Wälder, Dünen....	2
Mesohemerob	stärkere Veränderung der Vegetation, mäßiger oder periodischer Einfluss durch forstl. Nutzung, Stoffeintrag und Umbruch	Forsten, Heiden, Magerrasen, Wiesen....	3
Beta-euhemerob	starker anthropogener Stoffeintrag, leichte Entwässerung, stärkerer Eingriff in den Boden	Zierrasen, Ackerkrautgesellschaften...	4
Alpha-euhemerob	starker Stoffeintrag, starke Veränderung von Boden und Wasserhaushalt	Sonderkulturen, Äcker mit selektierter Flora...	5
Polyhemerob	Pflanzenbestand durch Überdeckung mit Fremdmaterial dezimiert	Deponievegetation, Pioniervegetation auf Wegen...	6
Metahemerob	Vernichtung der Vegetation durch Gifte oder Bebauung	Straßen, Baustellen....	7

→ Entfernung des Biotoptyps zur Probefläche

Die Abstände der Probeflächen zu den Biotoptypen werden in fünf Entfernungsklassen unterteilt:

- 0 bis 20m = 1
- 20 bis 50m = 2
- 50 bis 80m = 3
- 80 bis 120m = 4
- >120 m = 5

→ Himmelsrichtung des Biotoptyps zur Probefläche

Aufgrund der unterschiedlichen Häufigkeit der Windrichtung im nordwestdeutschen Raum (vgl. Kap. II, 5), werden die einzelnen Himmelsrichtungen zu die der Biotoptyp zur Probefläche steht, bei der Berechnung des Einflusses des Biotoptyps, unterschiedlich gewichtet. Je nach Himmelsrichtung können potenzielle Stickstoffemissionen des Biotoptyps, einen stärkeren oder schwächeren Eintrag auf die Probefläche bewirken.

Die Unterteilung in vier Himmelsrichtungsklassen erfolgt auf der Grundlage der Daten des DEUTSCHEN WETTERDIENSTES von 1964 (s. Kap. II, 5, Abb. 3). Diese Daten haben sich auch in den darauf folgenden Jahren kaum verändert (vgl. BEHRENS 1994).
Die vier Himmelsrichtungsklassen ergeben sich aus der Häufigkeit der Windrichtung in Oldenburg von 1901 bis 1950 (s. Tab. 3):

Tab. 3: Die Aufteilung der Himmelsrichtungen in vier verschiedene Klassen, aufsteigend nach der Seltenheit der Windrichtung.

Himmelsrichtung	Klasse
Westen	1
Südwesten & Nordwesten	2
Norden, Osten & Süden	3
Nordosten & Südosten	4

→ Durchlässigkeit des Biotoptyps zur Probefläche

Die drei Klassen der Durchlässigkeit zwischen Biotoptyp und Probefläche soll die Pufferfähigkeit der Umgebung zur Probefläche, bezüglich der Stickstoffemissionen aus dem Biotoptyp, wiedergeben (s. Tab. 4). Hierbei geht es nur um die Durchlässigkeit im 120 m-Radius, da außerhalb dieses Radius abgeschirmte Biotoptypen nicht aufgenommenen worden sind (vgl. Kap. 1.1).

Tab. 4: Die drei Durchlässigkeitsklassen mit den dazugehörigen Bedingungen.

Hindernisse zw. Biotoptyp und Probefläche	Visuelle Wahrnehmung	Klasse
keine	Biotoptyp von der Probefläche aus sichtbar	1
wenig	Biotoptyp von der Probefläche aus teilw. sichtbar	2
viele	Biotoptyp von der Probefläche aus nicht sichtbar	3

Aus den Faktoren Größe, Hemerobiestufe, Entfernung, Himmelsrichtung und Durchlässigkeit ist folgende Formel entstanden:

$$\frac{\text{Größe (\% bzw. Kl.) x Hemerobiestufe (Kl.)}}{\text{Entfernung (Kl.) + Himmelsrichtung (Kl.) + Durchlässigkeit (Kl.)}}$$

= **Einfluss des Biotoptyps auf die Probefläche (EB)**

Der Gesamteinfluss der umgebenden Biotoptypen ($EB_{ges.}$) auf die Probefläche ist die Summe der einzelnen Einflüsse pro Biotoptyp ($EB_1 + EB_2 + EB_3 + ... = EB_{ges.}$).
Bei der Erarbeitung der Formel und der Benennung geeigneter Faktoren wurde versucht den Einfluss des Biotoptyps auf die Probefläche durch potenzielle Stickstoffemissionen, möglichst realitätsnah wiederzugeben. Dies sollte besonders durch eine passende Gewichtung der einzelnen Faktoren gelingen. Dementsprechend haben Biotoptypen mit einer großen Fläche, einer starken Veränderung durch den Menschen, einer geringen Entfernung zur Probefläche, westlich der Probefläche gelegen und mit einer vollen Durchlässigkeit zur Probefläche, einen hohen Wert. Kleine Werte entstehen demnach, wenn die Faktoren gegensätzliche Eigenschaften repräsentieren. Die Abstufungen dazwischen sollten durch die EB-Werte gut erkennbar sein.

1.3 Digitale Auswertung mittels ArcGIS

Die Erstellung der Karten im Anhang (A13 – A31) erfolgte mittels ArcGis 9 von ESRI 2006. Als Hintergrund diente die topographische Grundkarte des Kartendienstes des NIEDERSÄCHSISCHEN MINISTERIUMS FÜR UMWELT UND KLIMA-SCHUTZ (www.umwelt.niedersachsen.de), sowie die Daten zur Bodenbedeckung in Deutschland aus CORINE Land Cover 2000 des UMWELTBUNDESAMTES und des DEUTSCHEN ZENTRUMS FÜR LUFT UND RAUMFAHRT. Über diese Grundkarten wurden folgende Darstellungen graphisch eingearbeitet:

– relevante Waldgebiete
– Markierung der Probeflächen
– Probeflächengröße
– Radius von 120 m um die Probeflächen
– Umgebende Biotoptypen der Probefläche

Um die Darstellungen möglichst detailgetreu wiederzugeben, wurde, neben den eigenen Aufnahmen, GOOGLE EARTH (earth.google.de) als Orientierungshilfe herangezogen.
Mit ArcGis konnte ebenfalls die Größe der Fläche und die Abstände zwischen ihnen errechnet werden. Diese Ergebnisse wurden zur Ermittlung der Einflüsse der Biotoptypen auf die Probeflächen verwandt (vgl. Kap. 1.2).

2. Befragung zur Kalkung und Düngung

Um die forstwirtschaftlichen Einflüsse auf den Waldboden in die Ergebnisse mit einfließen zu lassen, wurden verschiedene Revierförstereien des Forstamts Neuenburg und des Forstamts Ahlhorn, besonders zum Thema Kalkung und Düngung, befragt. Außerdem konnten vom NIEDERSÄCHSISCHEN FORSTPLANUNGSAMT, der NORDWESTDEUTSCHEN FORSTLICHEN VERSUCHSANSTALT und der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN Informationen eingeholt werden.

3. Vegetation

3.1 Bearbeitungszeitraum und Auswahl der Probeflächen

Die vegetationskundlichen Geländearbeiten fanden in der Vegetationsperiode 2006 statt. Um möglichst alle Arten, inkl. der frühblühenden Arten, innerhalb der Probeflächen zu erfassen, wurden die Bestände im Frühling und im Hochsommer aufgesucht.
Nach der Befragung einiger vegetationskundiger Personen, sowie eigenen Literatur- und Kartenstudien, wurde das Untersuchungsgebiet systematisch nach naturnahen Erlen-Eschen- und Buchen-Eichenwäldern durchsucht. Dabei standen die zu untersuchenden Waldgesellschaften schon im Vorfeld fest, um die Ergebnisse bezüglich der Veränderung der Standorte durch Eutrophierung vergleichbar zu machen. Zur Untersuchung wurden ausgewählt: das Pruno-Fraxinetum und Carici remotae-Fraxinetum bei den Erlen-Eschenwäldern, und das Milio-Fagetum und Deschampsio-Fagetum bei den Buchen-Eichenwäldern. Um diese Gesellschaften vor der Tabellenarbeit schon einordnen zu können, mussten einfache Merkmale gefunden werden, die im Gelände schnell zu bestimmen sind (s. Tab. 5).
Insgesamt wurden 50 Vegetationsaufnahmen angefertigt, wovon 49 in die vier Waldgesellschaften eingeordnet werden konnten (s. Vegetationstabellen A2 – A9 im Anhang). Dabei gab es keinen Anspruch auf eine flächendeckende Kartierung der vier Waldgesellschaften, sondern vielmehr auf eine möglichst gleichmäßige Verteilung der Aufnahmen in den Waldgebieten der Weser-Ems-Region, um auch kleinräumige Veränderungen in der Eutrophierung aufzunehmen.

Tab. 5: Merkmale der vier Waldgesellschaften zur schnellen Bestimmung im Gelände.

Waldgesellschaft	Prägnante Merkmale	Informationsquelle
Deschampsio-Fagetum	- Dominanz von Buchen und Eichen in der Baumschicht - Geringe Deckung der Krautschicht - Krautschicht ist dominiert von anspruchslosen Säurezeigern	RUNGE 1986
Milio-Fagetum	- Dominanz von Buchen und Eichen in der Baumschicht - höhere Deckung der Krautschicht - weniger Säurezeiger - vermehrtes Auftreten anspruchsvollerer Arten *(Millium effusum, Anemone nemorosa)*	BURRICHTER 1973
Pruno-Fraxinetum	- Dominanz von Erlen und Eschen in der Baumschicht - höhere Deckung in der Strauchschicht - Trennarten: *Corylus avellana, Ribes rubrum* & *Prunus padus*	DÖRING–MEDERAKE 1991
Carici remotae-Fraxinetum	- Dominanz von Erlen und Eschen in der Baumschicht - geringere Deckung in der Strauchschicht - höheres Vorkommen von Feuchtezeigern *(Cardamine amara, Mentha aquatica* u.a.*)*	DÖRING–MEDERAKE 1991

Ein weiteres Kriterium für die Probeflächenauswahl bestand in dem Alter der Waldgebiete. Historisch alte Waldflächen sind seit mindestens 200 Jahren mit Wald bestockt (WULF 1994) und haben deshalb geringere anthropogene Einflüsse als andere neuere Waldstandorte. Größtenteils stehen diese Flächen unter Schutz und werden im allgemeinen nur wenig forstlich genutzt. Die Veränderung des Waldstandortes durch Stoffeinträge die nicht über die Atmosphäre eingetragen werden, sollte dadurch minimiert werden. Die Probeflächenauswahl wurde mit Hilfe der Waldflächen-entwicklungskarte des NIEDERSÄCHSISCHEN FORSTPLANUNGSAMT (2004). (s. Kap. II, 6.2 Abb. 4) und den Zeigern für historisch alte Wälder nach WULF (1994) durchgeführt.

Die Aufnahmeflächen sollten eine möglichst homogene Ebene bilden, ohne Störungen wie Fahrspuren, Verlichtungen oder Übergänge zwischen Vegetationseinheiten.

Vegetationsaufnahmen wurden nur bei Probeflächen mit einer Mindestgröße von 100 m² durchgeführt. Sie lagen in der Praxis zwischen 108 und 304 m², bei einem Schwerpunkt von 150 bis 200 m².

3.2 Vegetationsaufnahmen

Nach einer Vorabbestimmung der Gesellschaft (s. Kap. 3.1) und der Aufnahme der umgebenden Biotoptypen (s. Kap. 1.1) beinhalten die Aufnahmebögen zu den Vegetationsaufnahmen zunächst allgemeine Angaben wie die Aufnahmenummer, Datum und Bearbeiter.

Eine Lagebeschreibung der Probeflächen erfolgte durch die Angabe des Waldgebietes, der Koordinaten mit Kennzeichnung in der Karte, der Größe, der Hanglage / Neigung und der Höhe.
Anschließend wurde die Bestimmung der Humusformen (s. Kap. 5.1) vorgenommen.
Die Schichtung der Vegetation entstand nach folgender Unterteilung:

Baumschicht (B) : ab 7 m
Strauchschicht (S) : ab 1 m
Krautschicht (K) : bis 1m
Moosschicht (M) : keine Höhenbegrenzung

Bei jeder Probefläche wurden die unterschiedlichen Höhen und die Deckungen der Vegetationsschichten vermerkt. Die Deckung ergibt sich aus dem prozentualen Anteil der Vegetation im Verhältnis zur Gesamtfläche.
Nun folgte die Bestimmung der einzelnen Arten und die Schätzung des dazugehörigen Deckungsgrades bzw. die Angabe der Anzahl der Individuen.
Die Aufnahme der Deckung erfolgte nach einer erweiterten Skala von BRAUN-BLANQUET (1964). Um den Schätzwert 2 (5-25%) zu präzisieren, wurde die Erweiterung von REICHELT & WILMANS (1973) angewandt (s. Tab. 6).

Tab. 6: Skala der Artenmächtigkeit nach BRAUN-BLANQUET (1964) und REICHELT & WILMANS (1973).

Symbol	Individuenzahl	Deckung (%)
r	1	< 1
+	2-5	< 1
1	6-50	< 5
2m	> 50	< 5
2a	beliebig	5-15
2b	beliebig	16-25
3	beliebig	26-50
4	beliebig	51-75
5	beliebig	76-100

Die Bestimmung der Gefäßpflanzen erfolgte, mit Ausnahme der Kleinarten von *Rubus fruticosus* coll., *Ribes rubrum agg*. und *Ranunculus auricomus* agg, nach dem Schlüssel von ROTHMALER (2002). Die Moose wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht bestimmt.

3.3 Eutrophierungsgrade

Der Eutrophierungsgrad gibt Hinweise über die Stickstoffbelastung von Standorten, anhand der Bestimmung von Nicht-Wald-Nitrophyten (s. Kap. IV, 5).
Unter den Nicht-Wald-Nitrophyten zählt man besonders die Stickstoffzeiger nach ELLENBERG et al. (1992) mit der Stickstoffzahl (N) 7-9, deren Schwerpunktvorkommen nicht im Wald liegt. Außerdem fließen mit einer geringen Gewichtung auch andere Nicht-Wald-Nitrophyten nach BUCHWALD (mdl. 2006) in die Berechnung des Eutrophierungsgrades mit ein. Beide Pflanzengruppen sind im Anhang in den Tabellen A2 bis A9 aufgelistet. Sie haben ihr Schwerpunktvorkommen in Säumen, Äckern und Wiesen u.a. und kommen unter natürlichen Nährstoffverhältnissen selten bis gar nicht im Wald vor.
Aufgrund eines erhöhten Stickstoffgehaltes im Boden des Waldes können sie ihr Verbreitungsgebiet um diesen Vegetationstyp erweitern. Die hohe Konkurrenzkraft dieser Arten verdrängt hier die ursprüngliche Waldvegetation.
Dies gilt auch häufig für die natürlichen Nährstoffzeiger im Wald, die meistens nicht so hochwüchsig sind und sich weniger stark ausbreiten können (vgl. Anhang Tab. A2 - A9). Die natürlichen Nährstoffzeiger gehen nicht in die Berechnung des Eutrophierungsgrades mit ein, denn sie sind nicht aufgrund der veränderten Nährstoffverhältnisse eingewandert, sondern gehören zu der ursprünglichen Artenausstattung einer Waldgesellschaft (z.B. *Primula elatior* in den Erlen-Eschenwäldern). Hier liegt auch der Unterschied zwischen der durchschnittlichen Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. (1992) eines Standortes und dem Eutrophierungsgrad nach BUCHWALD (2006). Ein hoher Eutrophierungsgrad spiegelt eine hohe Ausbreitung von Nicht-Wald-Nitrophyten im Wald wieder und kann deshalb als Indikator für ein unnatürliches Stickstoffangebot verwendet werden.
Bei der Berechnung des Eutrophierungsgrades nach BUCHWALD (2006) wird zuerst die Dominanz der Nicht-Wald-Nitrophyten im Vergleich zur natürlichen Waldvegetation in 10 verschiedene Klassen aufgeteilt (s. Tab. 7).
Um den Eutrophierungsgrad zu erhalten, werden die ermittelten Klassen je nach Parameter mit einem unterschiedlichen Faktor multipliziert und dann addiert. Der Quotient aus Klassen und Faktoren ergibt den Eutrophierungsgrad (s. Tab. 8).
Der Eutrophierungsgrad kann als Ergebnis einen Wert von 1 bis 10 einnehmen, wobei die 1 für keine Nicht-Wald-Nitrophyten in der Vegetation, und die 10 für eine völlige Verdrängung der ursprünglichen Vegetation durch Nicht-Wald-Nitrophyten steht.

Tab. 7 :10-Klassenskala zur Bestimmung des Eutrophierungsgrades (BUCHWALD 2006).

Klasse	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Parameter										
Relative Artenanzahl oder Deckung der Nicht-Wald-Nitrophyten (N = 7-9) in der Krautschicht (%)	0	1-5	6-10	11-15	16-20	21-30	31-40	41-60	61-80	81-100
Absolute Artenanzahl der Nicht-Wald-Nitrophyten (N = 7-9 & Andere) in der Krautschicht	0	1	2	3-4	5-6	7-8	9-10	11-13	14-16	>16
Absolute Deckung der Nicht-Wald-Nitrophyten in der Strauchschicht (%)	0	1	2	3-5	6-15	16-25	26-35	36-55	56-75	>75

Tab. 8 : Errechnung des Eutrophierungsgrades (n. BUCHWALD 2006).

Parameter	Faktor	Beispiel
Relative Deckung der Nicht-Wald-Nitrophyten (N = 7-9) in der Krautschicht (%)	3	II
Relative Artenanzahl der Nicht-Wald-Nitrophyten (N = 7-9) in der Krautschicht (%)	2	IV
Absolute Artenanzahl der Nicht-Wald-Nitrophyten (N = 7-9) in der Krautschicht	2	III
Absolute Artenanzahl anderer Nicht-Wald-Nitrophyten (nach Buchwald mdl. 2006) in der Krautschicht	1	V
Absolute Deckung der Nicht-Wald-Nitrophyten (N = 7-9) in der Strauchschicht	1	II
Durchschnittliche Eutrophierung in der momentanen Vegetation		**3**

3.4 Gefährdungsgrade

Der Gefährdungsgrad beschreibt die Schutzwürdigkeit der einzelnen Flächen, aufgrund der Gefährdung einzelner Pflanzenarten und ihren Deckungen. Er wurde erarbeitet um eventuelle Zusammenhänge zwischen Eutrophierungs- und Gefährdungsgraden darzustellen (s. Kap. IV, 4). Im Hintergrund steht die Vermutung, dass seltene Arten durch eine hohe Anzahl von Nicht-Wald-Nitrophyten verdrängt werden.

Um einen Vergleich der gefährdeten Probeflächen zu ermöglichen, wurde der Gefährdungsgrad entwickelt. Dieser setzt sich aus der Gefährdung der Art in Niedersachsen nach GARVE (2004) und der Deckung der Art nach BRAUN-BLANQUET (1964) und REICHELT & WILMANS (1973) (s. Kap. 3.2) zusammen.

Sowohl Gefährdung als auch Deckung werden unterteilt in Klassen:

Tab. 9: Die vier Klassen der Gefährdung.

Gefährdung	Klasse
Vorwarnliste (V)	1
Gefährdet (3)	2
Stark gefährdet (2)	3
Vom Aussterben bedroht (1)	4

Tab. 10: Die neun Klassen der Deckung

Deckung	Klasse
r	1
+	2
1	3
2m	4
2a	5
2b	6
3	7
4	8
5	9

Aus den Gefährdungs- und den Deckungsklassen wurde folgende Formel zur Berechnung des Gefährdungsgrades erstellt:

(Gefährdungsklasse der Art_1 x Deckungsklasse der Art_1)
+ (Gefährdungsklasse der Art_2 x Deckungsklasse der Art_2)
+ (Gefährdungsklasse der Art_3 x Deckungsklasse der Art_3) .....
= Gefährdungsgrad der Probefläche

Der Wert des Gefährdungsgrades wird umso größer, je stärker die Art gefährdet ist, je höher der Deckungsgrad der Art, und je mehr gefährdete Arten es auf der Fläche gibt. Somit kann die Häufigkeit unterschiedlich gefährdeter Pflanzenarten einer Fläche, quantitativ als Gefährdungsgrad dargestellt werden, der die Werte untereinander vergleichbar macht.

3.5 Tabellenarbeit

Die Vegetationsaufnahmen wurden in das Tabellenkalkulationsprogramm von OpenOffice.org 2.2 eingegeben und weiterverarbeitet. Ziel der Weiterverarbeitung ist eine nach ökologischen Schwerpunkten geordnete Tabelle.
Dem Arbeitsthema entsprechend, beziehen sich diese Schwerpunkte auf die Stickstoff- und Reaktionszahlen nach ELLENBERG et al. (1992). Eine pflanzensoziologische Sortierung der Daten fand im Rahmen dieser Arbeit nicht statt. Dennoch wurde in Kapitel IV, 3.1 überprüft, ob die Vegetationsaufnahmen weitgehend den Anforderungen der vier zu untersuchenden Waldgesellschaften entsprechen.

Aufgrund der im Vorfeld festgelegten Waldgesellschaften Deschampsio-Fagetum, Milio-Fagetum, Pruno-Fraxinetum und Carici remotae-Fraxinetum (s. Kap. 3.1), erfolgte eine Überprüfung durch die Beschreibung der vorgefundenen Vegetation in der jeweiligen Gesellschaft und deren Vergleich mit den Literaturangaben. Im Vordergrund standen dabei die Dominazverhältnisse in den jeweiligen Vegetationsschichten und deren Struktur.

Insgesamt sind 8 Tabellen erstellt worden, bei denen zu oberst allgemeine Hinweise zur Fläche, bezüglich der Gesellschaft, Fundort, Größe, Humusform, umgebende Biotoptypen und Deckung der Vegetationsschichten angegeben wurden. Für jede Gesellschaft gibt es eine Sortierung nach den Stickstoff- und eine weitere nach den Reaktionszahlen. Dazu wurden die Arten in der Baum- , Strauch- und Krautschicht in Gruppen mit bestimmten Zeigerwerten aufgeteilt.

Bei der Sortierung nach den Stickstoffzahlen erfolgte eine Gliederung der Arten in Gruppen die Stickstoffarmut bzw. -reichtum und mittleres Stickstoffangebot anzeigen. Außerdem wurden indifferente Arten in einer Gruppe zusammengefasst. Die Gruppenaufteilung im einzelnen ist in Tabelle 11 dargestellt.

Tab, 11: Unterteilung der Arten in sieben Gruppen mit unterschiedlichen Stickstoffzahlen (n. ELLENBERG et al. 1992).

Gruppe	Stickstoffzahlen (N) nach ELLENBERG et al. (1992)
Stickstoffärmste Standorte anzeigend	1 & 2
Stickstoffarme Standorte anzeigend	3
Übermäßig stickstoffreiche Standorte anzeigend	9
Stickstoffreiche Standorte anzeigend	7 & 8
Andere Nitrophyten	6 & x (nur *Rubus fruticosus coll., Rubus idaeus, Impatiens parviflora, Mycelis muralis* & *Dactylis glomerata*)
Mäßig stickstoffreiche Standorte anzeigend	4 – 6
indifferente Arten	x

In der zweiten Tabelle entstand eine Gliederung der Arten nach den Reaktionszahlen (n. ELLENBERG et al. 1992) mit den Gruppen der Säurezeiger, Basenzeiger, Mäßigsäurezeiger und den indifferenten Arten (s. Tab. 12).

Tab. 12: Unterteilung der Arten in sechs Gruppen mit unterschiedlichen Reaktionszahlen (n. ELLENBERG et al. 1992).

Gruppe	Reaktionszahlen (R) nach ELLENBERG et al. (1992)
Starksäurezeiger	1 & 2
Säurezeiger	3
Basen- und Kalkzeiger	8 & 9
Schwachsäurezeiger (niemals auf stark sauren Böden)	7
Mäßigsäurezeiger	4 – 6
indifferente Arten	x

In der Sortierung nach den Reaktionszahlen wurden neben den Stickstoff- und Reaktionszahlen auch die Lichtzahlen (ELLENBERG et al. 1992) hinter den einzelnen Arten vermerkt.

Am unteren Ende jeder Tabelle sind die Durchschnittswerte der Stickstoffzahlen, Reaktionszahlen sowie die Anzahl der Arten für die einzelnen Flächen angegeben. Zudem wurde für jede Fläche der Eutrophierungsgrad angezeigt.

Innerhalb der Gruppen erfolgte eine weitere Sortierung nach den Zeigerwerten aufsteigend, insofern diese nicht einheitlich sind. Die Artengruppen gleicher Zeigerwerte wurden in einem zweiten Schritt nach der Stetigkeit abfallend sortiert. Die Stetigkeit wird in Prozent angegeben und zeigt den Anteil der Flächen, auf dem die jeweilige Art vorkommt.

Des weiteren sind einige farbige Kennzeichnungen in der Tabelle vorgenommen worden. Nicht-Wald-Nitrophyten (N = 7–9) wurden rot, andere für den Eutrophierungsgrad relevante Nitrophyten rosa und Säurezeiger violett gekennzeichnet. Zusätzlich gibt es bei den Tabellen, die nach den Reaktionszahlen geordnet sind, eine grüne Kennzeichnung für die Lichtpflanzen (L = 7-9) und eine braune für die Schattenpflanzen (L = 1-2).

Nach der Sortierung der Zeilen erfolgte eine Sortierung der Spalten.

Hier wurden die Flächen in der ersten Tabelle nach der Konzentration der Arten, die auf stickstoffarmen bzw. stickstoffreichen Standorten wachsen, geordnet. Dadurch entstand eine Tabelle bei der die Stickstoffzeiger auf der Fläche von links nach rechts zunehmen.

Um diese Aufteilung zu veranschaulichen sind die Konzentrationen farblich gekennzeichnet. Die Aufteilung erfolgte unter Anwendung folgender Kriterien (s. Tab. 13):

Tab. 13: Kriterien für die farbliche Kennzeichnung von Arten nach Stickstoffzahlen sortiert.

Kennzeichnung (Farbe)	Standort der Pflanzen n. ELLENBERG	Stickstoffzahl (N) n. ELLENBERG	Mindestanforderung f. d. Deckung (BRAUN-BLANQUET) der Arten pro Fläche für Kennzeichnung
	Sehr stickstoffarm	1 & 2	1>
	stickstoffarm	3	1 + 1
	Übermäßig stickstoffreich	9	1>
	stickstoffreich	7 & 8	2a>
	Mäßig stickstoffreich	6 & x (nur *Rubus fruticosus coll., Rubus idaeus, Impatiens parviflora, Mycelis muralis* & *Dactylis glomerata*)	2a>

In der zweiten Tabelle – der Sortierung nach Reaktionszahlen – erfolgte die Aufteilung der Flächen nach der Abnahme des Vorkommens von Säurezeigern. So sind links die Flächen mit den meisten Säurezeigern und rechts die mit den Pflanzen, die selten auf sauren Standorten wachsen, aufgelistet.

Die farbliche Kennzeichnung ist durch folgende Kriterien festgelegt worden (s. Tab. 14):

Tab. 14: Kriterien für die farbliche Kennzeichnung von Arten nach Reaktionszahlen sortiert.

Kennzeichnung (Farbe)	Standort der Pflanzen n. ELLENBERG	Reaktionszahl (R) n. ELLENBERG	Mindestanforderung f. d. Deckung (BRAUN-BLANQUET) der Arten pro Fläche für Kennzeichnung
	Stark sauer	1 & 2	1>
	sauer	3	1 + 1
	basisch	7	2a>
	Schwach basisch	8 & 9	1>

4. Stickstoffdeposition

Die Stickstoffdepositionswerte sind aus dem Kartendienst des UMWELTBUNDES-AMTES entnommen worden (http://gis.uba.de/website/depo1/viewer.htm).

Die modellierten Werte von 2004 sind u.a. über die Koordinateneingabe und einem einfachen Mausklick abrufbar. Die Koordinaten der Probeflächen konnten über die erstellten Karten mittels ArcGIS abgefragt werden.

5. Bodenanalysen

5.1 Probenahme

Für die Bodenanalysen wurden 20 für das Untersuchungsgebiet repräsentative Aufnahmeflächen ausgewählt und im März 2007 eine Probenahme durchgeführt. Dabei sind auf jeder Fläche jeweils zehn Proben pro Horizont an verschiedenen Stellen mit einer Handschaufel entnommen worden, um diese zu einer Mischprobe zu vereinigen. Beim Standort der Probenahmepunkte wurde beachtet, dass die Stellen nicht durch den Stammabfluss oder sonstige uneinheitliche Einträge beeinflusst werden.
Die Probenahme erfolgte im organischen Horizont (Oh-Horizont) – sofern vorhanden – und im obersten Mineralbodenhorizont (Ah-Horizont).
Bei einem direktem Übergang der Streu in den Mineralbodenhorizont wurden aus den oberen 5 cm und den unteren 5 bis 30 cm des Ah-Horizontes eine Probe gezogen. Die Proben bekamen dann die Bezeichnung Ah1- und Ah2-Horizont.
Zur Vorbereitung der Bodenanalysen trockneten anschließend die Bodenproben bei ca. 30°C in der Klimakammer und es erfolgte eine Entfernung der restlichen Vegetations-rückstände, sowie eine Verkleinerung der Korngröße auf 2 mm durch Mörsern und Sieben.

5.2 Humusformen

Die Bestimmung der Humusformen fand nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung der AG BODEN (1994) statt. Dazu sind die Horizonte des Auflagehumus mit einem Zollstock vermessen und wichtige Eigenschaften (Gefüge, Lagerung, Durchwurzlung, u.a.) überprüft worden.

5.3 PH–Wert

Für den Oh- bzw. Ah1-Horizont und den Ah- bzw. Ah2-Horizont wurde für die 20 ausgewählten Probeflächen die potentiellen pH-Werte gemessen. Die Messungen des potentiellen pH-Wertes erfassen auch die an den Austauschern gebundenen H^{+}- und Al^{3+}-Ionen, die durch eine $CaCl_2$lsg ausgetauscht werden.

Der pH-Wert ist dadurch um 0,2 bis 0,6 pH-Einheiten niedriger als bei der Messung mit Wasser (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).
Zur Messung wurden 10 g des luftgetrocknen Feinbodens mit 25 ml 0,01 molarer $CaCl_2$lsg. gemischt und unter gelegentlichem Rühren eine Stunde lang stehen gelassen. Danach erfolgte die Messung mit einer Einstabelektrode der Firma Jürgens.

5.4 Austauschbare Kationen

Bestimmt wurden die effektiv - also die beim entsprechenden pH-Wert des Bodens - austauschbaren Kationen Ca^{2+}, K^{+} und Mg^{2+}.
Hierzu werden nach unten verjüngte Glassäulen an der Unterseite mit Watte verschlossen. Anschließend werden die Säulen mit 10g lutro Feinerde befüllt. Bevor das Extraktionsmittel zum Einsatz kommt, müssen die Säulen oberhalb der Erde mit Watte verschlossen sein. Als Extraktionsmittel wird eine 0,1 M ungepufferte Strontiumchlorid-Lösung verwendet, die in drei Portionen von je 25 ml nacheinander über die Säule gegeben wird. Ca^{2+}, K^{+} und Mg^{2+} u.a. werden nun mit dieser Austauscherlösung aus dem Boden gelöst und in einem 100 ml Meßkolben aufgefangen. Nach Beendigung der Extraktion sind die Meßkolben mit Extraktionsmittel aufzufüllen. In der Lösung können dann die Ca^{2+}-, K^{+}- und Mg^{2+}- Konzentrationen mit Hilfe des Atomabsorptions-spektrometer (AAS) gemessen werden. Die Ergebnisse werden in mg/l angegeben.
Um den Bezug zum Boden herzustellen, erfolgte eine Umrechnung in mg/kg:

$$\frac{\text{X mg/l x 0,1 l (V. Meßkolben)}}{\text{0,01 kg (Bodenprobe)}} = \frac{\text{mg}}{\text{kg}}$$

5.5 C/N–Verhältnis

Zur Vorbereitung der Bestimmung des C/N-Verhältnisses wurden wenige Gramm der gesiebten Feinerde in einer Kugelmühle gemahlen und anschließend bei 105 °C getrocknet.
Danach wurden jeweils 9 bis 14 mg Boden in ein Zinnhütchen eingewogen und im C/N-Analyser bei über 1000 °C verbrannt. Der Analyser gibt die Gesamtstickstoff- und Gesamtkohlenstoffgehalte der Probe an, aus dessen Werten dann das C/N-Verhältnis errechnet werden kann.

6. Statistische Methoden

Die statistische Auswertung der Ergebnisse erfolgte mit SPSS 15.0 für Windows und dem Tabellenkalkulationsprogramm von OpenOffice.org 2.2.

6.1 Mittelwerte

Um die Höhe von Werten darzustellen wurden häufig Säulen- oder Balkendiagramme verwendet. Diese Diagramme eignen sich besonders gut um wenige Messwerte veranschaulichen zu können.
Bei einer Darstellung der wesentlichen Informationen von Wertereihen ist die Ausrechnung von Mittelwerten hilfreich. Zur Anwendung sind das arithmetischen Mittel und der Median gekommen.
Das arithmetische Mittel oder der Durchschnitt errechnet sich durch die Addition der Fälle und die anschließende Division der Summe durch die Anzahl der Fälle.
Der Median (oder Zentralwert) halbiert eine Verteilung die nach der Größe geordnet ist, und stellt damit die Grenze zwischen der unteren und oberen Hälfte der Werte dar . Der Median hat gegenüber dem arithmetischen Mittel den Vorteil gegenüber Ausreißer robuster zu sein. Durch die Lage des Medians lässt sich die Schiefe der Verteilung erkennen. Der Median ist auch auf ordinal skalierte Variablen anwendbar.

6.2 Streuung

Um die Streubreite der Werte oder Häufigkeitsverteilung um ihren Median anschaulich darzustellen, sind Boxplotdiagramme verwendet worden. Diese Boxplots ermöglichen den direkten Vergleich von Medianwerten, Wertebereichen, Verteilung von Werten, Ausreißern und Extremwerten.
Ein Boxplot besteht nach BROSIUS (1998) aus dem Median, der Box mit dem 75 %-Perzentil und 25 %- Perzentil, dem unteren und oberen Whisker mit dem kleinsten und größtem nicht extremen Wert, den Ausreißern und den Extremwerten (s. Abb. 5.). Der Median (50%-Perzentil) wird durch den schwarzen Strich innerhalb der Box dargestellt. Die Box repräsentiert 50 % der Werte des mittleren Bereichs, also den Wertebereich der zwischen 25 und 75 % (Perzentil) der gesamten Wertespanne liegt.

Nach BROSIUS (1998) kennzeichnen die unteren und oberen Whisker den Bereich vom kleinsten nicht extremen Wert bis zum 25 %-Perzentil und vom 75 %-Perzentil bis zum größten nicht extremen Wert.

Ausreißer und extreme Werte sind folgendermaßen definiert:

- Ausreißer: Werte, deren Abstand vom 25 %-Perzentil nach unten bzw. vom 75%-Perzentil nach oben zwischen dem 1,5 fachen und 3 fachen der Boxhöhe liegt.
- Extreme Werte: Werte, deren Abstand vom 25 %-Perzentil nach unten bzw. vom 75%-Perzentil mehr als das dreifache der Boxhöhe beträgt.

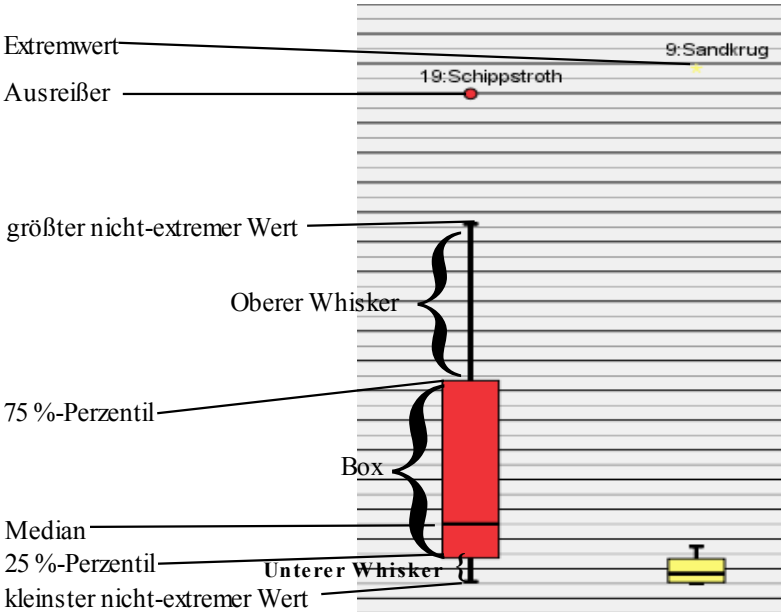


Abb. 5: Bedeutung der Symbole in einem Boxplot (n. BROSIUS 1998)

6.3 Statistische Tests

Als Bedingung für die Durchführung von vielen statistischen Tests (T-Test, Pearson-Korrelation) wird eine Normalverteilung in der Grundgesamtheit der Werte vorausgesetzt. Eine Normalverteilung ist gegeben, wenn die Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von Werten unter und über dem Erwartungswert (μ) im gleichem Maß abnehmen, wenn also beim Histogramm eine symmetrische Kurve entsteht: die Normalverteilungskurve. Die Normalverteilungskurve wird durch folgende Funktion beschrieben:

$$f(x) = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} \; ^{-½ [(x-\mu) / \sigma]^2}$$

σ = Standartabweichung
μ = Erwartungswert

Um zu untersuchen, ob die Variablen in der Grundgesamtheit normalverteilt sind, wurden zwei von SPSS angebotene Testverfahren angewandt. Beide Tests werden bevorzugt bei einer kleinen Stichprobenanzahl benutzt.

Bei dem KOLMOGOROV-SMIRNOV-Test wird geprüft, ob eine Stichprobe einer Normalverteilung folgt. Dazu wird von den ermittelten Variablen eine empirische Verteilung erstellt und mit einer Normalverteilung verglichen. Die maximale Differenz der beiden Verteilungen entscheidet ob die Werte in der Grundgesamtheit normalverteilt sind oder nicht.

Der SHAPIRO-WILK-Test untersucht ebenfalls ob eine Stichprobe normalverteilt ist, wobei die Stichproben der Größe nach aufsteigend vorliegen müssen. Dieser Test ist jedoch wesentlich rechenintensiver und greift auf etliche Vorfaktoren zurück (REITER 2005). Hier wird bei der Anwendung des Tests zur Statistiksoftware (SPSS) geraten.

SPSS gibt bei beiden Tests als Ergebnis einen Signifikanzwert von 0 bis1 aus, der die Wahrscheinlichkeit für die Richtigkeit der Nullhypothese angibt. Die Nullhypothese lautet: Die Variable ist in der Grundgesamtheit normalverteilt. Der Wert 0 bedeutet die Hypothese kann zurückgewiesen werden, bei einer 1 hingegen wird die Nullhypothese bestätigt (BROSIUS 2007).

Zur Feststellung, ob die Unterschiede aufgenommener Parameter auch für die Grundgesamtheit gelten, wurden einige statistische Tests durchgeführt. Aufgrund fehlender Normalverteilung der ermittelten Werte standen nur nichtparametrische Tests zur Auswahl (BROSIUS 1998). Folgende Tests sind verwendet worden:

MANN-WHITNEY-U-Test

Der MANN-WHITNEY-U-Test untersucht, ob zwei unabhängige Stichproben derselben Grundgesamtheit entstammen. Dabei erfolgt der Test auf der Basis von Rangunterschieden. Nach BROSIUS (1998) werden die Werte zunächst zu einer Gruppe zusammengefasst und in aufsteigender Folge geordnet. Jedem der Werte wird ein entsprechender Rang zugewiesen, um anschließend für beide Gruppen die Summe der Rangwerte getrennt zu berechnen. Anhand der beiden Summen wird getestet, ob die beiden Stichproben derselben Grundgesamtheit entstammen. Trifft die Hypothese zu, sollten die durchschnittlichen Ränge ungefähr die gleiche Größe haben. Als Ergebnis wird eine Signifikanz für die Nullhypothese berechnet (s.o.). Die Nullhypothese besagt, dass die Stichproben der gleichen Grundgesamtheit entstammen.

WICOXON-Test

Der WICOXON-Test untersucht, ob zwei verbundene Stichproben Grundgesamtheiten mit gleicher Verteilung entstammen (Nullhypothese) .

Dazu wird die Verteilung beider Variablen durch die Differenzen zwischen den Wertepaaren verglichen. Die absolute Größe der Differenzen wird in eine Rangordnung gebracht. Anschließend werden die mittleren Rangzahlen der positiven und der negativen Differenzen berechnet. Die Zahl der positiven und negativen Differenzen werden im Ergebnis angegeben. Aufgrund der Anzahl positiver und negativer Differenzen und den mittleren Rangzahlen wird der Signifikanzwert für die Nullhypothese ausgegeben (n. BROSIUS 1998).

6.4 Korrelationsanalysen

Um herauszufinden, welcher Zusammenhang zwischen zwei Variablen besteht, wurden Korrelationsanalysen mittels SPSS durchgeführt und nach BROSIUS (1998 & 2007) interpretiert. Für die Korrelationsanalyse wird hier die Rangkorrelation nach SPEARMAN durchgeführt. Für den PEARSON'schen Korrelationskoeffizienten ist eine annähernd normale Verteilung beider Variablen notwendig. Diese Voraussetzung konnte von keinem Variablenpaar erfüllt werden (s. IV, 8).

Bei der Berechnung des Koeffizienten nach SPEARMANs Rho wird für jede Variable eine Rangordnung der Werte erstellt. Anschließend werden die Koeffizienten auf der Basis der Rangwerte berechnet:

$$r_s = \frac{Cov(rg_x, rg_y)}{S_{rgx}\, S_{rgy}}$$

rg(x) = Rang von x

s = Standartabweichung von rg(x) bzw. rg(y)

Cov (rg(x), rg(y)) = Kovarianz von rg(x) und rg(y)

Das Maß für die Stärke des Zusammenhanges zeigt der Korrelationkoeffizient mit einer zwischen -1 und +1 liegenden Maßzahl. Ein positiver Wert bedeutet einen positiven Zusammenhang zwischen den Variablen, also eine Anpassungslinie in einem Streudiagramm, die tendenziell von links unten nach rechts oben verläuft. Hier treten hohe Werte einer Variablen gemeinsam mit hohen Werten einer anderen Variablen auf.

Ein negativer Wert bedeutet einen negativen Zusammenhang, also eine Anpassungslinie, die tendenziell von links oben nach rechts unten verläuft.

Hier treten hohe Werte einer Variablen gemeinsam mit niedrigen Werten einer anderen Variablen auf.
Die Stärke eines Zusammenhanges kommt durch den Betrag des Koeffizienten zum Ausdruck: je größer der Betrag desto stärker ist der Zusammenhang.
Zusätzlich wurde sich nach den Richtwerten von BROSIUS (1998) orientiert (s. Tab. 15). Die genaue Bewertung sollte jedoch immer vor dem Hintergrund der inhaltlichen Fragestellung erfolgen.
Darüber hinaus beschreiben Korrelationen ausschließlich eine Beobachtung, deren Ergebnisse müssen sich nicht auf kausale Zusammenhänge beziehen.
Denkbar sind auch Zusammenhänge mit einer dritten nicht aufgeführten Variablen (BROSIUS 2007).

Tab. 15: Orientierungshilfe zur Interpretation von Korrelationskoeffizienten.

Betrag des Korrelationskoeffizienten	Mögliche Interpretation
0	Keine Korrelation
über 0 bis 0,2	Sehr schwache Korrelation
0,2 bis 0,4	Schwache Korrelation
0,4 bis 0,6	Mittlere Korrelation
0,6 bis 0,8	Starke Korrelation
0,8 bis unter 1	Sehr starke Korrelation
1	Perfekte Korrelation

Eine große Bedeutung für die Interpretation der Ergebnisse hat der Signifikanzwert zum Korrelationskoeffizienten. Hier kann durch SPSS über die Durchführung zweiseitiger oder einseitiger Test entschieden werden. Zweiseitige Tests überprüfen eine negative oder positive Korrelation der Variablen in der Grundgesamtheit, während der einseitige Test nur die Richtung der Korrelation testet.
Das Ergebnis des Signifikanztestes beschreibt die Wahrscheinlichkeit für keine Korrelation der beiden Variablen in der Grundgesamtheit. Ein Wert von 0,000 zeigt dementsprechend, dass auch in der Grundgesamtheit eine Korrelation zwischen den Variablen besteht. Beide Variablen sind also mit einer Wahrscheinlichkeit von 100% in der Grundgesamtheit miteinander korreliert.
Umgekehrt besteht bei dem Signifikanzwert 1 keine Korrelation in der Grundgesamtheit.
Um eventuelle Korrelationen im Streudiagramm anschaulich darzustellen, wurden mittels SPSS lineare Anpassungslinien eingefügt. Zusätzlich weist das Programm ein Bestimmtheitsmaß (R^2) für die Trendlinie aus.

Diese beschreibt die Güte der Anpassung der Geraden an die Punkte. Ein Wert nahe 1 bedeutet, dass die Punktwolke relativ eng der Anpassungslinie folgt. R^2 und der Rangkorrelationskoeffizient (n. SPEARMANs Rho) unterscheiden sich häufig voneinander, da R^2 einen linearen Zusammenhang beschreibt und der Koeffizient auf der Basis von Rangwerten berechnet wird. Maßgblich ist hier – aufgrund fehlender Normalverteilung der Variablenpaare – der Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN. Dennoch bietet die Anpassungslinie eine anschauliche Unterstützung zur Interpretation der Ergebnisse.

IV. Ergebnisse

1. Einfluss der umgebenden Biotoptypen auf die Probeflächen

Die Ausführungen zur Herleitung der Formel für die Berechnung des Einflusses der umgebenden Biotoptypen und die genaue Erklärung der Parameter sind im Kapitel III, 1 ausführlich behandelt worden. Die im folgenden näher beschriebenen Ergebnisse sind in den Karten A 13 bis A 31 (s. Anhang) und den Tabellen 16 und 17 (S. 43 bis 44) aufgeführt. Im Anhang befinden sich darüber hinaus die Bedeutungen der Abkürzungen für die bestimmten Biotoptypen nach DRACHENFELS (2004).

Die Größe der 49 Untersuchungsflächen schwankt zwischen 108 m² und 304 m². Die Größenunterschiede entstanden durch den Anspruch auf eine möglichst große Probefläche und der Begrenzung der Flächengröße durch fehlende Homogenität (vgl. Kap. III, 3.1).

Insgesamt wurden in einem Radius von 120 m um die Probeflächen 17 Biotoptypen bestimmt, aus denen potenziell Stickstoff emittiert wird. Mit 38 Flächen ist der einfache steinige, sandige oder lehmige Wald bzw. Feldweg der häufigste Biotoptyp. Ebenfalls häufig im Radius sind mit 16 Flächen das mesophile Grünland mäßig feuchter Standorte, und mit 7 Flächen der Sandacker. Mehr als ⅓ der Biotoptypen kommen nur einmal vor. Bei den Flächen 6 (Wold) und 21 (Mansholter Holz) gibt es keine entsprechenden Biotoptypen. Sie liegen gut abgeschirmt mittig im Waldinnern.

Der Flächeninhalt des 120 m-Radius beträgt 45238,93 m². Der prozentuale Anteil eines Biotoptyps mit potentieller Stickstoffemission schwankt zwischen 0,16 und 43,14 %. Der Gesamtanteil der Biotoptypen am Flächeninhalt hat eine Spanne von 0,59 % bis 60,23 %.

Dementsprechend haben Waldanteile (teilw. auch Gewässeranteile) einen Flächenanteil von 39,77 bis 99,41 %. Besonders große Anteile an potentiell stickstoffemittierenden Biotoptypen haben die Flächen 33 (60,23%), 31 (44,54%), 3 (43,41%), 1 (36,7%) und 2 (35,55 %).

Außerhalb dieses Umkreises wurden nur Biotoptypen mit potenzieller N-Emission aufgenommen, wenn sie im direkten Kontakt zum Umkreis stehen, also keine Hindernisse zwischen dem 120 m-Radius und dem entsprechenden Biotoptyp vorhanden sind (vgl. Kap. III, 1.2). Dieser Zustand wurde bei 27 Flächen ermittelt. Hierbei wurden 12 Biotoptypen bestimmt, wovon am häufigsten das mesophile Grünland mäßig feuchter Standorte (20 Flächen), der Sandacker (12 Flächen) und das ländlich geprägte Dorfgebiet (6 Flächen) vorkommen.

Die Biotoptypen haben eine Größe von 1801 m² bis 522357 m². Die dicht nebeneinander liegenden Probeflächen 9 und 10 des Barneführer Holzes haben die Umgebung mit der größten Fläche an Biotoptypen mit potentieller Stickstoffemission (554771 m²). Besonders große Flächen der entsprechenden Biotoptypen gibt es auch um die Probeflächen 23 (413940 m²), 11 (398235 m²), 35 (341927 m²) und um den Gerdshorst bei den Probeflächen 4 bzw. 5 (306488 m²).

Die Entfernung der Biotoptypen zur Probefläche kann bis zu 760 m betragen.

Ein weiteres wichtiges Kriterium zur Bestimmung des Einflusses der Biotoptypen auf die Probeflächen sind die Hemerobiestufen nach BLUME & SUKOPP (1976) und KOWARIK (1988) (vgl. Kap. III, 1.2). Der Grad des menschlichen Einflusses bei den Biotoptypen reicht von einer stärkeren Veränderung der Vegetation (mesohemerob/ Klasse 3), zum Beispiel mesophiles Grünland mäßig feuchter Standorte, bis zu einer Vernichtung der Vegetation (metahemerob / Klasse 7), zum Beispiel Autobahnen. Am häufigsten sind unter den betreffenden Biotoptypen die Hemerobiestufen mesohemerob und polyhemerob (Pflanzenbestand dezimiert durch Überdeckung mit Fremdmaterial) bestimmt worden. Dies entspricht den häufigsten Biotoptypen mesophiles Grünland mäßig feuchter Standorte und dem unbefestigten Weg. Selten gab es eine vollständige Vernichtung der Vegetation durch Bebauung (Klasse 7).

Je nach Windrichtung können die Stickstoffemissionen stärker oder schwächer auf die Untersuchungsflächen einwirken. Da die vorherrschende Windrichtung im Weser-Ems-Raum West, Nordwest oder Südwest ist, spielt die Himmelsrichtung eines Biotoptyps zur Probefläche eine große Rolle (vgl. Kap. III, 1.2). In der Untersuchung sind in diesem Zusammenhang alle 8 Himmelsrichtungen vertreten.

Besonders häufig (64,46 %) befinden sich diese Flächen in westlichen, nordwestlicher und südwestlicher Richtung zu den Probeflächen. Mit 10,24 % eher selten ist die nordöstliche oder südöstliche Richtung. Einseitige Himmelsrichtungen der Biotoptypen können bei einigen Probeflächen vorkommen. So liegen bei der Probefläche 8 im Barneführer Holz fast alle Biotoptypen mit potentieller Stickstoffemission in westlicher Richtung, während es bei der Fläche 12 in den Ipweger Büschen die nordöstliche bzw. südöstliche Richtung ist.

Ebenfalls wichtig für die Bestimmung des Einflusses des Biotoptyps (EB) ist deren Durchlässigkeit zu den Probeflächen im 120 m Radius (vgl. Kap. III, 1.2). Hierbei sind alle drei Varianten von keinen Hindernissen (Fläche sichtbar), wenigen Hindernissen (Fläche teilweise sichtbar) und vielen Hindernissen (Fläche nicht sichtbar) vorhanden. Naturgegeben sind im Wald viele Hindernisse vorhanden, somit gibt es bei über der Hälfte der Biotoptypen keine Durchlässigkeit zu den Probeflächen. Besonders am Waldrand gibt es aber auch keine Hindernisse zwischen Probeflächen und Biotoptypen und somit ungehinderte Durchlässigkeit für Stickstoffemissionen. Dies ist bei den Untersuchungen zu fast 30 % der Fall.

Durch die beschriebenen Faktoren Größe, Hemerobie, Entfernung, Himmelsrichtung und Durchlässigkeit lässt sich EB (Einfluss des Biotoptyps auf die Probefläche durch potentielle N-Emission) errechnen (vgl. Kap. III, 1.2). Hierbei entstehen Werte, die den Einfluss einzelner Biotoptypen auf die Probefläche wiedergeben. Die Summe dieser Werte ist der Gesamteinfluss der Biotoptypen auf die Probefläche durch potenzielle Stickstoffemissionen.

Tab. 16 : Einfluss der Biotoptypen auf die Probeflächen in Buchen – Eichenwäldern.

	Deschampsio-Fagetum											
Probefläche	**Größe (m²)**	**Biotop - typen mit pot. N-Emission**	**Größe (m²)**	**% von A des 120m Radius (45238.93 m²)**	**Größekl. (außerhalb vom 120m Radius)**	**Hemerobie - stufe (Kl.)**	**Entfernung (m)**	**Entfernungs- kl.**	**Himmels- richtung (Kl.)**	**Durch- lässigkeit (Kl.)**	**EB**	***EB ges.***
1:Wold	252 (14x18)	OVW	3550	7,85		7	15	1	1	1	18,32	
		OVP	633	1,4		6	4	1	2	1	2,1	
		TFK	5466	12,08		6	25	2	2	1	14,5	
		DWF	289	0,64		6	69	3	2	1	0,64	
		PKG	382	0,84		4	71	3	2	1	0,56	
		ODL	5047	11,16		4	51	3	2	3	5,58	
		GMF	1235	2,73		3	86	4	3	3	0,82	
		GMF	5790	-	3	3	109	4	3	3	0,9	
		OVA	53142	-	6	7	139	5	3	3	3,82	***47,24***
4:Gerds- horst	224 (14x16)	OVU	3251	7,19		6	14	1	1	1	14,38	
		DWS	1571	3,47		6	2	1	2	1	5,21	
		AS	4315	9,54		5	52	3	1	1	9,54	
		AS	20408	-	5	5	113	4	1	1	4,2	
		GMF	84328	-	6	3	182	5	1	1	2,57	
		AS	151299	-	7	5	315	5	1	1	5	
		OVA	50453	-	6	7	389	5	2	3	4,2	***45,1***
5:Gerds- horst	156 (12x13)	OVU	3114	6,88		6	14	1	1	3	8,26	
		DWS	1714	3,79		6	29	2	2	1	4,55	
		AS	2808	6,21		5	71	3	1	3	4,44	
		AS	20408	-	5	5	109	4	1	3	3,13	
		GMF	84328	-	6	3	190	5	1	3	2	
		AS	151299	-	7	5	343	5	1	3	3,89	
		OVA	50453	-	6	7	420	5	2	3	4,2	***30,47***
11:Sannum	204 (12x17)	DWS	3936	8,7		6	17	1	3	1	10,44	
		AS	3574	7,9		5	88	4	1	1	6,58	
		AS	398235	-	7	5	111	4	1	1	5,83	***22,85***
17:Rastede	180 (10x18)	DWF	2267	5,01		6	13	1	1	1	10,02	
		PSZ	53051	-	6	6	223	5	1	1	5,14	***15,16***
19:Schippstroth	156 (12x13)	OVU	2479	5,48		6	10	1	2	1	8,22	***8,22***
33:Silstro	247 (13x19)	GMF	13262	29,32		3	10	1	3	2	14,66	
		AS	13983	30,91		5	12	1	1	1	51,52	
		AS	40724	-	5	5	108	4	1	1	4,17	
		GMF	117451	-	7	3	109	4	3	2	2,33	
		OVW	1801	-	2	7	305	5	1	3	1,56	***74,24***
39:Hasbruch	240 (15x16)	DWF	1343	2,97		6	12	1	1	2	4,46	***4,46***
41:Stenumer Holz	144 (8x18)	DWF	1747	3,86		6	12	1	3	2	3,86	***3,86***
42:Vareler Wald	304 (16x19)	DWS	2463	5,44		6	20	1	1	2	8,16	***8,16***
45:Neuenburger Urwald	200 (10x20)	DWF	2247	4,97		6	32	2	2	1	5,96	***5,96***
49:Ihlower Forst	168 (12x14)	OVP	528	1,17		6	21	2	1	1	1,76	
		DWS	1084	2,4		6	21	2	2	1	2,88	
		GIF	2440	5,39		4	74	3	3	2	2,7	
		OVL	3321	7,34		7	71	3	1	1	10,28	
		OVW	188	0,42		7	96	4	1	3	0,37	
		ODL	1136	2,51		4	92	4	2	1	1,43	
		GIF	4797	-	2	4	112	4	3	2	0,89	
		ODL	221262	-	7	4	111	4	1	2	4	
		OX	66447	-	6	7	219	5	2	3	4,2	***28,51***
	Milio-Fagetum:											
	Größe (m²)	**Biotop - typen mit pot. N-Emission**	**Größe (m²)**	**% von A des 120m Radius (45238.93 m²)**	**Größekl. (außerhalb vom 120m Radius)**	**Hemerobie - stufe (Kl.)**	**Entfernung (m)**	**Entfernungs- kl.**	**Himmels- richtung (Kl.)**	**Durch- lässigkeit (Kl.)**	**EB**	***EB ges.***
7:Wildenloh	140 (10x14)	DWF	3340	7,38		6	48	2	3	2	6,33	***6,33***
8:Sandkrug	280 (14x20)	AS	186601	-	7	5	107	4	1	3	4,38	
		AS	1949	4,31		5	87	4	1	3	2,69	
		GMF	5102	11,28		3	51	3	1	1	6,77	
		GMZ	3197	7,07		3	70	3	1	1	4,24	
		DWS	540	1,19		6	10	1	1	1	2,38	
		DWF	1373	3,03		6	44	2	3	1	3,03	***23,49***
9:Sandkrug	196 (14x14)	TFK	4404	9,73		6	4	1	1	1	19,46	
		DWS	1186	2,62		6	24	2	3	1	2,62	
		AS	522357	-	7	5	130	5	1	2	4,38	
		GMF	21216	-	5	3	112	4	2	3	1,67	
		GMZ	11198	-	4	3	167	5	1	3	1,34	***29,47***
10:Sandkrug	156 (12x13)	DWS	1281	2,83		6	10	1	1	1	5,66	
		TFK	354	0,78		6	102	4	1	3	0,59	
		GMF	21216	-	5	3	143	5	2	3	1,5	
		GMZ	11198	-	4	3	270	5	2	3	1,2	
		AS	522357	-	7	5	119	4	1	3	4,38	***13,33***
18:Hankhausen	153 (9x17)	DWF	2686	5,94		6	16	1	1	1	11,88	***11,88***
22:Mansholter Holz	140 (10x14)	AS	164	0,36		5	111	4	2	3	0,2	
		ASb	570	1,26		4	106	4	4	3	0,46	
		ASb	3911	-	2	4	114	4	4	3	0,67	
		AS	270354	-	7	5	115	4	3	3	3,5	***4,83***
30:Michelshorn	260 (13x20)	DWL	798	1,76		6	70	3	2	3	1,32	***1,32***
40:Hasbruch	180 (12x15)	DWF	5844	12,92		6	4	1	1	1	25,84	***25,84***
43:Vareler Wald	180 (10x18)	OVU	1509	3,34		6	27	2	3	3	2,51	
		DWF	524	1,16		6	3	1	3	1	1,39	***3,9***
44:Nubbert	110 (10x11)	OVW	1634	3,61		7	27	2	1	3	4,21	***4,21***
46:Neuenburger Urwald	216 (12x18)	DWF	752	1,66		6	95	4	2	3	1,11	
		DWF	1310	2,9		6	65	3	3	2	2,18	***3,29***
47:Neuenburger Urwald	272 (16x17)	GMF	229	0,51		3	100	4	1	3	0,19	
		DWF	1328	2,94		6	68	3	1	3	2,52	
		DWS	1892	4,18		6	35	2	3	2	3,58	
		DWS	1001	2,21		6	45	2	3	3	1,66	
		GMF	32858	-	5	3	109	4	1	3	1,88	***9,83***
48:Zetel	196 (14x14)	DWF	1963	4,34		6	28	2	3	3	3,26	
		GMF	1018	2,25		3	83	4	4	3	0,61	
		GMF	27359	-	5	3	107	4	4	3	1,36	***5,23***

Abkürzungen: pot. = potentiell, kl. = klasse(n), EB = Einfluss des Biotoptyps auf die Probefläche durch potentielle N-Emission

EB ges. = Gesamteinfluss der umgebenden Biotoptypen auf die Probefläche durch potentielle N-Emission

Tab. 17: Einfluss der Biotoptypen auf die Probeflächen in Erlen – Eschenwäldern.

Pruno-Fraxinetum:												
Probefläche	**Größe (m²) (s**	**Biotop - typen mit pot. N-Emission**	**Größe (m²)**	**% von A des 120m Radius (45238.93 m²)**	**Größekl. (außerhalb vom 120m Radius)**	**Hemerobie-stufe (Kl.)**	**Entfernung (m)**	**Entfernungs-kl.**	**Himmels-richtung (Kl.)**	**Durch-lässigkeit (Kl.)**	**EB**	***EB ges.***
3: Wold	198 (11x18)	GMF	19516	43,14		3	1	1	1	1	43,14	
		GMF	59775	-	6	3	104	4	1	1	3	***46,14***
6: Wold	156 (12x13)										0	***0***
21: Mansholter Holz	180 (12x15)										0	***0***
23: Halfsteder Bäke	120 (10x12)	DWS	414	0,92		6	105	4	2	3	0,61	
		DX	457	1,01		7	25	2	3	1	1,18	
		GMF	3861	8,53		3	81	4	4	2	2,56	
		GMF	856	1,89		3	84	4	4	3	0,52	
		GMF	163408	-	7	3	115	4	3	2	2,34	
		GMF	214592	-	7	3	112	4	3	3	2,1	
		AS	26408	-	5	5	228	5	3	3	2,27	
		AS	9532	-	3	5	568	5	4	3	1,25	***12,83***
24: Dunghorst	180 (10x18)	DWS	1512	3,34		6	6	1	3	2	3,34	
		DWS	91	0,2		6	109	4	2	3	0,14	***3,48***
31: Michelshorn	170 (10x17)	GMF	2253	4,98		3	40	2	1	2	2,99	
		GMF	2236	4,94		3	88	4	3	3	1,48	
		WXP	14884	32,9		3	13	1	2	1	24,68	
		DWS	779	1,72		6	3	1	3	1	2,06	
		GMF	266515	-	7	3	112	4	1	1	3,5	***34,71***
32: Altes Südholz	204 (12x17)	DWL	265	0,59		6	69	3	2	1	0,59	***0,59***
34: Silstro	120 (10x12)	DWF	1631	3,61		6	44	2	3	2	3,09	***3,09***
35: Goelriehen-feld	160 (10x16)	GMF	280	0,62		3	40	2	2	3	0,27	
		GMF	9338	20,64		3	98	4	2	2	7,74	
		GMF	40891	-	5	3	111	4	2	3	1,67	
		GMF	196645	-	7	3	112	4	2	2	2,63	
		AS	99303	-	6	5	464	5	3	3	2,73	
		ODL	5088	-	3	4	760	5	2	3	1,2	***16,24***
36: Jührdener-feld	140 (10x14)	DWF	769	1,7		6	89	4	3	2	1,13	
		GIF	9298	20,55		4	54	3	4	3	10,28	
		GIF	194068	-	7	4	112	4	3	3	2,8	
		ODL	4102	-	2	4	282	5	4	3	0,67	
		OVW	4236	-	2	7	180	5	3	3	1,27	
		GIF	23534	-	5	4	205	5	3	3	1,82	***17,97***
37: Hasbruch	130 (10x13)	DWF	1588	3,51		6	39,5	2	3	3	2,63	***2,63***
Carici-remotae-Fraxinetum:												
Probefläche	**Größe (m²) (s**	**Biotop - typen mit pot. N-Emission**	**Größe (m²)**	**% von A des 120m Radius (45238.93 m²)**	**Größekl. (außerhalb vom 120m Radius)**	**Hemerobie-stufe (Kl.)**	**Entfernung (m)**	**Entfernungs-kl.**	**Himmels-richtung (Kl.)**	**Durch-lässigkeit (Kl.)**	**EB**	***EB ges.***
2: Wold	120 (6x20)	GMF	4046	8,94		3	39	2	3	3	3,35	
		OVP	633	1,4		6	36	2	2	3	1,2	
		TFK	5187	11,47		6	40	2	2	2	11,47	
		OVW	3641	8,05		7	29	2	1	1	14,09	
		ODL	2572	5,69		4	68	3	2	3	2,85	
		GMF	2979	-	2	3	114	4	4	3	0,55	
		OVA	53142	-	6	7	122	5	3	3	3,82	***37,33***
12: Ipweger Büsche	144 (12x12)	DWF	1023	2,26		6	85	4	4	3	1,23	
		ODL	6411	-	3	4	113	4	4	3	1,09	***2,32***
13: Ipweger Büsche	140 (10x14)	GMF	11612	25,67		3	40	2	1	2	15,4	
		GMF	70462	-	6	3	111	4	1	2	2,57	
		ODL	10381	-	4	4	287	5	2	3	1,6	
		AS	101286	-	7	5	132	5	1	3	3,89	
		AS	15514	-	4	5	259	5	2	3	2	
		GMF	73275	-	6	3	359	5	2	3	1,8	
		EBB	29889	-	5	5	314	5	3	3	2,27	***29,53***
14:Funchs-büsche	108 (9x12)	DWF	2853	6,31		6	6	1	1	2	9,47	
		GMF	5044	11,15		3	32	2	1	2	6,69	
		GMF	221505	-	7	3	114	4	1	2	3	***19,16***
15: Hankhausen	120 (10x12)	DWF	2644	5,84		6	62	3	2	3	4,38	***4,38***
16:Hankhausen	190 (10x19)	DWS	720	1,59		6	94	4	2	1	1,36	
		GMF	2720	6,01		3	62	3	2	1	3,01	
		GMF	2235		2	3	106	4	2	1	0,86	***5,23***
20: Schippstroth	180 (12x15)	OVU	4298	9,5		6	42	2	2	3	8,14	***8,14***
26:Heller Büsche	130 (10x13)	GMF	5863	12,96		3	26	2	3	1	6,48	
		GMF	23763		5	3	113	4	3	1	1,88	***8,36***
27: Stellhorn	140 (10x14)	DWF	1337	2,96		6	60	3	1	3	2,54	
		AS	2595	5,74		5	81	4	2	3	3,19	
		GMF	6439	14,23		3	43	2	2	2	7,12	
		GMF	444	0,98		3	97	4	1	3	0,37	
		AS	7536	-	3	5	116	4	2	3	1,67	
		AS	4981	-	2	5	417	5	4	3	0,83	
		GMF	8289	-	3	3	113	4	1	3	1,13	
		GMF	62519	-	6	3	114	4	2	2	2,25	
		ODL	4755	-	2	4	477	5	3	3	0,73	
		OVU	1819	-	2	6	515	5	4	3	1	***20,83***
28: Rechter Brok	130 (10x13)	DWS	1384	3,06		6	60	3	2	2	2,62	
		WXP	3815	8,43		3	9	1	2	1	6,32	***8,94***
29:Michelshorn	130 (10x13)	DWL	1176	2,6		6	43	2	3	2	2,23	
		GMF	10351	22,88		3	40	2	2	2	11,44	
		WXP	649	1,43		3	95	4	1	3	0,54	
		GMF	32703	-	5	3	110	4	2	2	1,88	***16,09***
38:Hasbruch	144 (12x12)	DWF	1731	3,83		6	32	2	2	3	3,29	***3,29***
50:Ihlower Forst	156 (12x13)	DWS	1585	3,5		6	57	3	2	2	3	
		DWS	329	0,73		6	110	4	2	3	0,49	
		GMF	750	1,66		3	69	3	4	3	0,5	
		GIF	1206	2,67		4	83	4	3	3	1,07	
		GMF	72	0,16		3	108	4	4	3	0,04	
		GMF	4492	-	2	3	116	4	4	3	0,55	
		GIF	40156	-	5	4	115	4	3	3	2	***7,65***

Abkürzungen: pot. = potentiell, kl. = klasse(n), EB = Einfluss des Biotoptyps auf die Probefläche durch potentielle N-Emission

EB ges. = Gesamteinfluss der umgebenden Biotoptypen auf die Probefläche durch potentielle N-Emission

Die Werte von EB für die einzelnen Biotoptypen können sich stark voneinander unterscheiden. Zur Entstehung und Veranschaulichung dieser großen Unterschiede ergibt sich folgende detaillierte Gegenüberstellung des kleinsten und größten Wertes:

Tab. 18: Unterschiede in den Faktoren beim kleinsten und größten EB – Wert.

EB	0,04	51,52
Biotoptyp	mesophiles Grünland mäßig feuchter Standorte (GMF)	Sandacker (AS)
Größe (% von A des 120m-Radius	0,16	30,91
Himmelsrichtung zur Probefläche	SO	W
Hemerobiestufe	mesohemerob Veränderung der Vegetation durch Viehtritt und Kot	alpha - euhemerob starker Stoffeintrag, Boden- und Vegetationveränderung durch Maisanbau
Entfernung zur Probefläche	108 m	12 m
Durchlässigkeit	keine	Maximal
Probefläche	50 (Ihlower Forst)	33 (Silstro)

Die Werte für EB liegen zu über 70 % im einstelligen Bereich. Lediglich knapp 11 % erreichen den zweistelligen Bereich und knapp 17 % liegen unter 1 im Dezimalbereich.
Der Gesamteinfluss aller erfassten Biotoptypen um eine Probefläche (EB ges.) hat einen Wertebereich von 0,59 bis 74,24. Die Verteilung der einzelnen Werte mit den dazugehörigen Flächen ist in den Abbildungen 6 bis 9 dargestellt. Hierbei sind die einzelnen Diagramme der jeweiligen Waldgesellschaft nach der Größe von EB ges. geordnet.
Die durchschnittlich größte Wirkung potentieller Stickstoffemissionen durch entsprechende Biotoptypen in der Umgebung gibt es bei den Probeflächen des Deschampsio–Fagetum (Ø 24,52). EB ges. hat einen Wert von 3,86 bis 74,24 (s. Abb. 6). Deschampsio-Fagetum hat somit auch die Fläche mit dem größten Wert (Fläche 33).

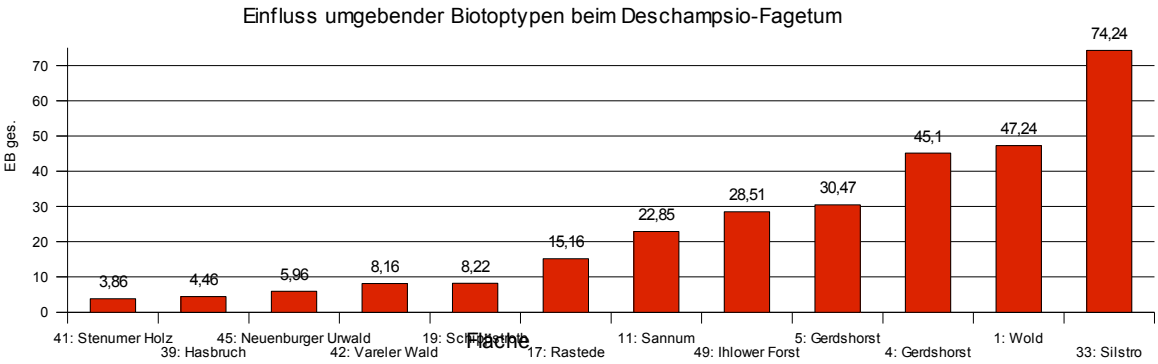


Abb. 6: Verteilung der EB-Werte über den Einfluss der umgebenden Biotoptypen in Bezug auf Stickstoff-emissionen beim Deschampsio–Fagetum.

Die Probeflächen mit den hohen Werten liegen alle am Waldrand (17 – 33). Niedrige Werte sind ausnahmslos im Waldinnern zu finden (vgl. Karten A 13 und 31).

Bei den Probeflächen des Milio-Fagetums wirkt der niedrigste Einfluss durch die Biotoptypen (Ø 11,0) unter den Waldgesellschaften. Der Wertebereich hat eine Spanne von 1,32 bis 29,47 (s. Abb. 7).

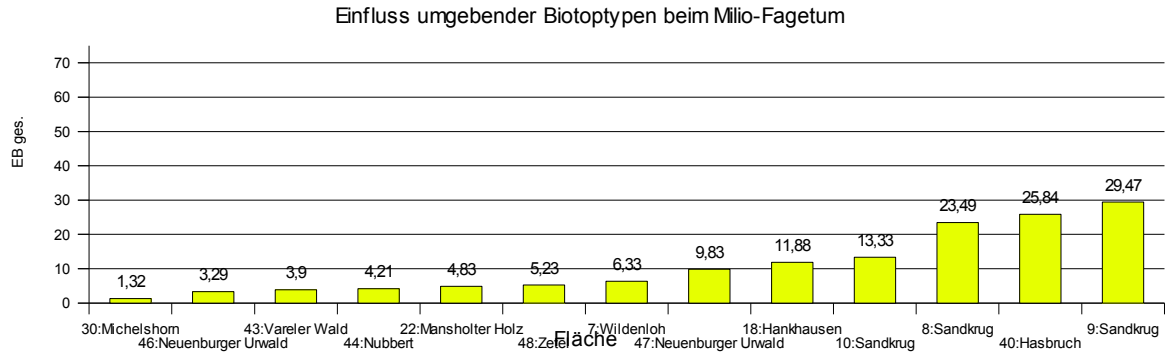


Abb. 7: Verteilung der EB-Werte über den Einfluss der umgebenden Biotoptypen in Bezug auf Stickstoffemissionen beim Milio–Fagetum.

Mit Ausnahme der Flächen im Barneführer Holz (Sandkrug) liegen alle Flächen im Waldinnern. Dieses spiegelt auch die Werteverteilung wieder. Die Probeflächen 8, 9, und 10 sind unter den 4 Flächen mit den höchsten EB ges.-Werten. Auf der Probefläche 40 ist der Einfluss der Biotoptypen durch die unmittelbare Nähe breiter Waldwege, die eine große Fläche der Umgebung einnehmen, ebenfalls groß (vgl. Tab. 16 und Karte A 26).

Beim Pruno–Fraxinetum liegen die einzigen Probeflächen ohne den Einfluss von Biotoptypen mit potentieller N-Emission (Fläche 21 und 6) vor. Dadurch wird der durchschnittliche Wert von $EB_{ges.}$ stark nach unten gedrückt (12,45). Die Werte haben eine Spanne von 0 bis 46,14 (s. Abb.8).

Probeflächen, die einem hohen Einfluss ausgesetzt sind, befinden sich auch hier am Waldrand. Dies wird besonders bei den Flächen im Wold (3 und 6) deutlich. Die beiden Flächen liegen nur etwa 500 m auseinander, die Fläche 3 im Waldinnern ohne Anbindung an das Wegnetz und die Fläche 6 direkt am Waldrand neben mesophilem Grünland (s. Karte A13). Bei der Fläche 31 kommt noch der hohe Einfluss des Hybridpappelforstes hinzu (s. Karte A 22).

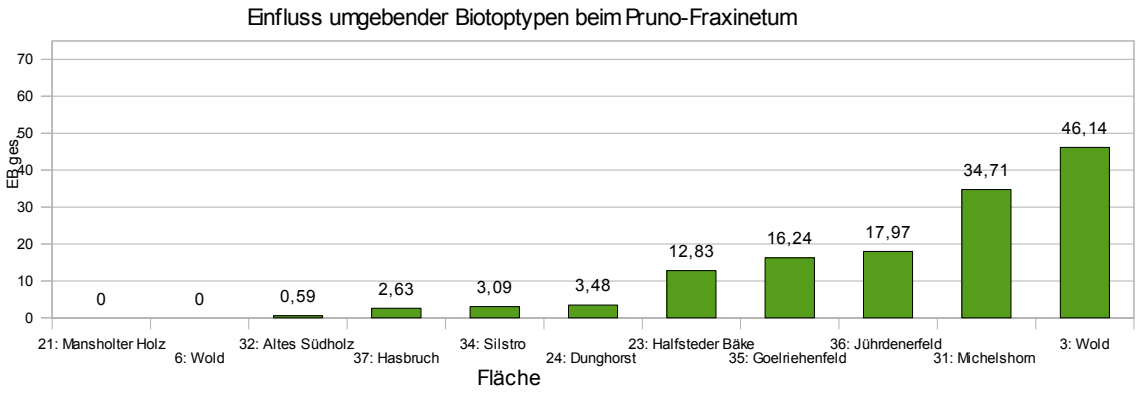


Abb.8: Verteilung der EB-Werte über den Einfluss der umgebenden Biotoptypen in Bezug auf Stickstoffemissionen beim Pruno-Fraxinetum.

Ein durchschnittlicher $EB_{ges.}$–Wert von 13,17 ist bei den Probeflächen des Carici remotae–Fraxinetums vorhanden. Die Werte liegen in einem Bereich von 2,32 bis 37,33 (s. Abb. 9). Das Säulendiagramm lässt sich in drei Abschnitte unterteilen:
Der erste Abschnitt zeigt die niedrigen Werte von 2,32 bis 4,38. Diese Probeflächen liegen im Waldinnern und es gibt nur wenige oder nur kleine Wege in der Umgebung.
Der zweite Abschnitt beinhaltet die Probeflächen, auf die ein relativ hoher Einfluss an Biotoptypen mit potentieller Stickstoffemission im Wald wirkt.

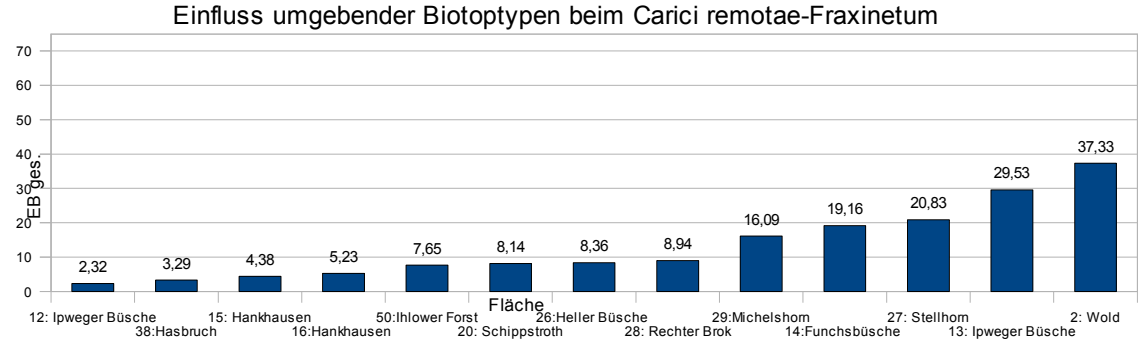


Abb.9: Verteilung der Werte über den Einfluss der umgebenden Biotoptypen in Bezug auf Stickstoff-emissionen beim Carici remotae-Fraxinetum.

Zu diesen Biotoptypen gehören Lichtungen mit mesophilem Grünland, Hybridpappelforst oder aber auch ein großes breites Wegenetz (Breite: größer als 5m teilw. mit Kreuzungen von mehr als 8 m Durchmesser). Der zweite Abschnitt lässt sich durch den Wertebereich von 5,23 bis 16,09 abgrenzen, wobei die Übergänge fließend sind. So hat die Fläche 29 eine große Lichtung mit mesophilem Grünland in der nahen Umgebung und man findet hier zusätzlich einen Hybridpappelforst, so dass der Wert 16,09 näher an den dritten Abschnitt heran reicht als an den Zweiten.
Der letzte Wertebereich erfasst die Probeflächen am Waldrand, wobei hier die Einflüsse von Ackerflächen, Verkehrswegen und großflächigem Grünland die potentielle Stickstoffemission bestimmen.

2. Kalkung und Düngung der Flächen.

Eine Düngung der Untersuchungsflächen, die ausschließlich in historisch alten Wäldern liegen (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 2004), wurde in den letzten 20 bis 30 Jahren mit Ausnahme von Startdünger bei Neupflanzungen aus forstamtlicher Sicht nicht durchgeführt (PELSTER mdl. 2006).
Soweit Informationen zur Kalkung der Untersuchungsflächen verfügbar waren, sind diese in der Tabelle 19 und 20 für die jeweiligen Flächen aufgelistet.

Tab. 19: Kalkung von Probeflächen der Buchen–Eichenwälder.

Fläche	Jahr der Kalkung	Informationsquelle
Deschampsio-Fagetum		
1:Wold	1983	Fritz (LWK)/NFP
4:Gerdshorst	nicht gekalkt	Fritz (LWK)/NFP
5:Gerdshorst	nicht gekalkt	Fritz (LWK)/NFP
11:Sannum	nicht gekalkt	Pelster (Rfö Sandkrug)/Ackermann (FVA)
17:Rastede	nicht gekalkt	Fritz (LWK)/NFP
19:Schippstroth	keine Informationen	
33:Silstro	2001	Dählmann (Rfö. Kloster-Barthe)
39:Hasbruch	keine Informationen	
41:Stenumer Holz	nicht gekalkt	Pelster (Rfö. Sandkrug)/NFP
42:Vareler Wald	keine Informationen	
45:Neuenburger Urwald	keine Informationen	
49:Ihlower Forst	nicht gekalkt	Dählmann (Rfö. Kloster-Barthe)
Milio-Fagetum		
7:Wildenloh	keine Informationen	
8:Sandkrug	nicht gekalkt	Pelster (Rfö Sandkrug)/Ackermann (FVA)
9:Sandkrug	nicht gekalkt	Pelster (Rfö Sandkrug)/Ackermann (FVA)
10:Sandkrug	nicht gekalkt	Pelster (Rfö Sandkrug)/Ackermann (FVA)
18:Hankhausen	keine Informationen	
22:Mansholter Holz	keine Informationen	
30:Michelshorn	2002	Fritz (LWK)/NFP
40:Hasbruch	keine Informationen	
43:Vareler Wald	keine Informationen	
44:Nubbert	keine Informationen	
46:Neuenburger Urwald	keine Informationen	
47:Neuenburger Urwald	keine Informationen	

Abkürzungen:
LWK : Landwirtschaftskammer
NFP : Niedesächsisches Forstplanungsamt
FVA : Forstliche Versuchsanstalt

Tab. 20: Kalkung von Probeflächen der Erlen – Eschenwälder.

Fläche	Jahr der Kalkung	Informationsquelle
Pruno-Fraxinetum		
3: Wold	keine Informationen	
6: Wold	keine Informationen	
21: Mansholter Holz	keine Informationen	
23: Halfsteder Bäke	1996	Fritz (LWK)/NFP
24: Dunghorst	1996	Fritz (LWK)/NFP
31: Michelshorn	2002	Fritz (LWK)/NFP
32: Altes Südholz	gekalkt (Jahr ist unbekannt)	Dählmann (Rfö. Kloster-Barthe)
34: Silstro	2001	Fritz (LWK)/NFP
35: Goelriehenfeld	2001	Fritz (LWK)/NFP
36: Jührdenerfeld	2000	Fritz (LWK)
37: Hasbruch	keine Informationen	
Carici-remotae-Fraxinetum		
2: Wold	1983	Fritz (LWK)/NFP
12: Ippweger Büsche	1997	Fritz (LWK)/NFP
13: Ippweger Büsche	1997	Fritz (LWK)/NFP
14:Funchsbüsche	1997	Fritz (LWK)/NFP
15: Hankhausen	1997	Fritz (LWK)/NFP
16:Hankhausen	1997	Fritz (LWK)/NFP
20: Schippstroth	keine Informationen	
26:Heller Büsche	2002	Fritz (LWK)/NFP
27: Stellhorn	2002	Fritz (LWK)/NFP
28: Rechter Brok	2002	Fritz (LWK)/NFP
29:Michelshorn	2002	Fritz (LWK)/NFP
38:Hasbruch	keine Informationen	
50:Ihlower Forst	nicht gekalkt	Dählmann (Rfö. Kloster-Barthe)

Abkürzungen:
LWK : Landwirtschaftskammer
NFP : Niedesächsisches Forstplanungsamt
FVA : Forstliche Versuchsanstalt
Rfö : Revierförsterei

Mit ca. 3t/ha karbonatischer Kalke mit mindestens 15 % Magnesiumcarbonat-Anteilen (BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS 2004) wurden bei 20 Flächen von 1983 bis 2002 Kalkungen durchgeführt, wobei bei der Fläche 32 das Jahr der Kalkung der Revierförsterei Kloster–Barthe nicht bekannt ist. 10 Flächen sind nicht gekalkt worden. Keine Informationen sind bei 19 der 49 Untersuchungsgebiete übermittelt worden.

Gekalkt wurde in jedem Jahr ein bestimmtes Gebiet, in dem eine unterschiedliche Anzahl an Untersuchungsflächen liegen. Am meisten betroffen waren die Probeflächen in den Jahren 1997 und 2002, als die Waldgebiete östlich von Rastede und Westerstede gekalkt wurden. Hierbei sind 1997 fünf Probeflächen und 2002 sechs Probeflächen gekalkt worden (s. Tab. 21).

Tab. 21 : Kalkung von Waldgebieten

Jahr der Kalkung	Gebiet	Probe-flächennr.
1983	Wold	1 – 2
1996	Wald zw. Gristede u. Wiefelstede → Dunghorst an der Halfsteder Bäke	23 – 24
1997	Waldgebiet zw. Rastede u. Wahnbeck → Ippweger Büsche, Hankhausen	12 – 16
2000	Jührdenerfeld	36
2001	Waldgebiete nördlich von Westerstede → Silstro, Goelriehenfeld	33 - 35
2002	Waldgebiete östlich von Westerstede → Michelshorn, Heller Büsche	26 - 31

3. Vegetation

Die Artenzahlen und die durchschnittliche Artenzahl pro Fläche sind für die vier untersuchten Waldgesellschaften in den folgenden Diagrammen dargestellt (Abb. 10 & 11):

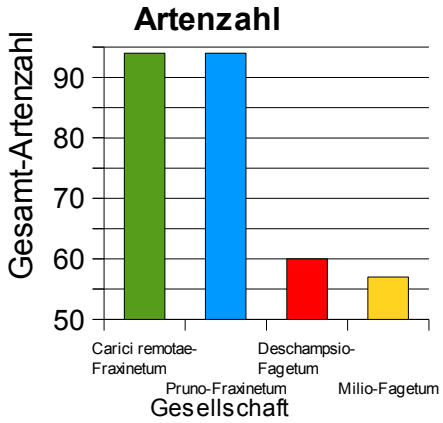


Abb.10: Gesamtartenzahlen der vier untersuchten Waldgesellschaften.

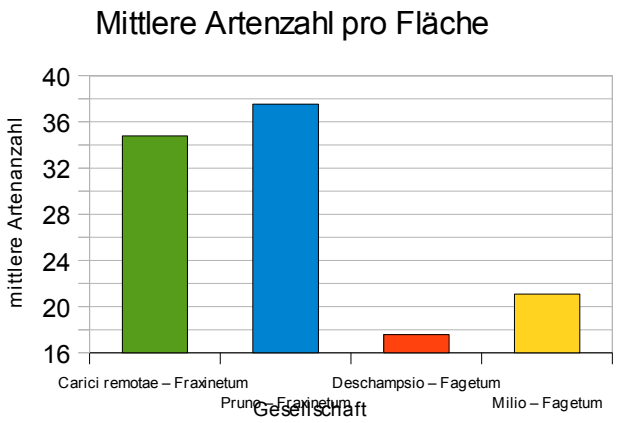


Abb. 11: Mittlere Artenzahl pro Fläche der vier untersuchten Waldgesellschaften.

Bei der Artenvielfalt gibt es einen großen Unterschied zwischen den Erlen–Eschenwäldern und den Buchen–Eichenwäldern. Sie ist beim Pruno–Fraxinetum und Carici remotae–Fraxinetum mit je 94 Arten und 37,54 bzw. 34,77 Arten pro Fläche (Ø) wesentlich höher als bei den Buchen–Eichenwäldern. Ungewöhnlich ist die höhere Anzahl der Arten beim Deschampsio–Fagetum im Vergleich zum Milio–Fagetum. Die Abbildung 11 zeigt jedoch, dass im Durchschnitt 3,5 Arten (Ø) mehr auf den Flächen des Milio–Fagetum bestimmt wurden. In den nächsten Kapiteln wird genauer auf die einzelnen Gesellschaften eingegangen.

3.1 Synsystematische Einordnung

Die Struktur und die Vegetation der Baum- , Strauch- und Krautschicht sowie die Abgrenzungen zwischen den Waldgesellschaften sind Gegenstand dieses Kapitels.
Flächendeckende Standortuntersuchungen der einzelnen Waldgesellschaften in den Waldgebieten sowie die Bestimmung der einzelnen Moose wurden in dieser Arbeit im Rahmen des Themas nicht durchgeführt (vgl. Kap. III, 3.1 & 3.2). Die Bodeneigenschaften der Standorte werden in einem gesonderten Kapitel behandelt.
Die vier untersuchten Waldgesellschaften sind in der folgenden Synsystematik eingeordnet (nach www.floraweb.de & Härdtle et al. 2004):

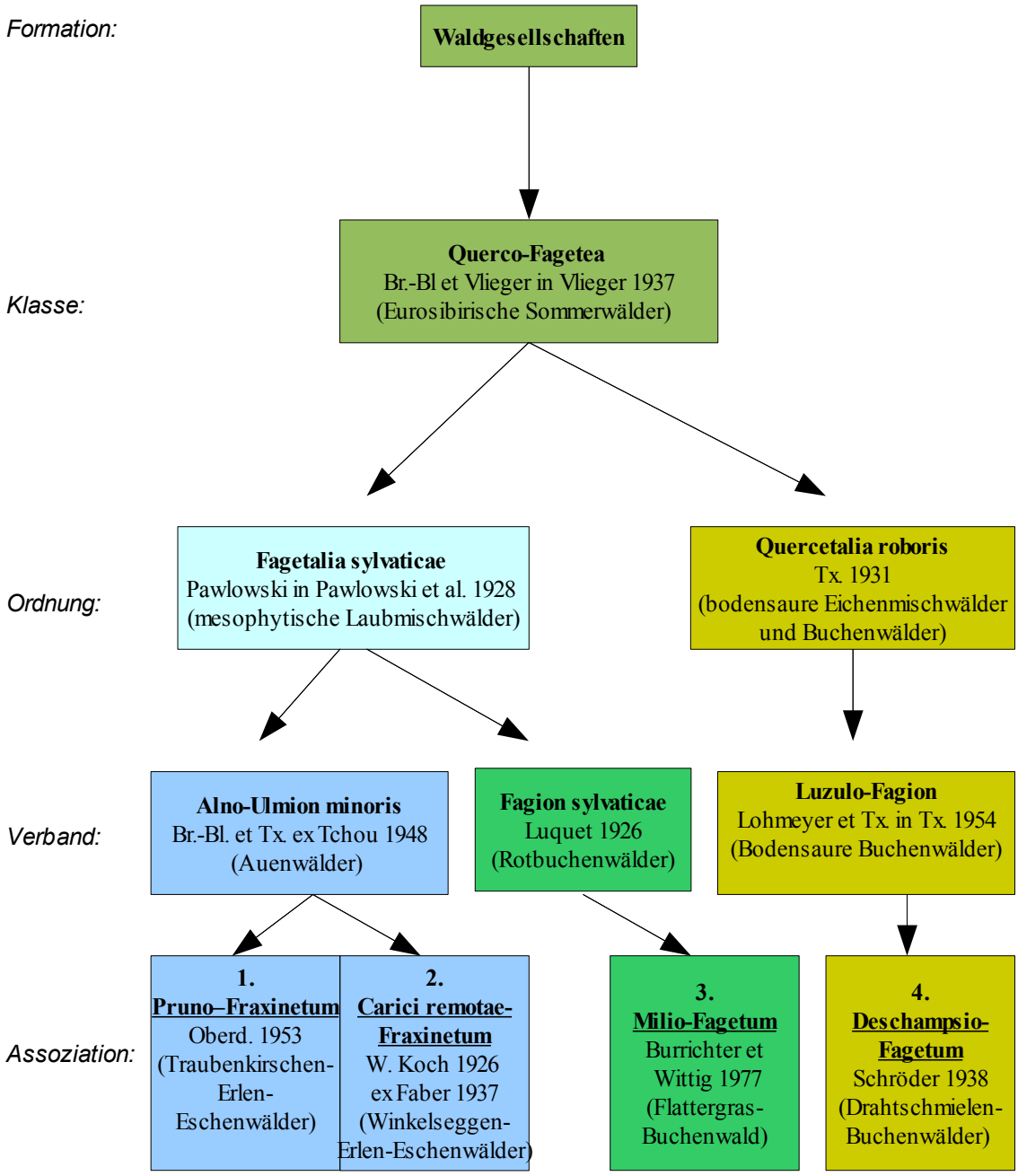


Abb. 12: Synsystematik der vier untersuchten Waldgesellschaften.

3.2 Buchen–Eichenwälder

3.2.1 Deschampsio–Fagetum SCHRÖDER 1938, Drahtschmielen-Buchenwald

Für diese Arbeit wurden im Untersuchungsgebiet 12 Flächen ausgewählt, deren Vegetation der Waldgesellschaft des Deschampsio–Fagetums zugeordnet wird (vgl. Kap. III 3.1 & Anhang Tab. A2 & 3).

In der Baumschicht dominiert *Fagus sylvatica* mit hohen Deckungsgraden. Sie ist die vorherrschende Art in dieser Schicht und bildet neben dem häufig auftretenden *Quercus robur* die Baumschicht.

Quercus robur ist mit unterschiedlichen Deckungsgraden vertreten. Einerseits kommt sie nur mit einer verhältnismäßig geringen Deckung vor, auf einer Fläche sogar überhaupt nicht, anderseits kann sie auf anderen Flächen Deckungsgrade erreichen, die nahe an die von *Fagus sylvatica* heranreichen. In der Strauchschicht hingegen ist die Stieleiche im Gegensatz zur Rotbuche nicht vorhanden, die auch hier durchgehend vorkommt. Als einzige andere Art konnte sich auf einer Fläche *Sorbus aucuparia* in der Baumschicht mit geringem Deckungsgrad behaupten.

Die Strauchschicht ist gering entwickelt und erreicht teilweise nicht einmal einen Deckungsgrad von 5 %. Hierdurch entsteht die typische Hallenwaldstruktur des Deschampsio–Fagetum. Lediglich *Fagus sylvatica* und *Ilex aquifolium* können hier vereinzelt mittlere Deckungsgrade erreichen und sind etwas häufiger. Die anderen Arten kommen sehr unregelmäßig vor und erreichen meistens nur eine niedrige Deckung.

Die Krautschicht weist nur eine geringe Deckung (Ø 23 %) auf. Diese Artenarmut lässt sich vermutlich auf die hohe Deckung der Baumschicht (Ø 91 %) und die sauren, nährstoffarmen Bodenverhältnisse zurückführen. Dennoch gibt es einige Flächen mit einer, für einen typischen Bestand des Deschampsio–Fagetum, relativ hohen Krautschichtdeckung. Diese Deckungsgrade von über 25 % ergeben sich durch die hohen Deckungen von wenigen anspruchslosen Arten wie *Ilex aquifoliums* (s. Abb. 13)*, Vaccinum myrtillus* und *Impatiens noli-tangere* bzw. *parviflora.* Aufgrund der Randlage von mehr als der Hälfte aller Flächen können einige Arten durch den erhöhten Lichteinfluss einwandern (*Taraxacum officinale, Mycelis muralis, Agrostis stolonifera* u.a.). Diese Arten haben ihr Hauptvorkommen nicht in bodensauren Buchenwäldern. Eine hohe Stetigkeit weisen einerseits Säurezeiger wie *Lonicera periclymenum*, anderseits aber auch Mäßigsäurezeiger mit *Sorbus aucuparia* juv., *Dryopteris carthusiana* und *Oxalis acetosella* auf.

Ebenfalls häufig in der Krautschicht ist *Dryopteris dilatata, Fagus sylvatica* juv. und *Hedera helix.* Im Gegensatz zum Milio–Fagetum kommen anspruchsvollere Arten wie *Anemone nemorosa* oder *Circaea lutetiana* nicht oder in nur geringer Deckung vor. Relativ hohe Deckungen und hohe Stetigkeiten haben *Ilex aquifolium* und *Dryopteris dilatata* - typische Pflanzen bodensaurer Wälder -, aber auch der Nitrophyt *Rubus fruticosus* agg. kommt häufig mit verhältnismäßig hohen Deckungsgraden auf dem sonst eher nährstoffarmen Milieu vor (vgl. Kap. IV, 3.2.1).

Die Moosschicht hat eine geringe durchschnittliche Deckung von 3,5 %. Verursacht wird die geringe Deckung durch die mächtige Laubschicht und die dadurch fehlenden unbewachsenen Flächen des Waldbodens.

Abb. 13: Das Deschampsio–Fagetum mit *Ilex aquifolium* in der Krautschicht.

Deschampsio–Fagetum wurde auf Standorten mit sandigem Unterboden ohne Grund- oder Stauwassereinfluss vorgefunden. Die Probeflächen dieser Waldgesellschaft sind größtenteils gleichmäßig auf die Waldflächen des Weser–Ems–Raumes verteilt, wobei es einige Lücken bei den feuchteren Standorten besonders nördlich des Zwischenahner Meeres gibt.

Aufgrund der wenigen Kennarten der bodensauren Buchenwälder ist die Einordnung und Benennung je nach Autor sehr unterschiedlich. Es gibt verschiedene Einordnungsvorschläge von POTT (1995) und WILMANNS (1998), die aber häufig nicht auf diese Arbeit, wegen des Fehlens der beschriebenen Kennarten und Trennarten, anwendbar sind. OBERDORFER (1983) ordnet das Deschampsio–Fagetum einem Ilici–Fagion unter und teilt somit die Ordnungen neu auf (vgl. Kap. IV, 3.1).

Die Einordnung erfolgt bei dieser Arbeit nach www.floraweb.de, HÄRDTLE (1995) und nach RUNGE (1986), der das Deschampsio–Fagetum als „Flachlandassoziation“ des Hainsimsen–Buchenwaldes ohne weiße Hainsimse ansieht. Die Abgrenzung zum Milio–Fagetum und die Einordnung in die Quercetalia roboris entsteht durch die unterschiedlichen Bodenverhältnisse und somit durch das stärkere Vorkommen azidotoleranter und anspruchsloser Arten beim Deschampsio–Fagetum (s. Anhang Tab. A2). Außerdem sind hier die Deckungsgrade der Krautschicht insgesamt wesentlich niedriger.

3.2.2 Milio–Fagetum BURRICHTER et WITTIG 1977, Flattergras-Buchenwald

Bei den 13 Flächen des Milio–Fagetums dominiert ähnlich wie beim Deschampsio–Fagetum *Fagus sylvatica* in der Baumschicht. Ebenfalls als Begleiter auf fast allen Flächen ist *Quercus robur* mit Deckungen bis zu 50 % zu finden. Außerdem konnten auf jeweils einer Fläche *Hedera helix* und *Acer pseudoplatanus* bestimmt werden.
Die Strauchschicht ist nur schwach, aber artenreicher als beim Drahtschmielen–Buchenwald ausgebildet. Die Rotbuche ist auch hier die Gehölzart mit der größten Stetigkeit und Deckung. Alle anderen Arten kommen jeweils nur auf einigen wenigen Flächen vor. Die Deckungsgrade bei *Ilex aquifolium, Sorbus aucuparia, Carpinus betulus* und *Corylus avellana* können bis zu 15 % betragen.
Deutliche Unterschiede gibt es bei der Deckung und beim Artenreichtum in der Krautschicht des Milio–Fagetum, im Verhältnis zum Deschampsio–Fagetum. Eine durchschnittlich 33 % höhere Deckung besteht beim Flattergras–Buchenwald (Ø 56,92). Viele der Arten aus dem Deschampsio–Fagetum finden sich auch im Milio–Fagetum wieder *(Hedera helix, Lonicera periclymenum* u.a.). Zusätzlich kommen aber noch eine Reihe anspruchsvollere Arten mit geringer Stetigkeit und größtenteils geringer Deckung hinzu, zum Beispiel *Galeobdolon luteum* als kennzeichnende Art für die Ordnung der Fagetalia sylvaticae (HÄRDTLE 1995), *Galium odoratum* und *Viola reichenbachiana.* Andere anspruchsvolle Arten sind Charakterarten des Milio–Fagetums (*Milium effusum, Athyrium filix–femina, Deschampsia cespitosa*, *Anemone nemorosa, Polygonatum multiflorum*) und treten mit einer wesentlich höheren Deckung und Stetigkeit auf (s. Anhang Tab. A4 & 5). Ein Hinweis auf die Feuchtigkeit der Standorte liefern die Arten *Athyrium filix–femina* und *Deschampsia cespitosa*. Fast alle Flächen weisen diese beiden Arten mit Deckungsgraden von bis zu 15 % auf. Somit gehören alle Flächen, mit Ausnahme der Fläche 9 (Sandkrug), eher der frischeren Subassoziation mit *Athyrium filix–femina* an als der typischen Subassoziation des Milio-Fagetum, die trockenere Standorte besiedelt (HUNTKE 2002) (s. Abb. 14).
Die Artenzahl pro Fläche beträgt im Mittel 21,08 und ist damit um mehr als 3 Arten höher als beim Deschampsio–Fagetum (17,58). Die Gesamtartenzahl ist etwas niedriger. Dieses Ergebnis ergibt sich vermutlich durch die beschriebene Randlage der Flächen des Drahtschmielen–Buchenwaldes (vgl IV, Kap. 3.1.1), während die Flächen des Milio-Fagetums zu fast 77 % nicht am Waldrand liegen.
Die Moosschicht ist mit 1 % nur gering entwickelt und beschränkt sich auf Geländebuckel und den Stammabfluss der Bäume.

Abb. 14: Das Milio–Fagetum auf einem frischen Standort

Die Bodenfeuchte des Milio–Fagetum nimmt eine Mittelstellung zwischen den bodensauren Buchenwäldern und den Erlen-Eschenwäldern ein.

Bei der Auswahl der Probeflächen haben sich aufgrund vieler guter Standorte Konzentrationen im Norden und im Süden des Untersuchungsgebiet ergeben (Barneführer Holz, Neuenburger Urwald).

Das Milio–Fagetum liegt nach HÄRDTLE (2004) in trophischer Hinsicht zwischen dem anspruchsvolleren Waldmeister–Buchenwald und dem anspruchsloseren Drahtschmielen–Buchenwald. In der von *Milium effusum* oder *Oxalis acetosella* dominierten Krautschicht können sich dementsprechend mit geringen Deckungen Sippen mischen, die entweder in Fagetalia- oder Quercetalia-Gesellschaften Vorkommensschwerpunkte haben.

Nach BURRICHTER (1973) wird jedoch aufgrund des Übergewichts von mäßig anspruchsvollen Fagetalia-Arten die Gesellschaft dem Fagion-Verband unterstellt. Dieser Auffassung folgt diese Arbeit, denn anspruchsvolle Arten wie *Galium odoratum, Melica uniflora, Circaea lutetiana* und *Galeobdolon luteum,* die häufiger in geringer Deckung und Stetigkeit vorkommen, erklären eher eine Zuordnung zu den Rotbuchenwäldern als zu den bodensauren Buchenwäldern. Da *Milium effusum* neben anderen typischen Arten des Milio–Fagetum (s. S. 58) in großer Stetigkeit vorhanden ist, wird hier der gebräuchliche Name Flattergras–Buchenwald verwendet.

3.3 Erlen - Eschenwälder

3.3.1 Pruno–Fraxinetum OBERDORFER 1953, Traubenkirschen–Erlen–Eschenwälder

Die Deckung der Baumschicht ist bei Erlen–Eschenwäldern wesentlich geringer als bei Buchen–Eichenwäldern.
Bei den 11 Probeflächen des Pruno–Fraxinetum beträgt sie durchschnittlich 63,18 %. Die dominante Baumart ist mit Deckungsgraden von 25 – 70 % *Fraxinus excelsior*. Auf dem Großteil der Flächen (63 %) ist *Alnus glutinosa* in der Baumschicht zu finden. Allerdings überschreitet ihre Deckung auf keiner Fläche die der Esche. Bei 18% der Flächen haben beide Baumarten etwa gleiche Anteile. Andere Baumarten wachsen mit geringem Deckungsgrad auf jeweils nur einer Fläche (*Corylus avellana, Quercus robur* u.a.). Etwas häufiger ist die Ulme beigemischt, wobei neben *Ulmus laevis* auf zwei Flächen auch *Ulmus glabra* zu finden ist.
Mit 17 Arten und durchschnittlich 53% Deckung ist die Strauchschicht sehr viel stärker und struckturreicher als bei den vorher beschriebenen Hallenwäldern und beim Carici remotae–Fraxinetum ausgeprägt. Die weitaus größte Deckung (bis 75 %) und Stetigkeit (81 %) hat *Corylus avellana*. Sie gilt neben *Ribes rubrum* agg. in der Strauchschicht gegenüber dem Carici remotae–Fraxinetum als Trennart (DÖRING–MEDERAKE 1991). Etwas häufiger ist als namensgebende Art *Padus avium* neben *Fraxinus excelsior, Crataegus laevigata* und *Alnus glutinosa* zu finden. Alle anderen Arten haben eine geringe Stetigkeit (meistens nur auf einer Fläche) (vgl. Tab. A6 & 7).
Das Pruno–Fraxinetum hat in den Aufnahmen insgesamt den gleichen Artenreichtum wie das Carici remotae–Fraxinetum (94 Arten). Die Artenzahl pro Fläche liegt in den Aufnahmen geringfügig höher (Ø 37,54). Allerdings sind die Deckungsgrade in der Krautschicht hier um ca 8 % niedriger (Ø 79 %) als im feuchteren Winkelseggen–Erlen–Eschenwald.
Neben einigen Charakterarten des Alno-Ulmion minoris (*Stachys sylvatica, Circaea x intermedia, Equisetum hyemale* u.a.) (OBERDORFER 1983) (s. Abb. 15), gibt es auch viele Arten, die die Abgrenzung zu den Erlenbruchwäldern darstellen (*Anemone nemorosa, Brachypodium sylvaticum, Crataegus laevigata,* u.a.) (OBERDORFER 1983). Die Abgrenzung zum Carici remotae–Fraxinetum erfolgt durch den Unterschied in der Strauchschicht. Die Deckung der Strauchschicht ist im Mittel um 30 % höher, wozu die „Trennarten *Corylus avellana* und *Ribes rubrum*" und „die Assoziations-kennart *Prunus padus"* (*Padus avium*) (DÖRING–MEDERAKE 1991) beitragen.

Das Pruno–Fraxinetum steht insgesamt eher trockener als das Carici remotae–Fraxinetum (DÖRING–MEDERAKE 1991). Dies wird auch an der Artenzusammensetzung der Krautschicht deutlich. So sind Arten wie *Euonymus europaea, Viola reichenbachiana* oder *Hedera helix*, die mehr zu den Frischezeigern als zu den Feuchtezeigern zählen (ELLENBERG 1992), wesentlich häufiger auf den Flächen des Traubenkirschen–Erlen-Eschenwaldes anzutreffen. *Paris quadrifolia* wächst sogar ausschließlich in dieser Gesellschaft. Umgekehrt sind Feuchtezeiger wie das *Galium palustre* seltener.

Abb. 15: Das Pruno–Fraxinetum mit *Equisetum hyemale,* Charakterart des Alno-Ulmion minoris Verbandes (Oberdorfer 1983).

Die Deckung der Moose kann sehr unterschiedlich sein. Sie reicht von 1 bis 50% (Ø: 14,18).

Die Probeflächen des Pruno–Fraxinetum konzentrieren sich besonders nördlich des Zwischenahner Meers und des Ortes Westerstede im zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes. Im Norden und Süden des Gebietes sind keine geeigneten Flächen vorgefunden worden.

Im Alno–Ulmion sind für die Weser–Ems–Region verschiedene Assoziationen beschrieben worden, die hauptsächlich auf der unterschiedlichen Feuchtestufe des Bodens der Standorte beruhen (HÄRDTLE 1995 & BRAND 2000). Die Einordnung und Abgrenzung des Pruno–Fraxinetums erfolgt, neben der charakteristischen Feuchtigkeitsstufe, durch die Deckung der Strauchschicht mit den darin vorkommenden Trennarten (s. S. 60).

Andere Einordungsvorschläge nach HÄRDLE (1995) und BRAND (2000), die das Pruno–Fraxinetum in ein Alno–Fraxinetum bzw. in das Carici remotae–Fraxinetum einordnen, lassen sich auf die Bestände des Untersuchungsgebietes schlechter übertragen. Aufgrund des relativ häufigen Vorkommens von *Padus avium* und *Ribes rubrum* agg. beim Pruno–Fraxinetum lässt sich diese Gesellschaft vom Carici remotae–Fraxinetum gut abgrenzen.

3.3.2 Carici remotae – Fraxinetum W. KOCH 1926 ex FABER 1937, Winkelseggen–Erlen–Eschenwälder

In der Baumschicht ist die Deckung und die Stetigkeit von *Alnus glutinosa* höher als beim Pruno–Fraxinetum. Bei 4 der 13 Probeflächen ist sie sogar die dominante Baumart mit einem höheren Deckungsgrad als *Fraxinus excelsior*. Bei einer Fläche sind die Anteile gleich, die restlichen Probeflächen dominiert *Fraxinus excelsior*. Insgesamt beträgt die Deckung der Baumschicht 67,31 % (Ø) und ist damit nur geringfügig höher als im Pruno–Fraxinetum. Andere Baumarten sind nur einzelstammweise auf jeweils einer Fläche vertreten. Bei *Ulmus laevis* und *Fagus sylvatica* besteht eine Stetigkeit von zwei Flächen.

Die Strauchschicht zeigt mit knapp 20 % (Ø) ein üppigeres Wachstum als bei den Buchen–Eichenwäldern, erreicht jedoch nicht einmal die Hälfte der Deckung des Pruno-Fraxinetums. Neben dem Jungwuchs der Hauptbaumarten *Fraxinus excelsior* und *Alnus glutinosa* sind auf einigen Flächen auch *Fagus sylvatica***,** *Acer pseudoplatanus* und *Carpinus betulus* mit Deckungsgraden bis zu 25% zu finden. Echte Sträucher sind hier eher selten, und nur *Crataegus laevigata* und *Corylus avellana* sind auf 3 Flächen und damit etwas häufiger vorhanden.

Bei den Flächen mit *Corylus avellana* wird hier schon floristisch zum Pruno–Fraxinetum übergeleitet. Dennoch werden diese Flächen aufgrund hoher Deckungen der typischen Nässezeiger in der Krautschicht dem Carici remotae–Fraxinetum zugeordnet.

Das Carici remotae–Fraxinetum weist die dichteste Krautschicht von allen untersuchten Waldgesellschaften (87,31%) auf. Dies hängt mit der insgesamt geringen Deckung der beiden oberen Schichten zusammen, so dass mehr Licht auf den nassen Boden einfällt. Das Kennzeichen der Krautschicht ist das Auftreten der „*Carex remota*–Gruppe" (DÖRING–MEDERAKE 1991).

Sie besteht aus den Feuchtezeigern *Carex remota, Cirsium palustre, Galium palustre* und *Ranunculus repens*, die auch bei diesen Vegetationsaufnahmen eine wesentlich höhere Stetigkeit und Deckung haben (vgl. Tab. A8 & 9) als beim Pruno–Fraxinetum. Andere Feuchtezeiger, die besonders quellige Standorte kennzeichnen (DÖRING–MEDERAKE 1991), sind nur auf den Probeflächen des Carici remotae–Fraxinetums bestimmt worden (*Cardamine amara, Chrysosplenium oppositifolium & Mentha aquatica*). Sie kennzeichen die besonders feuchte Variante dieser Gesellschaft und machen etwa 46 % der Flächen aus. Auf allen Flächen bedeckt eine hohe Anzahl anspruchsvoller Laubwaldarten die Krautschicht. Sie sind größtenteils Charakterarten der Ordnung Fagetalia (*Athyrium filix femina, Carex sylvatica, Circaea lutetiana, Impatiens noli-tangere, Galeobdolon luteum, Millium effusum, Polygonatum multiflorum* u.a.) (OBERDORFER 1983) oder Charakterarten des Verbandes Alno-Ulmions (*Stachys sylvatica, Rumex sanguineus, Platanthera chlorantha* u.a.) (OBERDORFER 1983 & BRAND 2000) (s. Abb. 16).

Abb. 16: Carici remotae–Fraxinetum mit *Platanthera chlorantha* in der Krautschicht.

Die Moosschicht ist ähnlich aufgebaut wie beim Pruno–Fraxinetum. Die mittlere Deckung zeigt sich etwas höher (17,92 Ø) und die Ausprägung reicht ebenfalls von 1 bis 50%.

Die Standortauswahl der Probeflächen konzentriert sich auf das Gebiet nördlich von Oldenburg und der A28 zwischen Bad Zwischenahn und Westerstede. Im Norden und Süden des Untersuchungsgebietes sind wiederum keine Probeflächen vorgefunden worden.

Die Einordung erfolgt bis zur Assoziationsebene aus den vorherig beschrieben Gründen genauso wie beim Pruno–Fraxinetum (vgl. Kap. 3.3.1). Die Abgrenzung zum Pruno–Fraxinetum entsteht durch das Vorkommen oder die höhere Deckung einiger Feuchtezeiger quelliger Standorte und der *Carex remotae*–Gruppe (vgl. S. 59) (DÖRING–MEDERAKE 1991).

3.4 Ökologische Einordnung

Die ökologische Einordnung beruht auf den Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1992). Die hierfür wichtigen Zeigerwerte sind die Stickstoffzahlen und Reaktionszahlen (s. Kap. III 3.5).

3.4.1 Stickstoffzahlen

Die Verteilung der mittleren Stickstoffzahlen in der Krautschicht zeigt deutlich höhere Werte bei den Erlen–Eschenwäldern als bei den Buchen–Eichenwäldern (s. Abb. 17).

Deschampsio–Fagetum

Der Median (5,33) und auch der Mittelwert (5,35) der durchschnittlichen Stickstoffzahlen hat beim Deschampsio-Fagetum den niedrigsten Wert unter den vier Waldgesellschaften. Somit wachsen die Pflanzen mit der durchschnittlich kleinsten Stickstoffzahl in der Krautschicht des Drahtschmielen-Buchenwaldes. Allerdings gibt es durch die vergleichsweise starke Streuung Flächen mit vielen Pflanzenarten, die auf stickstoffarmen Standorten wachsen (Silstro & Neuenburger Urwald) und auch Flächen mit durchschnittlich hohen Stickstoffzahlen (Gerdshorst).
In der Vegetationstabelle A3 (s. Anhang) sind die Flächen nach den Arten, die Stickstoffarmut, den Arten die Stickstoffreichtum anzeigen (ELLENBERG et al. 1992) und anderen Nitrophyten nach BUCHWALD (2006) gegliedert (vgl. Kap. III, 3.5). Es gibt beim Deschampsio–Fagetum 7 Arten, die Stickstoffarmut anzeigen. Sie ist damit die Gesellschaft mit den meisten Stickstoffarmutzeigern.

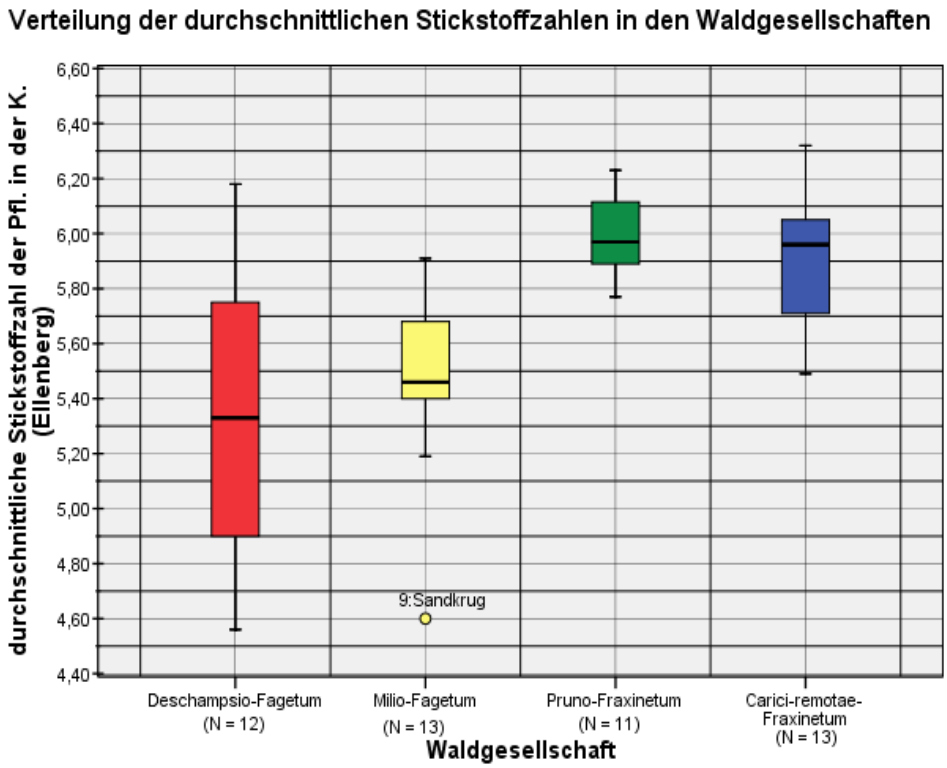


Abb. 17: Verteilung der Stickstoffzahlen (Ø) in der Krautschicht.

Die Flächen 45, 33 und 19 - ganz links in der Tabelle weisen die höchste Deckung von Arten, die auf stickstoffarmen Standorten wachsen, auf. Besonders *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinum myrtillus* haben mit ca. 10 bzw. 20 % Deckung große Anteile an dieser Aufteilung. Im Gegensatz dazu ist *Dryopteris dilatata* mit einer Deckung von max. 1 %, die einzige Pflanze, die auf den ersten zwei Flächen für den nährstoffreichen Standort steht.

Die Probeflächen im Gerdshorst (4) , Ihlower Forst (49) und Rasteder Wald (17) - ganz rechts in der Tabelle - sind in der Krautschicht stärker mit Pflanzen bedeckt, die auf stickstoffreichem Boden wachsen (*Dryopteris dilatata, Acer pseudoplatanus* juv. u.a.*)* und haben eine geringere Deckung der Stickstoffarmutzeiger.

Der Großteil der Flächen besitzt seinen Artenschwerpunkt im Bereich mäßig stickstoffreicher Böden (Stickstoffzahl: 4 – 5).

Milio–Fagetum

Beim Milio–Fagetum schwanken die Stickstoffzahlen (Ø) auf den Probeflächen zwischen 5,19 und 5,91, wobei die Fläche 9, im Barneführer Holz bei Sandkrug, mit 4,58 als Ausreißer gilt (s. Abb. 17) (vgl. Kap. III, 6.2). Median und Mittelwert liegen bei 5,46 (bzw. 5,48) und sind damit etwas höher als beim Deschampsio–Fagetum.

Unter den 5 Arten die Stickstoffarmut anzeigen, fällt besonders *Maianthemum bifolium*, aufgrund der Deckungsgrade bis maximal 50 % ins Gewicht (s. Tab. A5). Mit einer hohen Stetigkeit und einer Deckung bis zu 15 % ist auch *Deschampsia cespitosa* an der Gruppe der Stickstoffarmutzeiger stark beteiligt. Flächen mit wenig Stickstoffzeigern (max. 3 Arten mit bis zu 1% Deckung) und verhältnismäßig vielen Pflanzen aus der Gruppe der Arten auf stickstoffarmen Standorten sind die Flächen 9 (Barneführer Holz), 46 (Neuenburger Urwald) und 48 (Zetler Wald). Dem gegenüber stehen die Flächen 18 (Hankhausen) und 44 (Nubbert), die stärker von Stickstoffzeigern dominiert werden. Hier sind es besonders *Circaea lutetiana* und *Fraxinus excelsior juv.* mit Deckungen bis zu 15 %. Die Gruppen der Stickstoffzeiger bestehen aus insgesamt 13 Arten. Die größte Stetigkeit und Deckung auf fast allen Probeflächen des Milio-Fagetums weisen jedoch wieder die Zeigerarten für mäßig stickstoffreiche Böden auf.

Pruno – Fraxinetum

Im Mittel haben die Pflanzenarten in der Krautschicht des Pruno–Fraxinetums mit 6 (Median: 5,97) die höchste Stickstoffzahl unter den untersuchten Waldgesellschaften (s. Abb. 17).

Im Gegensatz zu den Buchen–Eichenwäldern tritt die Gruppe der Pflanzen auf stickstoffarmen Standorten, im Verhältnis zur Gruppe der Stickstoffzeiger, sehr in den Hintergrund. Lediglich *Deschampsia cespitosa* ist häufig auf den Probeflächen zu finden und erreicht Deckungen bis zu 15%. Die Gruppe der Stickstoffzeiger umfasst 31 Arten und ist damit mehr als doppelt so groß wie bei den Buchen–Eichenwäldern. Stickstoffzeiger sind auf fast allen Flächen stark präsent.

Besonders hohe Deckungen (bis 50 %) und Stetigkeiten erreichen *Urtica dioica, Geum urbanum, Stachys sylvatica, Poa trivalis* und *Geranium robertianum.* Bei der Fläche 24 (Dunghorst) dominieren fast ausschließlich *Urtica dioica* und *Paris quadrifolia* in der Krautschicht mit Deckungsgraden bis zu 75 %. Sie ist damit die Probefläche mit der größten Dominanz der Stickstoffzeiger. Die einzige Fläche, in der die Stickstoff-zeigergruppe gegnüber der Stickstoffarmutzeigergruppe bezüglich der Deckung etwas in den Hintergrund rückt, ist die 34 (Silstro). Dieses ist jedoch nur durch die starke Deckung von *Deschampsia cespitosa* bedingt.

Die Gruppe der "anderen Nitrophyten" besteht aus *Rubus fruticosus* und *Rubus* idaeus. Sie ist regelmäßig auf den Flächen anzutreffen, jedoch mit Ausnahme der Fläche 3, nie als dominante Gruppe.

Den Hauptanteil der Krautschicht bilden auf den meisten Flächen, neben der starken Präsenz von Stickstoffzeigern, die Pflanzenarten mit der Stickstoffzahl 4 – 6. Ausnahmen sind hier die Flächen 24, 31 und 36 (siehe Tab. A7).

Carici remotae – Fraxinetum

Der Median ist beim Carici remotae-Fraxinetum mit 5,96 geringfügig höher als der Mittelwert (5,9) (s.Abb. 17).

Ähnlich wie beim Pruno–Fraxinetum, jedoch mit höheren Stetigkeiten und Deckungen bis zu 25 %, ist unter den Pflanzenarten, die Stickstoffarmut anzeigen, nur *Deschampsia cespitosa* relevant. Alle anderen Stickstoffarmutzeiger kommen mit nicht mehr als 5 Individuen pro Fläche selten vor. Die Gruppe der Stickstoffzeiger umfasst 29 Arten und ist damit nur um 2 Arten kleiner als beim Pruno–Fraxinetum. Besonders dominante Arten in dieser Gruppe sind *Circaea lutetiana, Stachys sylvatica, Geranium robertianum und Poa trivalis*. Insgesamt sind die Stickstoffzeiger etwas weniger dominant als beim Pruno–Fraxinetum. So gibt es vier Probeflächen, in denen die Stickstoffzeiger nicht über 10 % Deckung kommen, während es beim Pruno–Fraxinetum nur zwei sind. Bei drei Probeflächen ist *Deschampsia cespitosa* als Zeigerart für stickstoffarme Standorte dominanter als die Gruppe der Stickstoffzeiger (Fläche 28, 26 & 29) (s, Tab. A19). Andererseits gibt es auch hier Probeflächen mit einem hohen Deckungsgrad der Stickstoffzeiger: zum Beispiel die Fläche 15 (Hankhausen) mit ca. 64%, oder die Flächen 12 und 13 (Ipweger Büsche) mit jeweils weit über 30 %.

Die Gruppe der Pflanzenarten, die auf mäßig stickstoffreichen Standorten wachsen, ist bezüglich des Artenreichtums die dominanteste Gruppe. Bei der Deckung kann sie aber auch mal ihre Dominanz zu Gunsten der Stickstoffzeiger verlieren (Fläche 15, 12, 13 oder 29).

3.4.2 Reaktionszahlen

Die Verteilung der Reaktionszahlen (Ø) zeigt deutliche Unterschiede zwischen den Buchen–Eichenwäldern (R: 3,86 – 5,92) und den Erlen–Eschenwäldern (R: 5,72 – 6,65) (s. Abb. 18).

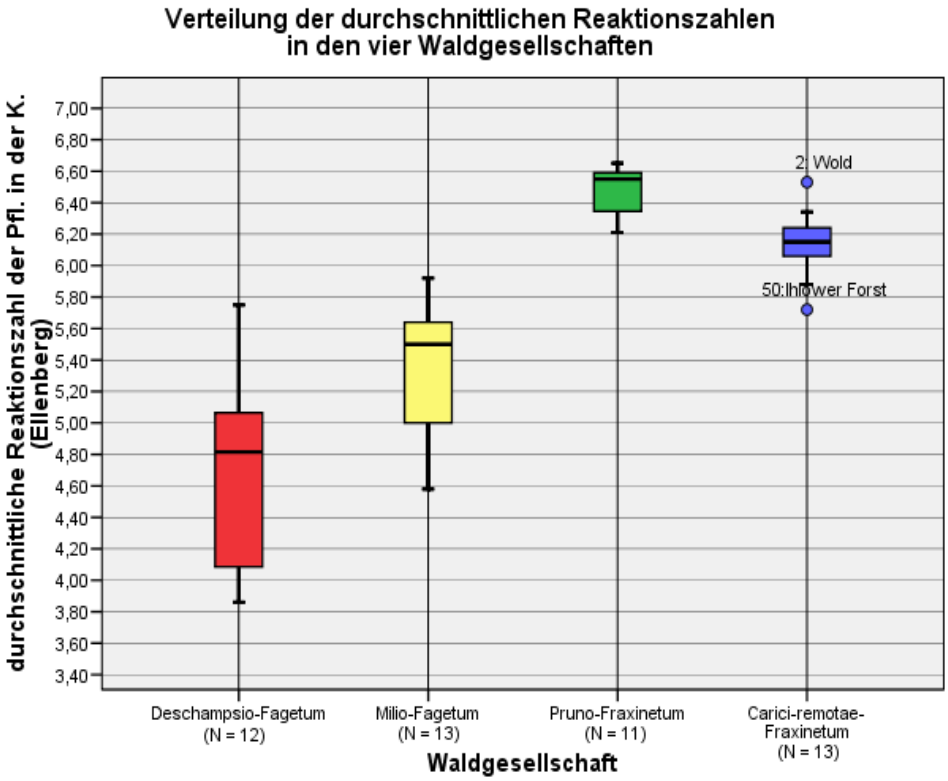


Abb. 18: Verteilung der Reaktionszahlen (Ø) in der Krautschicht

Mit einem Mittelwert von 4,66 und einem Median von 4,82 hat das Deschampsio-Fagetum die geringste mittlere Reaktionszahl in der Krautschicht. Durch den höheren Median erkennt man die Schiefe der Verteilung. In dem Wertebereich über dem Mittelwert liegen sieben Reaktionszahlen, während im unteren Bereich nur fünf liegen.

Die durchschnittliche Reaktionszahl beim Milio-Fagetum (5,33) ist um 0,67 höher als beim Deschampsio–Fagetum. Aufgrund der Schiefe der Verteilung ergibt sich hier auch ein höherer Wert beim Median (5,5) im Vergleich zum Mittelwert.

Die höchste Reaktionszahl (Ø aller Flächen) hat mit 6,47 das Pruno–Fraxinetum. Die Werte konzentrieren sich in dem kleinsten Bereich unter den Waldgesellschaften in einer Spanne von 6,21 – 6,65. Der Median (6,55) liegt im oberen Teil der Box (s. Abb. 18) und zeigt dadurch wieder eine Verteilung zugunsten der höheren Werte.

Das Carici remotae–Fraxinetum ist die einzige Gesellschaft, in der bei der Verteilung seiner Werte mit dem Wold (Fl. 2) und dem Ihlower Forst (Fl. 50) auch Ausreißer vorkommen. Die Streuung der Werte ohne die Ausreißer konzentriert sich in dem Bereich von 5,88 bis 6,34. Der Median (6,15) und der Mittelwert (6,13) liegen dicht beieinander, wodurch die Verteilung der Werte im Vergleich zu den anderen Gesellschaften, gleichmäßiger ist.

Vergleicht man die Deckung der Säurezeiger mit denen der Basenzeiger in den vier verschiedenen Waldgesellschaften, ergeben sich in den Vegetationstabellen A2, 4, 6, und 8 unterschiedliche Gliederungen. Die Anzahl der Säurezeiger ist bei den Buchen-Eichenwäldern, mit sieben Arten beim Deschampsio–Fagetum und sechs Arten beim Milio–Fagetum, größer als bei den Erlen–Eschenwäldern, in denen jeweils nur drei Arten wachsen.

Auch bei dem prozentualen Verhältnis von Säurezeigern zur Gesamtartenzahl sind die Unterschiede ähnlich (s. Abb. 19). Das Deschampsio–Fagetum hat den höchsten Mittelwert (12,24 %). Bei sieben von zwölf Werten erreichen die Anteile der Säurezeiger mehr als 13 % (Median: 13,97). Probeflächen mit besonders hohen Anteilen sind der Neuenburger Urwald (45) mit 21,05 %, der Silstro (33) und der Wold (1) mit jeweils 17,65 %.

Der Mittelwert beim Milio-Fagetum (6,73 %) ist nur etwas mehr als halb so groß wie der Wert beim Deschampsio–Fagetum.

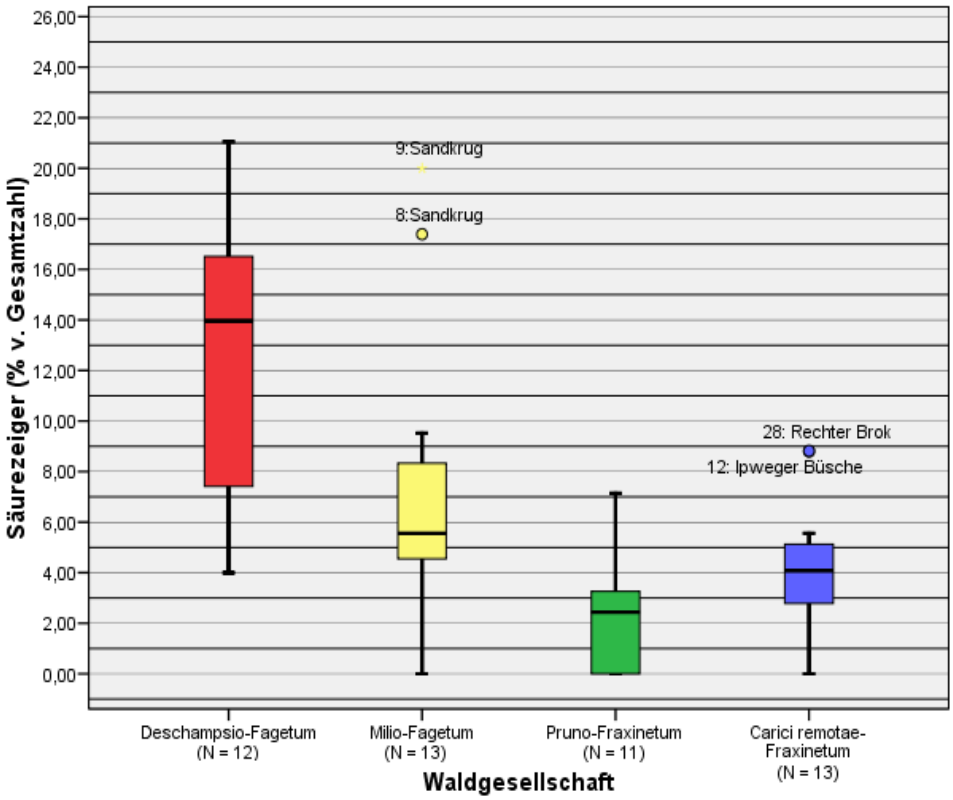


Abb. 19: Der prozentuale Anteil der Säurezeiger im Vergleich zur Gesamtartenzahl.

Nimmt man den Ausreißer (17,39 %) und den Extremwert (20 %) aus der Berechnug heraus, ergibt sich sogar ein noch niedrigerer Wert von 4,55 %. Acht Werte liegen unterhalb des Mittelwertes und nur fünf oberhalb, wodurch sich eine Schiefe in der Verteilung ergibt (Median: 5,56 %).

Das Pruno–Fraxinetum hat den niedrigsten Mittelwert (2,26 %) und den niedrigsten Median (2,44). Auch die Menge der Probeflächen ohne Säurezeiger ist mit fünf Flächen hier am größten (Fläche 6, 21, 24, 31 und 35). Die Flächen mit den meisten Säurezeigerarten liegen im Hasbruch (7,14 %) und im Silstro (6,06 %).
Beim Carici remotae-Fraxinetum liegen Mittelwert und Median mit 4,1 % auf gleicher Höhe. Wenn man die Ausreißer (Fl. 28 & 12) aus der Berechnung heraus nimmt, ergibt sich ein Mittelwert von 3,19 %.

Bei den Deckungen der Säurezeiger gibt es ähnliche Unterschiede zwischen Buchen–Eichenwäldern und den Erlen-Eschenwäldern (s. Abb. 20) wie bei den Artenzahlen.
Besonders auffällig ist aber hier das Deschampsio–Fagetum mit einem fast dreimal so hohen Mittelwert (21,94 %) wie beim Milio–Fagetum (8,62 %) und mit dem 10 bis 15-fachen des Durchschnittswertes, wie er bei den Erlen–Eschenwäldern auftritt.

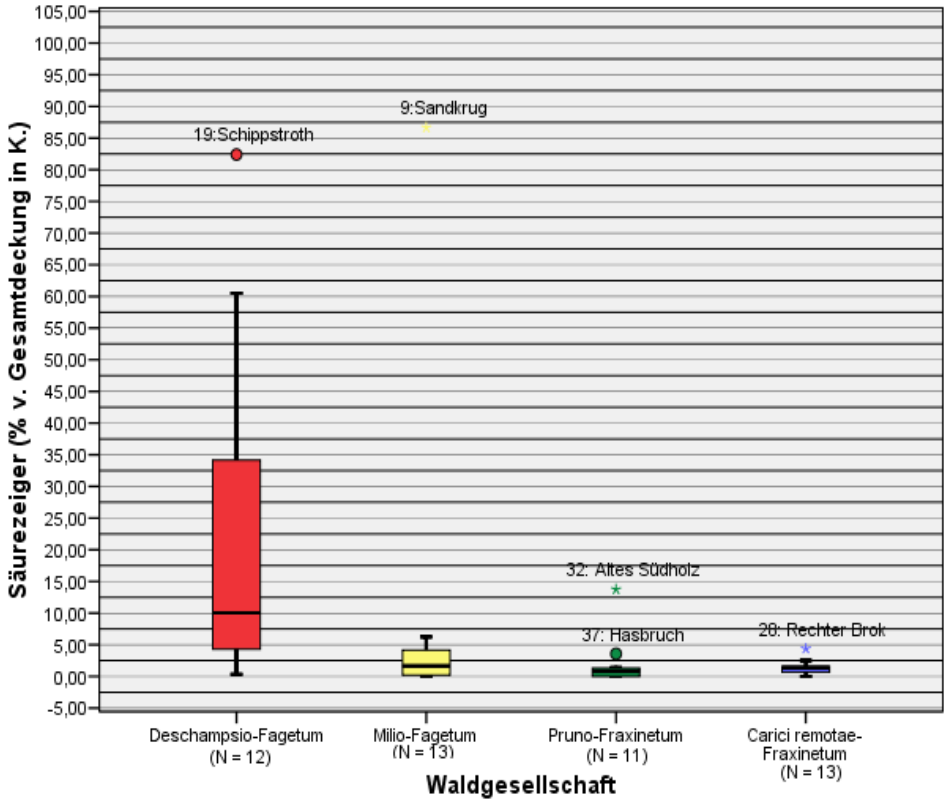


Abb. 20: Unterschiede bei der Deckung von Säurezeigern in der Krautschicht

Mittelwert und Median liegen sehr weit auseinander. Der Median ist um die Hälfte kleiner (10,05 %). Dies spricht für ein starke Ungleichmäßigkeit in der Verteilung. Nur 4 von 12 Werten liegen über dem Mittelwert, wobei die 82,4 % Deckung auf der Fläche 19 durch die hohe Deckung des Starksäurezeigers *Vaccinum myrtillus* bedingt ist. Er hat eine Deckung von ca. 20 %, bei einer Krautschichtgesamtdeckung von 25%.

Ein weiterer Starksäurezeiger mit einer großen Dominanz auf der Fläche 45 (Neuenburger Urwald) ist *Deschampsia flexuosa.*

Auf den Flächen wurden acht Schwachbasenzeiger (R: 7) bestimmt, die auf vier Flächen eine höhere Dominanz erreichen als die Säurezeiger (s. Tab. A2). *Impatiens noli-tangere* ist hier der Schwachbasenzeiger mit einem vergleichsweise hohen Deckungsgrad, der auf der Fläche 11 (Sannum) einen Deckungsgrad von mehr als 10% erreicht. Den Hauptteil der Deckung in der Krautschicht übernehmen Mäßigsäurezeiger (R: 4–6).

Durchschnittlich erreichen die Säurezeiger beim Milio-Fagetum, den Extremwert ausgenommen, Deckungen von 2,11 % (s. Abb. 20). Die hohe Deckung der Fläche 9 kommt durch *Maianthemum bifolium* zustande, das hier einen Deckungsgrad von 3 erreicht. Probeflächen, bei denen die Gruppe der Säurezeiger dominanter ist als die Gruppe der Schwachbasenzeiger, sind besonders die Flächen bei Sandkrug (8, 9 & 10), die Fläche im Wildenloh (7) und die im Hasbruch (40) (s. Tab. A4). Die Gruppe der Schwachbasenzeiger mit mehr als 10 % Deckung ist beim Milio–Fagetum auf vier Probeflächen vertreten (Fläche 48, 18, 30 & 44) und damit auf drei Probeflächen mehr als beim Deschampsio–Fagetum. In dieser Gruppe sind mit Deckungsgraden bis zu 15 %, *Circaea lutetiana* und *Galeobdolon luteum* besonders stark vertreten. Insgesamt wesentlich häufiger sind die Arten, die mäßig saure Standorte anzeigen und die Arten der indifferenten Gruppe.

Bei den Erlen–Eschenwäldern haben Säurezeiger keine große Gewichtung. Fast ⅓ der Probeflächen haben keine Säurezeiger (s. Tab. A6 & 8). Von den verbliebenen Flächen haben 82 % eine Deckung unter 3 %. Die drei Flächen, die übrig bleiben, gelten als Ausreißer (37: Hasbruch) bzw. als Extremwert (28: Rechter Brok und 32: Altes Südholz). Die höheren Werte dieser Flächen (3,57, 4,38 und 13,75 %) entstehen durch die Deckungsgrade (2m & 2a) von *Lonicera periclymenum* und *Juncus effusus*. Ein Großteil der Krautschicht besteht aus Schwachbasen- und Basenzeiger. 83,3 % der Probeflächen haben mehr als 10 % Deckung dieser Basenzeiger in der Krautschicht, wobei beim Pruno–Fraxinetum nur die Fläche 37 weniger Basenzeiger hat. Das Pruno–Fraxinetum hat auch insgesamt eine höhere Deckung der Schwachbasen- und Basenzeiger. Bei acht Flächen ist die Deckung höher als 20 %, die Probefläche 24 (Dunghorst) hat sogar einen Deckungsagrad nahe 100 %.

Beim Carici remotae–Fraxinetum deckt die Gruppe der Schwachbasen- und Basenzeiger nur bei zwei Flächen mehr als 20 % der Krautschicht. Den größten Anteil der Deckung haben hier *Circaea lutetiana* und *Stachys sylvatica.*

Beim Pruno–Fraxinetum sind *Sanicula europea, Galeobdolon luteum, Urtica dioica, Paris quadrifolia, Chrysosplenium alternifolium* und *Padus avium* juv. stark deckend.

4. Gefährdung und Gefährdungsgrade

Alle untersuchten Waldgesellschaften werden im nordwestdeutschen Tiefland als mindestens gefährdet eingestuft (RENNWALD 2000) (s. Tab. 22). Das Deschampsio-Fagetum und das Pruno–Fraxinetum gelten als stark gafährdet und das Carici remotae–Fraxinetum ist vom Verschwinden bedroht.
In Deutschland ist die Gefährdung dieser Waldgesellschaften nicht so stark (3). Beim Milio–Fagetum ist derzeit sogar keine Gefährdung festgestellt worden.
In der Roten Liste der Biotoptypen in Niedersachsen (DRACHENFELS 1996) gelten alle untersuchten Waldgesellschaften als stark gefährdet. Die Gefährdungsursachen sind in der Tabelle 22 dargestellt. Bei den Buchen–Eichenwäldern ist besonders die Ausbreitung der Nitrophyten zu erwähnen.
Die Erlen–Eschenwälder sind besonders durch die Entwässerung (Anlage von Entwässerungsgräben) und die dadurch resultierende Grundwasserabsenkung betroffen. Aber auch die Eutrophierung mit der Ausbreitung standortfremder Arten spielt eine bedeutende Rolle.

In den Waldgesellschaften wurden insgesamt 19 gefährdete Arten bestimmt, wobei es große Unterschiede zwischen den Erlen–Eschenwäldern und Buchen–Eichenwäldern gibt (s.Abb 21).

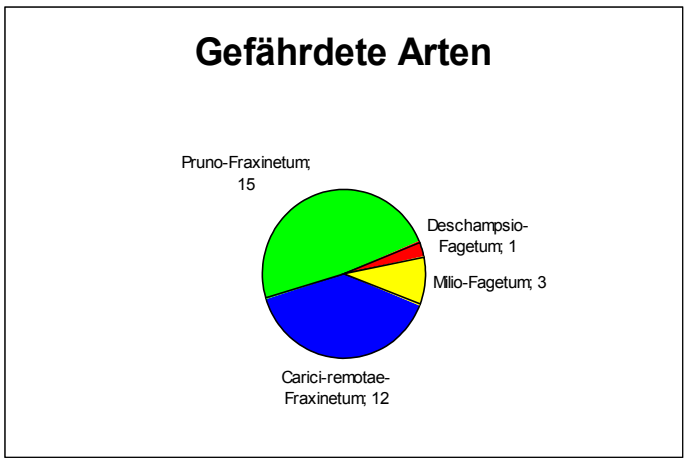


Abb. 21: Verteilung gefährdeter Arten in den einzelnen Waldgesellschaften.

In den Erlen–Eschenwälden sind es 12 (Carici remotae–Fraxinetum) bis 15 gefährdete Arten (Pruno–Fraxinetum). Im Gegensatz dazu stehen die Buchen–Eichenwälder mit nur einer (Deschampsio-Fagetum) bis drei gefährdeten Arten (Milio–Fagetum).
Die einzelnen Arten mit ihrer Gefährdung (GARVE 2004), mit dem Deckungsgrad, Fundort und der Gesellschaft, in der sie gefunden worden sind, wird in der Tabelle A1a und b im Anhang dargestellt. Unter den gefährdeten Pflanzenarten gibt es eine Art, die im Flachland als stark gefährdet gilt (*Platanthera chlorantha*). Sie wurde auf 12 Probeflächen der Erlen–Eschenwälder gefunden.

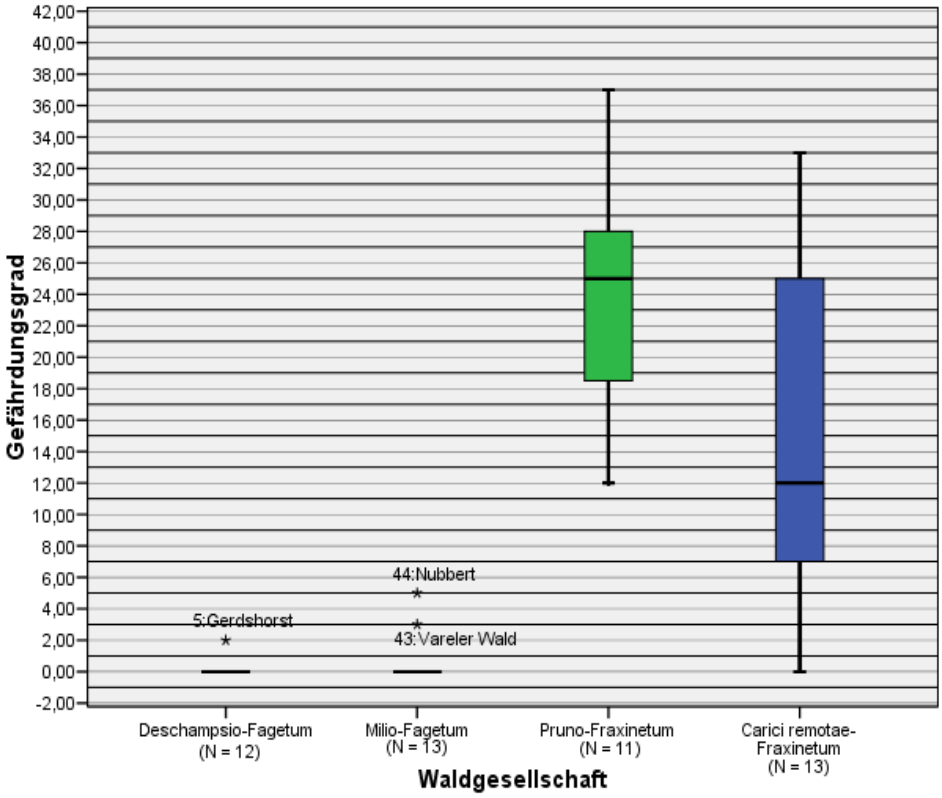
Tab. 22: Gefährdung der Waldgesellschaften

Waldgesellschaft / Biotoptyp	Rote Liste der Pflanzen-gesellschaften	Rote Liste der Biotoptypen in Niedersachsen	Gefährdungsursachen
Deschampsio–Fagetum / WLT (SCHRÖDER 1938)	D: gefährdet (3) TL: stark gefährdet (2)	stark gefährdet (2)	- Verarmung der Vegetation in der K. Infolge einer Zunahme von Nitrophyten. - Änderung des Wasserhaushaltes und der Bewirtschaftungsmethoden
Milio–Fagetum / WMT (BURRICHTER et WITTIG 1977)	D: derzeit nicht gefährdet (*) TL:gefährdet (3)	Stark gefährdet (2)	- Beimischung standortfremder Baumarten - Ausbreitung von Nitrophyten
Pruno–Fraxinetum / WET (OBERDORFER 1953)	D: gefährdet (3) TL: stark gefährdet (2)	stark gefährdet (2)	- Konkurrenz durch nicht heimische Arten - Änderung des Wasserhaushaltes - Eutrophierung von Grundwasser und Gewässern / Verunreinigung - mechanische Einwirkung - Veränderung der Bodenstruktur - Gewässerbegradigung, - ausbau & Ufersicherung - Schaffung künstlicher Gewässer - Umwandlung und Änderung der Bewirtschaftung naturnahe Wälder - Standortzerstörung durch Auffüllung, Einebnung, Überbauung etc
Carici remotae–Fraxinetum / WEQ (W. KOCH 1926 ex FABER 1937)	D: gefährdet (3) TL: vom Verschwinden bedroht (1)	stark gefährdet (2)	- Konkurrenz durch nicht heimische Arten - Änderung des Wasserhaushaltes - Eutrophierung von Grundwasser und Gewässern - mechanische Einwirkung - Gewässerbegradigung, - ausbau & Ufersicherung - Schaffung künstlicher Gewässer - Standortzerstörung durch Auffüllung, Einebnung, Überbauung etc - Umwandlung und Änderung der Bewirtschaftung naturnahe Wälder

Quellen: www.floraweb.de Bundesamt für Naturschutz (BfN) RENNWALD 2000 und DRACHENFELS 1996

Die anderen Arten sind zur Hälfte auf der Vorwarnliste, und zur anderen Hälfte gelten sie als gefährdet. Die Deckung liegt größtenteils bei 2–50 Individuen oder bei bis zu 5 %. Einige wenige Arten (*Chrysosplenium alternifolium, Chrysosplenium oppositifolium, Paris quadrifolia* und *Ulmus laevis* u.a.) erreichen auch höhere Deckungsgrade.

Die Verteilung der Gefährdungsgrade (s. Kap. III, 3.4) der Flächen zeigt noch einmal die Unterschiede zwischen Buchen–Eichenwäldern und Erlen–Eschenwäldern auf (Abb. 22). Aufgrund des weitgehenden Fehlens von gefährdeten Arten haben die Buchen–Eichenwälder, bis auf die Ausnahmen in den Flächen 5, 43 und 44, einen Gefährdungsgrad von 0. Der Gefährdungsgrad der Erlen–Eschenwälder hat eine Spanne von 0 bis 37, wobei das Pruno–Fraxinetum einen wesentlich höheren Mittelwert (24,18) und Median (25) aufweist als das Carici remotae–Fraxinetum (Mittelwert: 15, Median: 12).



Gefährdungsgrad = (Gefährdung(sklasse) der Art_1 x Deckung(sklasse) der Art_1) +
(Gefährdung(sklasse) der Art_2 x Deckung(sklasse) der Art_2) +
(Gefährdung(sklasse) der Art_3 x Deckung(sklasse) der Art_3) + ...
= Gefährdungsgrad der Probefläche

Abb. 22: Verteilung der Gefährdungsgrade.

5. Eutrophierungsgrade

Auf den Untersuchungsflächen sind insgesamt 21 Nicht–Wald–Nitrophyten bestimmt worden. Aus diesen konnten die Eutrophierungsgrade der einzelen Flächen nach BUCHWALD (2006) berechnet werden (s. Kap. III, 3.3). Die einzelnen Arten und ihre Verteilung in den Gesellschaften sind in der Tabelle 23 dargestellt.

Die Anzahl der relevanten Nitrophyten bei den Buchen–Eichenwäldern und Erlen–Eschenwäldern sind fast gleich (14 bzw. 15 Arten). Größere Unterschiede gibt es zwischen den einzelnen Waldgesellschaften. So haben das Deschampsio–Fagetum und das Pruno–Fraxinetum mit 13 Arten die meisten der entsprechenden Nitrophyten. 12 Arten wurden beim Carici remotae–Fraxinetum bestimmt und am wenigsten Nicht–Wald–Nitrophyten gibt es im Milio–Fagetum (9).

Tab. 23: Nitrophyten auf den Probeflächen und ihre Verteilung in den einzelnen Gesellschaften.

<table>
<tr><th colspan="4"><u>Nitrophyten</u></th></tr>
<tr><th colspan="4">in Erlen–Eschenwäldern und Buchen-Eichenwäldern</th></tr>
<tr><td colspan="2">Buchen-Eichenwälder</td><td colspan="2">Erlen-Eschenwälder</td></tr>
<tr><td>Deschampsio–Fagetum</td><td>Milio–Fagetum</td><td>Pruno–Fraxinetum</td><td>Carici remotae–Fraxinetum</td></tr>
<tr><td colspan="4">Galium aparine, Geum urbanum, Urtica dioica, Rubus fruticosus coll., Rubus idaeus</td></tr>
<tr><td colspan="2">Moehringia trinervia, Sambucus nigra, Impartiens parviflora</td><td colspan="2">Carduus crispus, Geranium robertianum, Glechoma hederacea, Poa trivalis, Taraxacum officinale</td></tr>
<tr><td>Alliaria petiolata, Glechoma hederacea, Lapsana communis, Taraxacum officinale, Mycelis muralis</td><td>Geranium robertianum</td><td>Chaerophyllum temulum, Polygonum hydropiper, Scrophularia nodosa</td><td>Cirsium vulgare, Dactylis glomerata</td></tr>
</table>

Besonders hohe Stetigkeiten und größtenteils auch hohe Deckungen haben in den Erlen–Eschenwäldern *Urtica dioica, Geum urbanum, Poa trivialis, Geranium robertianum* und *Galium aparine* (s. Anhang Tab. A6 - 9). Bei den Buchen–Eichen-wäldern sind es *Rubus fruticosus coll., Rubus idaeus* und *Impartiens parviflora*: Arten, die ohne Ausnahme bei der Berechnung des Eutrophierungsgrades unter der Kategorie, ,,andere Nitrophyten in der Krautschicht nach BUCHWALD (2006)" (s. Kap. III 3.3) eingeordnet werden. Die vorherig genannten Nitrophyten der Erlen–Eschenwälder haben ihr Schwerpunktvorkommen bzw. Hauptvorkommen in den nährstoffreichen Unkrautfluren (www.floraweb.de). Diese breiten sich aber aufgrund der Eutrophierung immer mehr in den Waldgesellschaften aus und können deshalb gut als Indikator für den Grad der Eutrophierung dienen.

In der Strauchschicht der Probeflächen kommen Nicht–Wald–Nitrophyten nicht vor. Die Eutrophierungsgrade für die einzelnen Flächen sind in den folgenden Diagrammen dargestellt (Abb. 23 & 24).

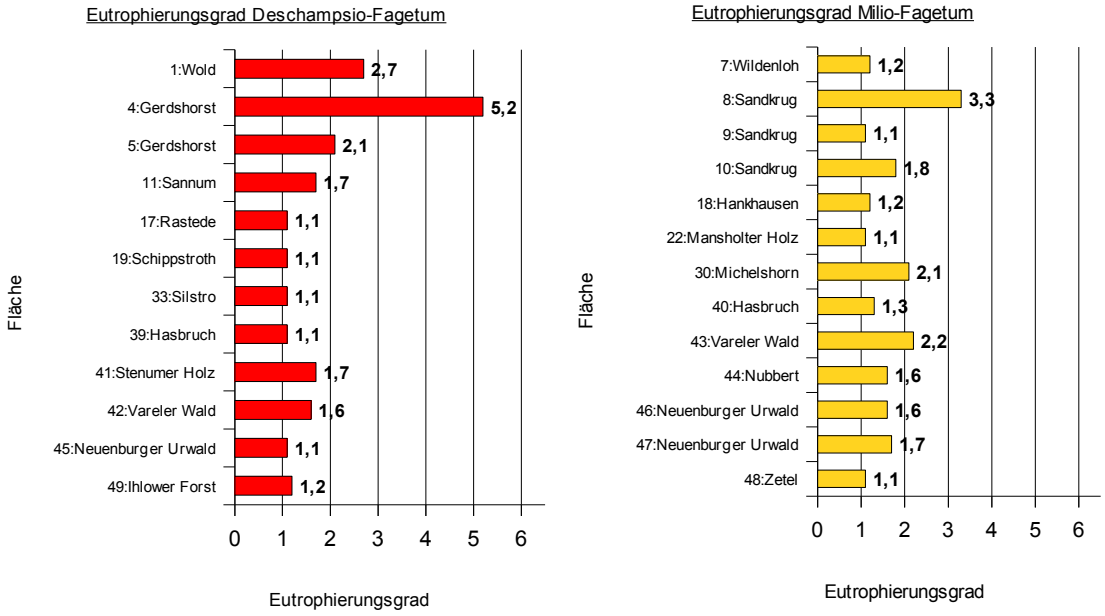


Abb. 23: Eutrophierungsgrade auf den Probeflächen der Buchen–Eichenwälder.

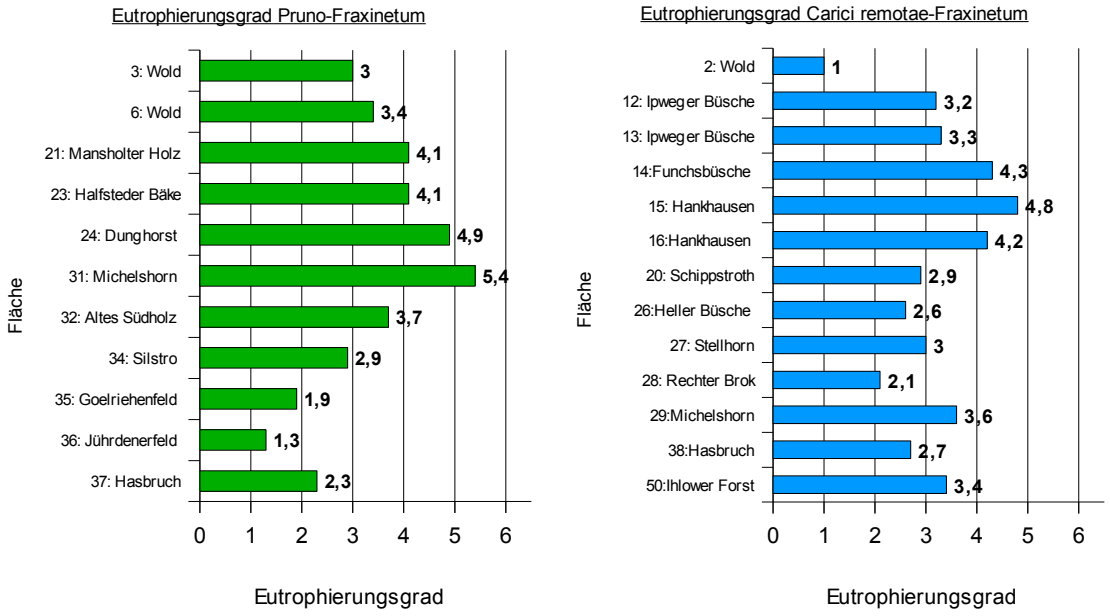


Abb. 24: Eutrophierungsgrade auf den Probeflächen der Erlen–Eschenwälder.

Die Eutrophierungsgrade der Buchen–Eichenwälder sind besonders hoch beim Gerdshorst (4) und bei der Probefläche 8 im Bahneführer Holz bei Sandkrug. Verantwortlich für die höheren Werte bei der Fläche 4 ist die relativ große Anzahl relevanter Nitrophyten. So sind mehr als 50 % der im Deschampsio–Fagetum vorkommenden Nicht–Wald–Nitrophyten auf dieser Fläche gefunden worden.

Auffallend ist der wesentlich kleinere Wert der angrenzenden Probefläche 5 (s. Abb. 23). Hier wurden nur drei der entsprechenden Nitropyten bestimmt. Hierbei scheint besonders der geringere Einfluss der Biotoptypen eine Rolle zu spielen (vgl. S. 43, Tab. 16). Etwas höher zeigt sich auch der Eutrophierungsgrad in der Krautschicht der Probefläche 1 im Wold (2,7), obwohl hier nur wenige relevante Nitrophyten mit einer geringen Deckung bestimmt wurden. Da die Gesamtdeckung der Krautschicht bei nur 10 % liegt, ist der Anteil aber entsprechend groß.

Fast keine relevanten Nitrophyten und einen Eutrophierungsgrad von nur 1,1, haben die Probeflächen 17, 19, 33, 39 und 45.

Die Untersuchungsfläche 8 des Milio–Fagetum hat einen besonders hohen Anteil an *Rubus idaeus* und *Impartiens parviflora* (jeweils bis zu 15 %). Dadurch ist der Eutrophierungsgrad hier mit 3,3 auffallend höher. Die anderen Werte sind eher klein, besonders die drei Probeflächen 48, 22 und 9 erreichen nur einen Eutrophierungsgrad von 1,1, weil es hier nur geringe Deckungen von *Rubus fruticosus* coll. und *Rubus idaeus* gibt.

Bei den Erlen–Eschenwälder ist die Anzahl und Deckung der Nitrophyten höher. Einen auffallend hohen Eutrophierungsgrad (4,1 bis 5,4) haben die Probeflächen im Michelshorn (31), im Dunghorst (24), bei Hankhausen (15, 16), in den Funchsbüschen (14), im Mansholter Holz (21) und bei der Halfsteder Bäke (23). Diese hohen Eutrophierungsgrade ergeben sich vor allem durch die hohen Deckungsgrade von bis zu 50%, bei *Urtica dioica* und *Poa trivialis.* Im Gegensatz dazu stehen die Probeflächen 2 (Wold) und 36 (Jührdenerfeld), auf denen kaum Nicht-Wald-Nitrophyten wachsen.

Die Unterschiede in den Eutrophierungsgraden bei den Probeflächen der Buchen–Eichenwälder und der Erlen–Eschenwälder lassen sich gut in einer Boxplotdarstellung veranschaulichen (s. Abb. 25).

Die Mittelwerte und Mediane unterscheiden sich deutlich voneinander.

Die Buchen–Eichenwälder haben insgesamt einen niedrigen mittleren Eutrophierungsgrad von 1,808 beim Deschampsio–Fagetum und 1,638 beim Milio–Fagetum. Die Medianwerte zeigen eine umgekehrte Reihenfolge. Der Median des Flattergras–Buchenwaldes (1,6) ist um 0,2 höher als der des Drahtschmielen–Buchenwaldes (1,4). Diese Unterschiede entstehen besonders durch den Extremwert 5,2 im Gerdshorst und durch den Ausreißer 3,3 im Bahneführer Holz (Sandkrug). Ohne diese Werte lägen beide Mittelwerte bei 1,5.

Die Eutrophierungsgrade der Erlen–Eschenwäldern sind insgesamt sehr viel höher angesiedelt.

Die Mittelwerte und Mediane sind fast gleich und weisen einen Wert von 3,36 (Median: 3,4) im Traubenkirschen–Erlen–Eschenwäld bzw. 3,16 (Median: 3,2) im Winkelseggen–Erlen–Eschenwald auf.

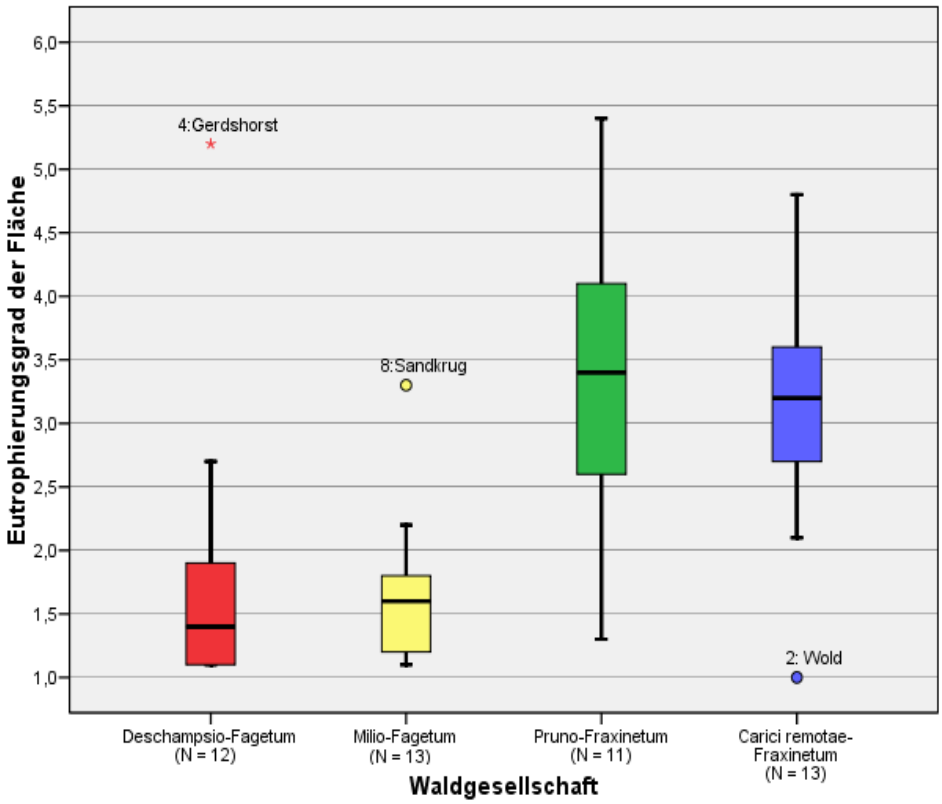


Abb. 25: Verteilung der Eutrophierungsgrade in den Waldgesellschaften.

6. Stickstoffdeposition

Die Stickstoffdepositionswerte wurden 2004 vom Umweltbundesamt erstellt (vgl. Kap. III, 4). Die entsprechenden Werte zu den Standorten der Probeflächen sind aus dem Kartendienst für die Darstellung in einem Boxplot-Diagramm und Balkendiagramm entnommen worden (s. Abb. 26 und 27).

Der Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre auf die Untersuchungsflächen hat eine Spanne von 78 bis 101 kg je Hektar pro Jahr. Der Mittelwert liegt beim Milio–Fagetum mit 90 kg/ha/a etwas höher als bei den andern Gesellschaften (87 bis 88 kg/ha/a). Die Medianwerte sind sehr unterschiedlich und weichen teilweise von den Mittelwerten ab. Beim Deschampsio–Fagetum und Carici remotae–Fraxinetum liegt der Großteil der Werte unterhalb des Mittelwertes (Median: 84,5 bzw 85), das Milio–Fagetum hat seinen Median (91) oberhalb des Mittelwertes und beim Pruno–Fraxinetum sind Mittelwert und Median fast gleich (87) (s. Abb. 26).

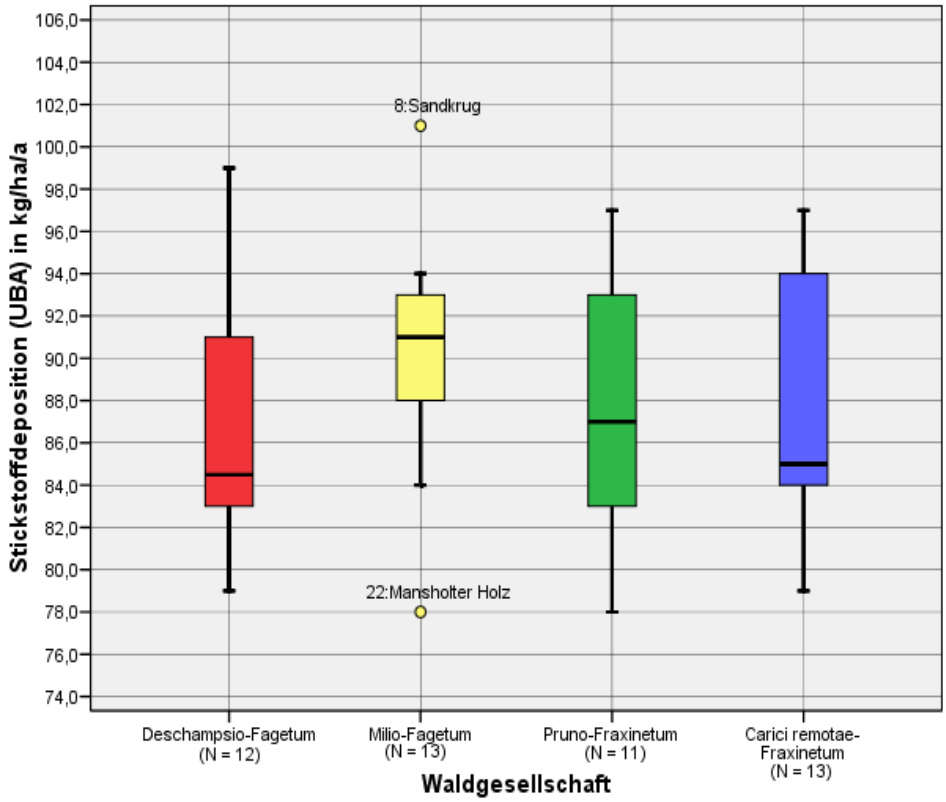


Abb. 26: Verteilung der Depositionswerte in den Waldgesellschaften

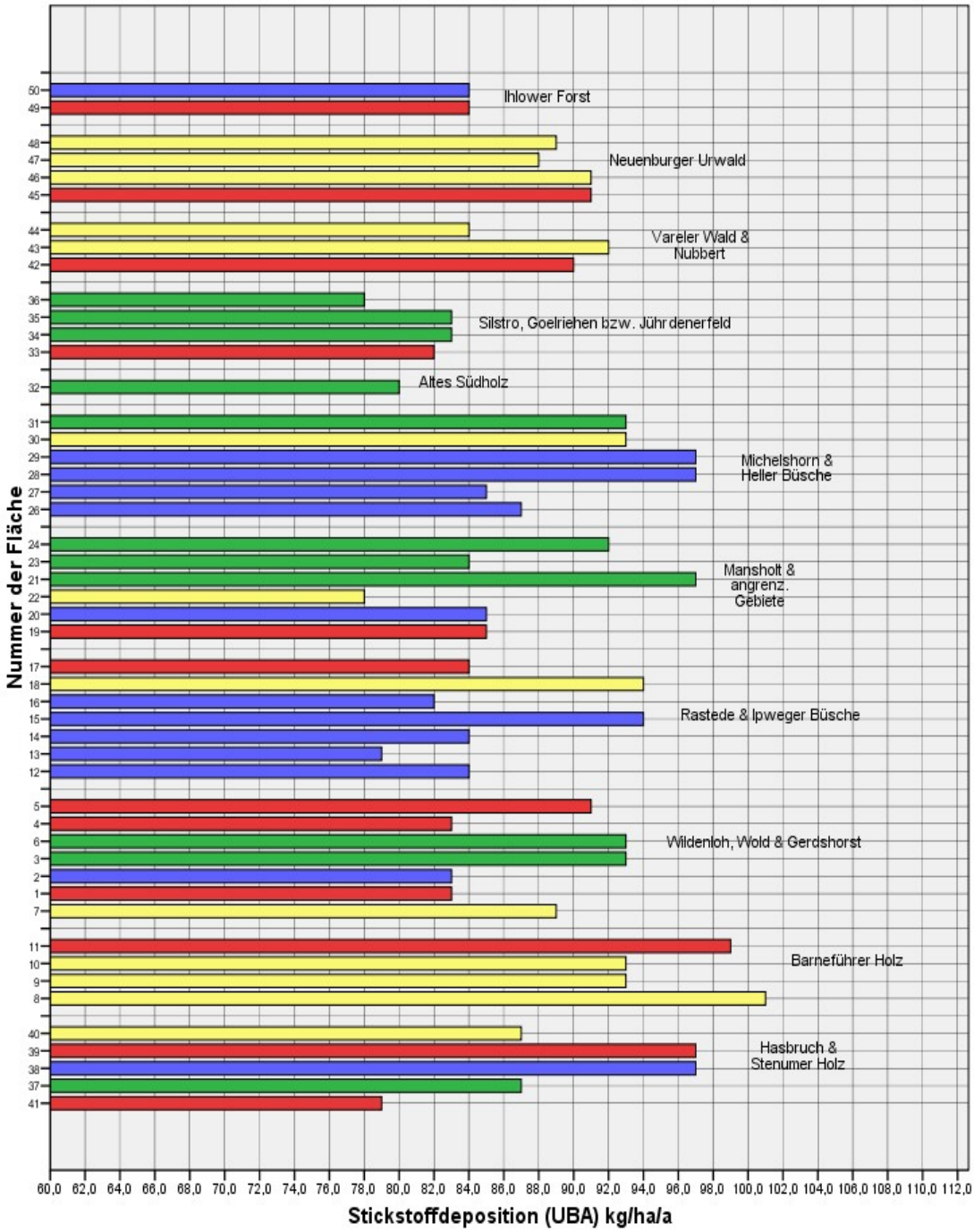
Die tiefsten Werte (78 kg/ha/a) wurden im Jührdenerfeld (Fl. 36, Pruno–Fraxinetum) und im Mansholter Holz (Fl. 22, Milio–Fagetum) ermittelt. Der letztgenannte Wert gilt bei der Verteilung als Ausreißer.

Den höchsten Wert hat das Barneführer Holz, ebenfalls mit einem Ausreißer (101 kg/ha/a) auf der Fläche 8 beim Milio-Fagetum. Die Fläche 11 bei Sannum hat den zweit höchsten Wert (99 kg/ha/a) (s. Abb. 27). Andere höhere Depositionen liegen bei 94 bzw. 97 kg/ha/a. Diese Werte sind nicht auf bestimmte Regionen konzentriert, sondern verteilen sich auf das ganze mittlere und südliche Untersuchungsgebiet (Hasbruch, Wald bei Rastede, Mansholter Holz und Michelshorn).

Allgemein lässt sich bei den Stickstoffdepositionen ein leichter Nord–Süd Unterschied feststellen. Die Werte nördlich von Oldenburg haben eine mittlere Stickstoffdeposition von 82,87 kg/ha/a, südlich von Oldenburg liegt der Wert um fast 10 kg/ha/a höher (92,55).

Regionen mit den höchsten mittleren Werten sind das Barneführer Holz bei Sandkrug (Ø 96,5 kg/ha/a) und das Gebiet Michelshorn & Heller Büsche (Ø 92 kg/ha/a).

Verhältnismäßig niedrige Stickstoffdepositionen wurden neben dem Alten Südholz (Ø 80 kg/ha/a) auch in den Regionen Silstro, Goelriehen bzw. Jührdenerfeld (Ø 81,5 kg/ha/a) und beim Ihlower Forst gemessen (Ø 84 kg/ha/a).



Legende: = Deschampsio – Fagetum, = Milio – Fagetum, = Pruno – Fraxinetum, = Carici remotae – Fraxinetum

Abb. 27: Stickstoffdepositionswerte des Umweltbundesamtes (2004) für die einzelnen Probeflächen der untersuchten Regionen.

7. Bodeneigenschaften der untersuchten Pflanzengesellschaften

7.1 Humusformen

Die Verteilung des Vorkommens von Mull, Moder und Rohhumus wird in der folgenden Tabelle 24 dargestellt:

Tab. 24: Humusformen und ihre prozentuale Verteilung auf die Waldgesellschaften.

	L-Mull	F-Mull	mullartiger Moder	typ. Moder	rohhumusartiger Moder	Rohhumus
Pruno - Fraxinetum	90,90%	9,10%				
Carici remotae - Fraxinetum	92,30%		7,70%			
Milio - Fagetum	23,10%	38,40%	7,70%	15,40%	7,70%	7,70%
Deschampsio - Fagetum			25%	41,60%	8,40%	25%

Bei den Erlen–Eschenwälder ist in über 90 % der Fälle der L-Mull als bester biologischer Bodenzustand vorherrschend, in dem der L–Horizont direkt in den mineralischen Ah–Horizont übergeht. Lediglich in etwas mehr als 9 % der Probeflächen des Pruno-Fraxinetums kommt auch der F-Mull vor. Die Probefläche 2 im Wold tendiert als einziger Vertreter der Erlen-Eschenwälder (Carici remotae–Fraxinetum) mit mullartigen Moder zu den Auflage–Humusformen. Ursache dafür dürfte eine relativ hohe Deckung (bis zu 25 %) von *Fagus sylvatica* sein (s. Tab. A8 & 9), wodurch schwerer abbaubares Streu auf den Waldboden gelangt.
Bei den Buchen–Eichenwäldern gibt es große Unterschiede zwischen den bodensauren Buchenwäldern und dem Milio–Fagetum zu verzeichnen. Während beim Milio–Fagetum auch der Mull dominiert (61,5 % der Flächen), ist es beim Deschampsio–Fagetum der Moder (75 %) oder Rohhumus (25 %) als ungünstigste Form für die Humuszersetzung. Der Flattergras–Buchenwald ist aber im Gegensatz zu den Erlen–Eschenwäldern nicht auf die Mull–Humusform festgelegt. Zu über 30 % haben die Probeflächen auch den Moder als Humusform, der bezüglich der Humuszersetzung eine Übergangsstellung zwischen dem Mull und dem Rohhumus einnimmt. Bei der Probefläche 9 im Barneführer Holz (Sandkrug) wurde sogar Rohhumus festgestellt. Diese biotisch wenig aktiven Böden sind beim Deschampsio–Fagetum mit 25 % wesentlich häufiger.

7.2 PH - Werte

Probeflächen die gekalkt worden sind (vgl. Kap. IV, 2) haben in den oberen Bodenhorizonten einen höheren ph-Wert als in den Unteren.

Die pH–Werte ($CaCl_2$) der Buchen–Eichenwälder liegen im sehr basenarmen bis basenarmen Bereich mit einem Anteil von < 5 bis 20 % basischer Kationen (BODEN AG 1994) (s. Abb. 28).

Einen für das Milio-Fagetum besonders niedrigen pH–Wert (2,89) im OH-Horizont hat die Probefläche 8 (Barneführer Holz). Außerdem sind es beim Deschampsio–Fagetum die Probeflächen 49 (Ihlower Forst) und 39 (Hasbruch) mit einem pH–Wert von jeweils 2,82. Auch auf der Fläche 11 bei Sannum (Barneführer Holz) hat der Boden einen sehr stark saures Milieu (pH–Wert im OH: 3,02) gezeigt.

Etwas höhere pH–Werte im OH–Horizont, aber immer noch basenarme Verhältnisse, kann die Fläche 22 (Mansholter Holz) des Milio–Fagetums und die Fläche 4 (Gerdshorst) des Deschampsio–Fagetums aufweisen (pH – Wert: 3,45 bzw. 3,52).

Neben dem pH Wert im OH–Horizont, bzw. bei Mull der Ah1–Horizont, wurde auch die potentielle Bodenacidität ($CaCl_2$) in dem darunter liegenden Boden gemessen (Ah,- bzw. Ah2–Horizont) (s. III, Kap. 5.3). Die Unterschiede sind allerdings nur sehr gering und betragen 0,02 bis 0,23, im Mittel 0,079.

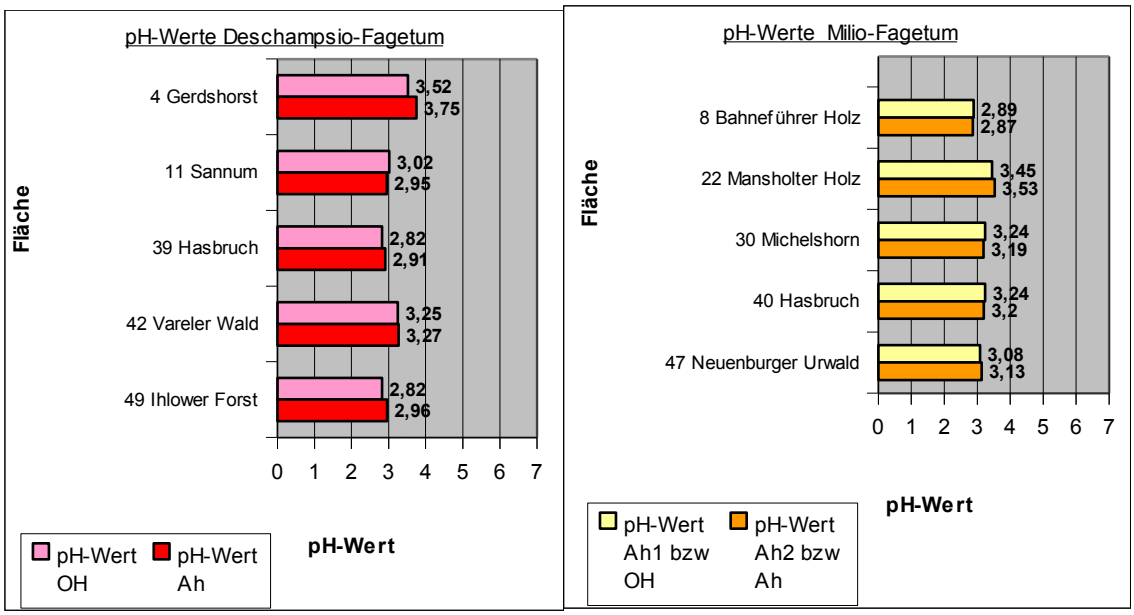


Abb. 28: PH–Werte auf den Probeflächen der Buchen–Eichenwälder im OH (Ah1) und Ah (Ah2) Horizont.

Beim Vergleich der beiden Gesellschaften, hat das Deschampsio–Fagetum den etwas größeren Unterschied.

Hier wurde auch der maximale Unterschied von 0,23 im Gerdshorst (4) gemessen. In 60 % der Fälle herrscht im Boden der oberen Schichten ein basenärmeres Milieu vor als im Boden darunter.

Die Probeflächen in dem der OH bzw. Ah1–Horizont einen höheren pH–Wert hat, liegen zu ¾ im Milio–Fagetum, und unterscheiden sich gegenüber des Ah bzw. Ah1-Horizontes nur minimal (Ø 0,045).

Der Boden im Erlen–Eschenwald hat ein mittelbasisches bis sehr basenreiches bzw. basengesättigtes Milieu mit einem Basensättigungsgrad von 20 bis 100 % (BODEN AG 1994) (s. Abb. 29). Die Böden mit den niedrigsten Werten im Ah1– Horizont liegen im Wold (3) und in den Heller Büschen (26) und erreichen dort 4,18 bzw. 4,5.

Den höchsten Wert (6,12) im sehr basenreichen bis basengesättigtem Bereich wurde auf der Probefläche 24 (Dunghorst) im Pruno-Fraxinetum gemessen, wobei hier 1996 gekalkt wurde (FRITZ 2007). Ebenfalls hohe pH–Werte von 5,24 und 5,19 wurden auf den Probeflächen 38 (Hasbruch) und 12 (Ipweger Büsche) im Carici remotae–Fraxinetum gemessen. Aber auch hier hat es 1997 in den Ipweger Büschen eine Kalkung gegeben. Mit Ausnahme der Fläche 50 (Ihlower Forst) ist bei allen anderen Untersuchungsflächen der pH–Wert im Ah1- um 0,01 bis 0,79 (Ø 0,28) höher als im Ah2–Horizont. Dies steht im Gegensatz zu den Buchen–Eichenwäldern in denen zu 60 % im Ah1 bzw. Oh-Horizont saurere Verhältnisse herrschen und die Unterschiede kleiner sind.

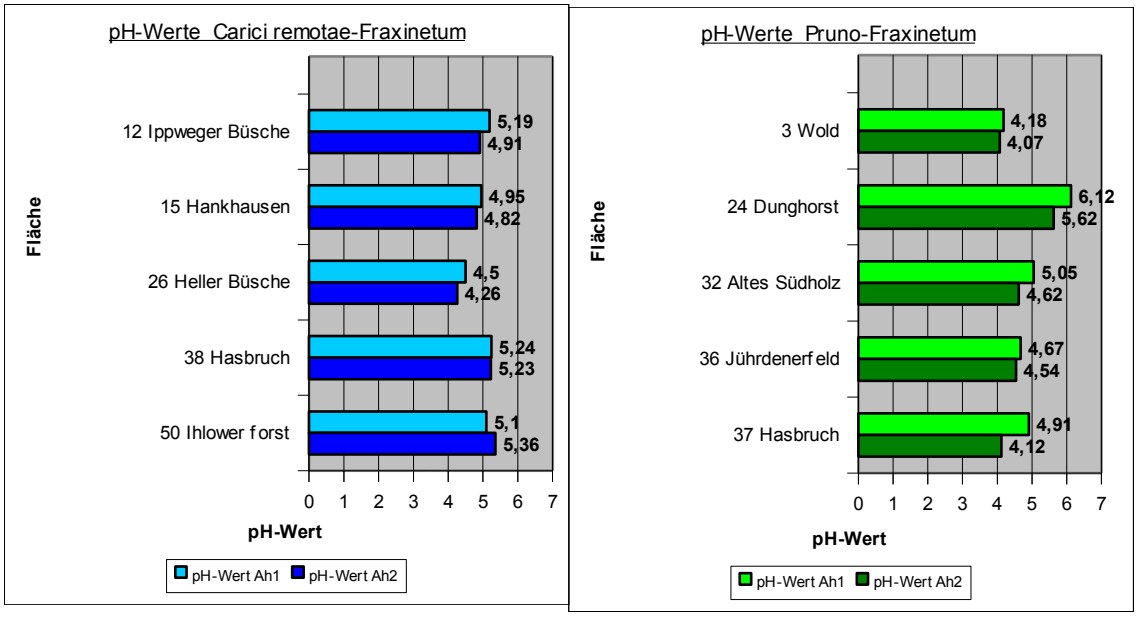


Abb. 29: PH–Werte auf den Probeflächen der Erlen-Eschenwälder im Ah1- und Ah2-Horizont.

Das Boxplotdiagramm der pH–Werte (Abb. 30), belegt nochmal deutlich den Unterschied in der potentiellen Bodenacidität zwischen Buchen–Eichenwäldern und Erlen–Eschenwäldern.

Die Mittelwerte und Mediane sind bei den Erlen–Eschenwäldern teilweise um fast 2 höher. Sie betragen 4,99 (Median: 4,91) bei dem Pruno–Fraxinetum und 5 (Median: 5,1) beim Carici remotae–Fraxinetum im Ah1-Horizont.

Damit gibt es kaum einen Unterschied innerhalb der Feuchtwälder. Größere Unterschiede gibt es innerhalb der Probeflächen zwischen dem Ah1- und Ah2–Horizont beim Pruno-Fraxinetum. Der Boden in 7 – 30 cm Tiefe hat einen pH–Wert der im Mittel um 0,4 niedriger ist als der pH–Wert an der Oberfläche des Bodens. Beim Carici remotae–Fraxinetum ist dieser Unterschied nur gering.

Die Buchen–Eichenwälder haben Mittelwerte von 3,08 bis 3,18 und unterscheiden sich damit nur wenig innerhalb der Probefläche (OH- bzw. Ah1- und Ah- bzw. Ah2-Horizont) und auch im Vergleich der beiden Waldgesellschaften ist der Unterschied nur gering. Bei der Halbierung der Verteilung (Median) ist besonders das Deschampsio–Fagetum im Ah–Horizont auffällig. Drei der fünf Werte liegen unterhalb des pH–Wertes 3 und sind damit extrem sauer. Auch beim OH–Horizont ist der Median tiefer als beim Milio–Fagetum, entspricht also einer Verteilung mit dem Schwerpunkt im extrem sauren Bereich.

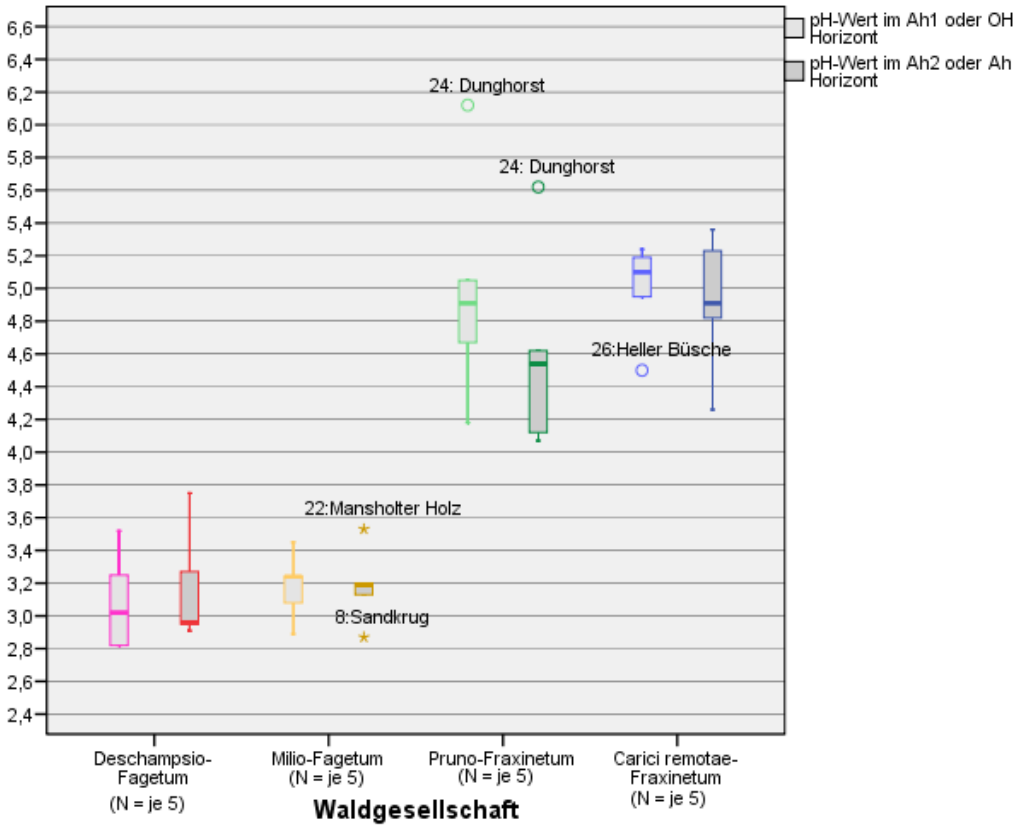


Abb. 30: Verteilung der pH–Werte im OH- bzw. Ah1–Horizont und im Ah- bzw. Ah2–Horizont.

7.3 Austauschbare Kationen

Die Bodenanalysen beschränken sich auf die basisch wirkenden Kationen Ca^{2+}, K^{+} und Mg^{2+}.

7.3.1 Calciumgehalte

Ähnlich wie beim pH–Wert, sind auch bei dem austauschbaren Calcium (mg/kg) auf den ersten Blick die großen Unterschiede zwischen den Buchen–Eichen- und Erlen–Eschenwälder erkennbar (s. Abb. 31).

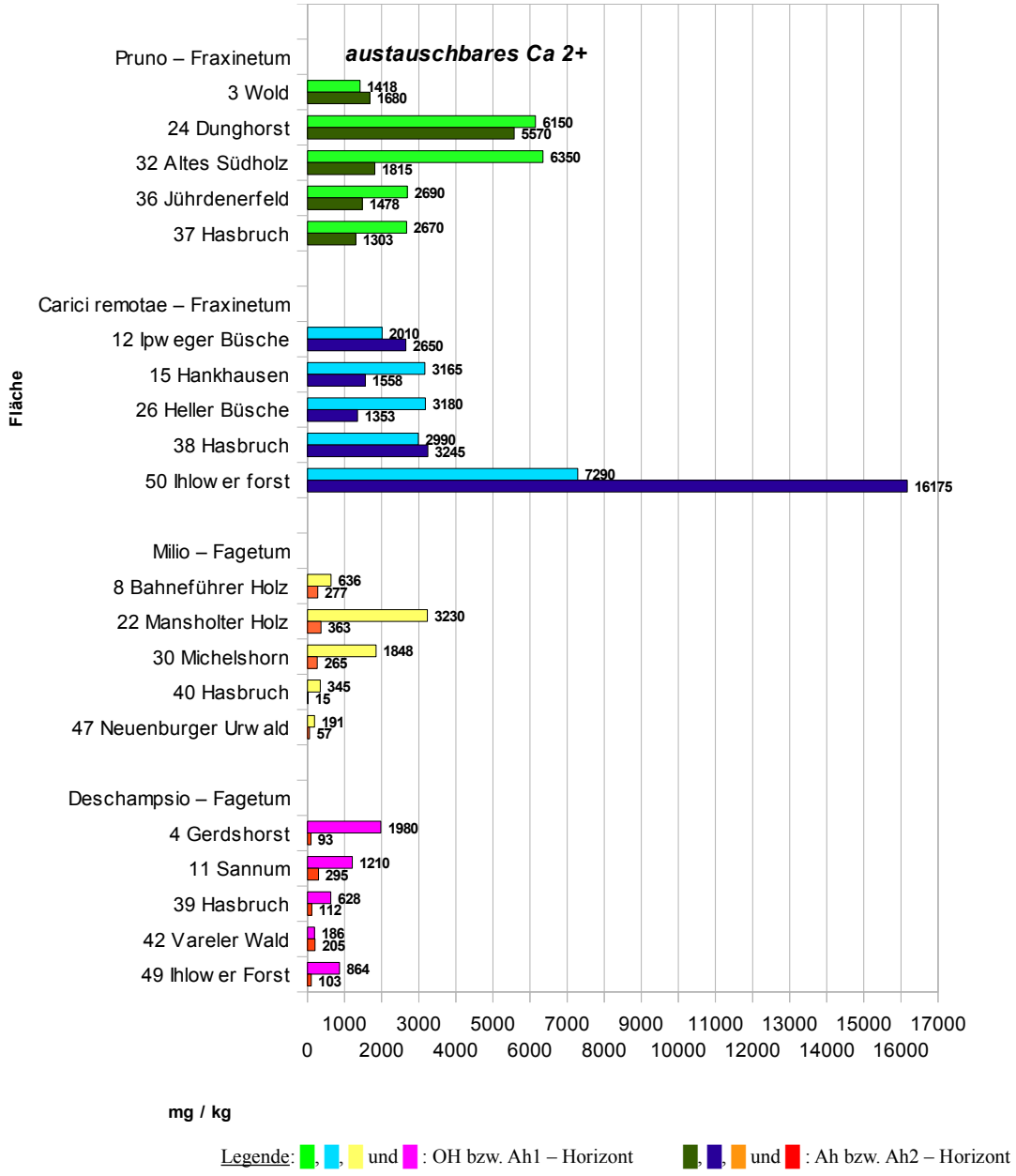


Abb. 31: Austauschbaren Calciumgehalte der Probeflächen.

Außerdem gibt es mit einer Ausnahme in den Ipweger Büschen (12) bei gekalkten Flächen (vgl. IV, 2) höhere Calciumgehalte im Oberboden als in den unteren Horizonten.

Die Erlen–Eschenwälder haben einen Wertebereich von 1303 bis 16175 mg/kg, während die Buchen–Eichenwälder eine weitaus niedrigere Spanne von 15 bis 3230 mg/kg haben.

Die niedrigsten Werte liegen im Hasbruch (40) und Neuenburger Urwald (47) im Bereich des Milio–Fagetums mit Werten von 15 bzw. 57 mg/kg.

Ebenfalls niedrige Werte im Ah–Horizont hat die Fläche 49 im Ihlower Forst (103 mg/kg) und die Fläche 4 im Gerdshorst (93 mg/kg) des Deschampsio–Fagetums. Auffallend sind die großen Unterschiede zwischen den untersuchten Horizonten in den Buchen–Eichenwäldern, insbesondere die Fläche 4, die neben dem niedrigen Wert auch einen der höchsten Werte im OH–Horizont aufweist (1980 mg/kg). Mit Ausnahme der Fläche 42 (Vareler Wald), bei dem der Ca-Gehalt im Ah2-Horizont geringfügig höher ist, haben die Böden der Buchen-Eichenwälder in den oberen 7 cm, doppelt bis mehr als 20x so hohe Calciumwerte wie im Boden darunter.

Die Unterschiede der viel höheren Werte beim Großteil der Flächen in den Erlen-Eschenwäldern sind zwischen Ah1- und Ah2–Horizont nicht so groß, obwohl sich bei einigen Flächen die Werte bis auf das dreifache unterscheiden können. Eindeutige Aussagen darüber, ob in den oberen Bodenhorizonten generell mehr austauschbares Calcium vorkommt als in den unteren, lassen sich hier nicht treffen. Große Unterschiede gibt es besonders im Ihlower Forst (50) und im Alten Südholz (32). Der Ihlower Forst, der auch insgesamt die höchsten Calciumwerte hat (7290 bzw. 16175 mg/kg), zeigt einen mehr als doppelt so hohen Wert im Ah2–Horizont als im Ah1–Horziont. Das Alte Südholz hat mit 6350 mg/kg den zweit höchsten Calciumgehalt. Dieser Wert im Ah1–Horizont ist mehr als 3x so hoch wie der Wert im Ah2–Horizont. Ebenfalls viele Ca^{2+}-Ionen im Boden hat die Fläche 24 im Dunghorst (6150 bzw. 5570 mg/kg). Beide Flächen sind in der jüngsten Vergangenheit gekalkt worden. Zu den Böden mit den kleinsten Calciumwerten zählen die Flächen in den Heller Büschen (26) und im Hasbruch (37). Mit Calciumgehalten von 1303 und 1353 mg/kg im Ah2-Horizont sind diese Werte aber immer noch wesentlich größer als die meisten Werte der Buchen–Eichenwälder.

Das Boxplotdiagramm in der Abbildung 32 zeigt die unterschiedliche Verteilung Werte mit denen dazugehörigen Medianen.

Bei einem Vergleich der Mediane, die robuster gegen Ausreißer sind als die Mittelwerte, sind auch die Unterschiede zwischen den Auen- und Buchenwäldern ersichtlich.

Die Mediane liegen bei den Buchen–Eichenwäldern im OH- bzw. Ah1–Horizont in einem Bereich von 636 bis 864 mg/kg. In 7 – 30 cm Tiefe reduziert sich dieser Medianwert beim Deschampsio–Fagetum auf 112 mg/kg und beim Milio–Fagetum auf 265 mg/kg.

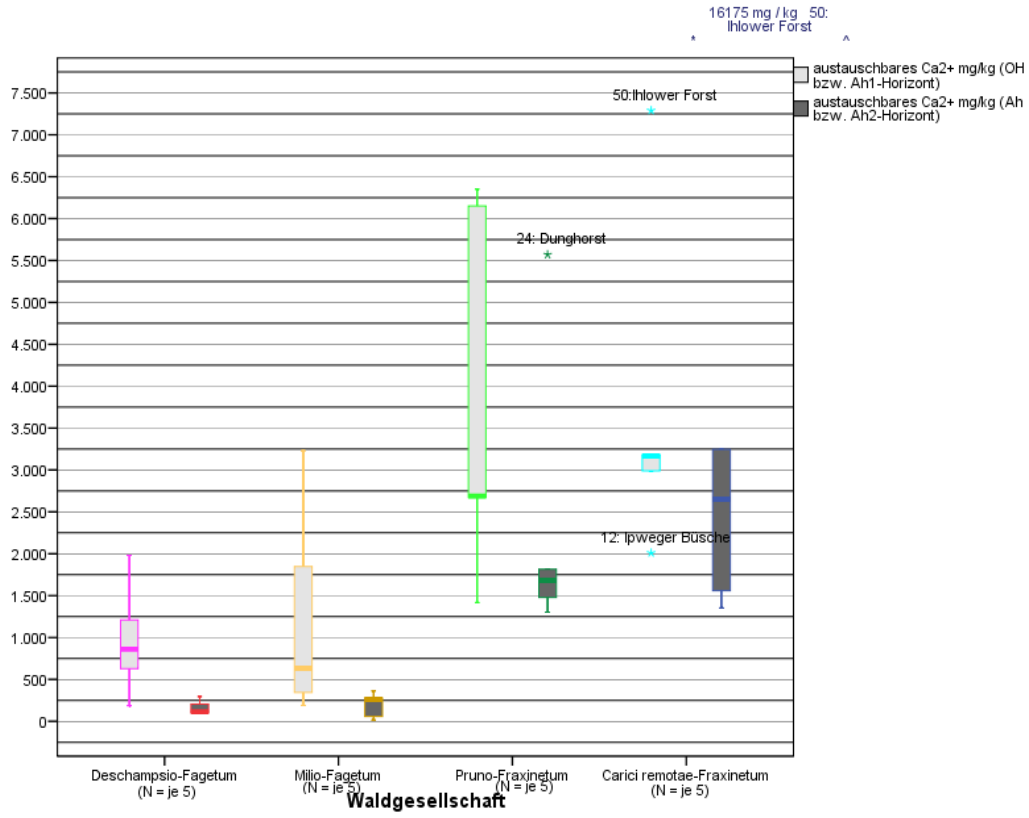


Abb. 32: Verteilung der Calciumgehalte im Boden in den Waldgesellschaften.

Der höchste Medianwert von 3165 mg/kg entsteht bei der Verteilung der Calciumgehalte im Ah1–Horizont des Carici remotae–Fraxinetums. Um 475 mg tiefer liegt dieser Wert beim Pruno–Fraxinetum. Generell etwas niedriger mit 1680 bzw. 2650 mg/kg sind hier die Mediane im Ah2– Horizont.

Mit 16175 mg/kg extrem hoch und deshalb außerhalb des Diagramms geführt, ist der Calciumgehalt der Fläche 50 (Ihlower Forst) des Ah2–Horizontes.

7.3.2 Magnesiumgehalte

Die Menge der austauschbaren basisch wirkenden Mg^{2+} Ionen im Boden ist ebenfalls eng an den pH–Wert gekoppelt. Somit ergeben sich wieder zwangsläufig meist niedrigere Werte in den Buchen–Eichenwäldern und höhere in den Erlen-Eschen-wäldern (s. Abb. 33 & 34).

Im Vergleich zu den Calciumgehalten und den pH-Werten ist der Unterschied nicht so ausgeprägt. Besonders die OH–Horizonte des Deschampsio–Fagetums haben ähnlich große Mengen an austauschbaren Mg^{2+} Ionen, wie es bei den Erlen–Eschenwälder der Fall ist.

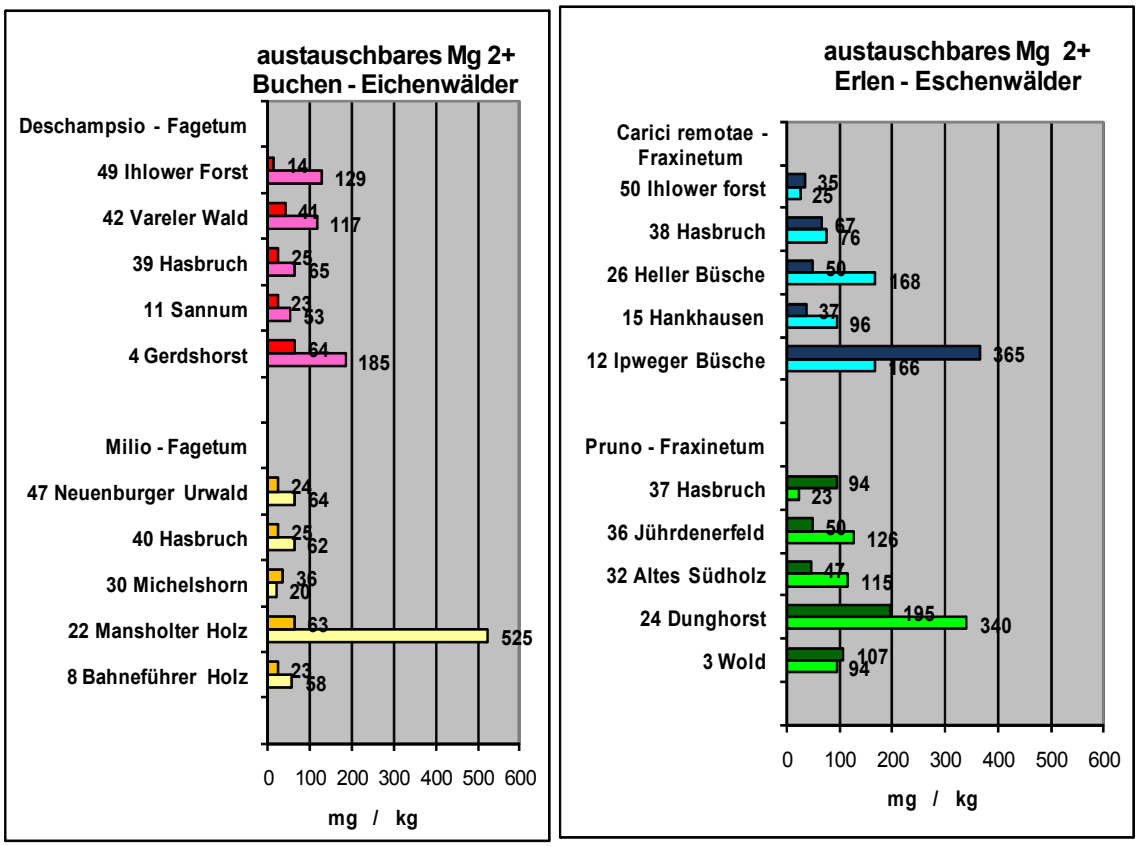
Im OH- bzw. Ah1–Horizont der Buchen-Eichenwälder liegen die Werte in einem Bereich von 20 bis 185 mg/kg.

Ausgenommen von diesem Bereich ist der Extremwert von 525 mg/kg auf der Fläche 22 (Mansholter Holz). Im Ah- bzw. Ah2 – Horizont ergibt sich eine Spanne von 14 bis 64 mg/kg.

Bei den Erlen–Eschenwäldern belaufen sich diese Werte beim Ah1–Horizont auf 23 bis 340 mg/kg und beim Ah2–Horizont auf 35 bis 385 mg/kg. Bei den Probeflächen mit geringen Magnesiumgehalten ist vor allem der Ihlower Forst (50) zu nennen, der mit 25 mg/kg im Ah1- und 35 mg/kg im Ah2-Horizont die durchschnittlich niedrigsten Werte in den Erlen–Eschenwäldern hat. Diese niedrigen Werte stehen im Gegensatz zu den hohen Calciumwerten, so dass hier eine Erniedrigung der Magnesiumgehalte durch Ionenkonkurrenz wahrscheinlich ist.

Besonders viel austauschbares Magnesium ist auf der Probefläche in den Ipweger Büschen (12) des Ah2–Horizontes und auf der Probefläche im Dunghorst (24) des Ah1–Horizontes zu finden. Der Wert in den Ipweger Büschen ist mit 385 mg/kg fast viermal so hoch wie der Mittelwert im Ah2–Horizont des Carici remotae-Fraxinetums. Der Dunghorst zeigt mit 340 mg/kg einen mehr als doppelt so hohen Wert im Vergleich zu den anderen Ah1–Horizonten im Pruno-Fraxinetum.

Im Allgemeinen gibt es auf den Probeflächen der Erlen-Eschenwälder nur geringe Mehrheitsverhältnisse der Magnesiumionen zugunsten der Ah1–Horizonte.



Legende: , , und : OH bzw. Ah1 – Horizont , , und : Ah bzw. Ah2 – Horizont

Abb. 33: Austauschbaren Mg^{2+} Ionengehalte der Probeflächen.

Im Gegensatz dazu stehen die Buchen–Eichenwälder, in denen fast durchgehend der OH- bzw. Ah1–Horizont wesentlich höhere Magnesiumgehalte hat. Besonders extreme Unterschiede, die mehr als das neunfache betragen können, haben die Probeflächen 49 (Ihlower Forst) und 22 (Mansholter Holz). Sehr tiefe, unter 30 mg/kg liegende Magnesiumgehalte, gibt es im Ah- bzw. Ah2-Horizont auf 60% der Untersuchungsflächen der Buchen–Eichenwälder. Diese geringen Werte werden auch nochmal an den Medianwerten deutlich, die bei 25 mg/kg liegen (s. Abb. 34).

Im Vergleich dazu liegen die Medianwerte der Erlen–Eschenwälder mit 50 bzw. 94 mg/kg im Ah2- und 115 bzw. 96 mg/kg im Ah1-Horizont, um das Doppelte bis mehr als das Vierfache höher. Sehr viel höher sind auch die Medianwerte im Oh- bzw. Ah1–Horizont der Buchen–Eichenwälder (117 bzw. 62 mg/kg).

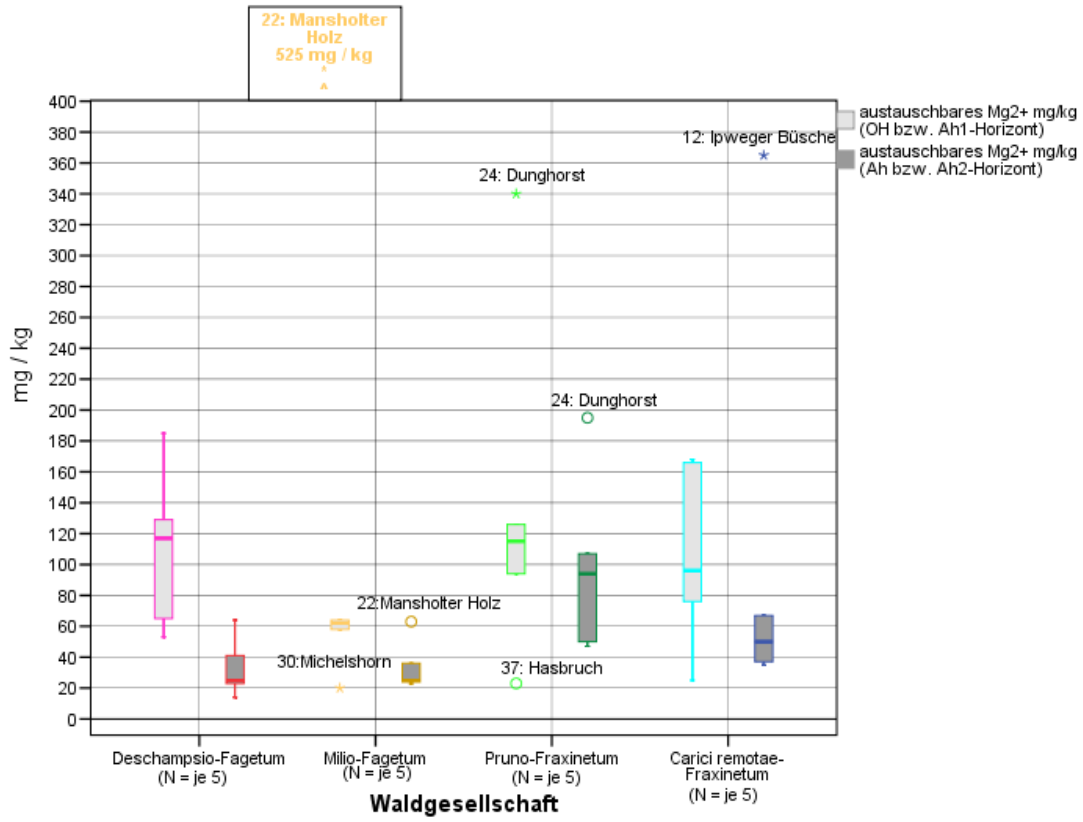
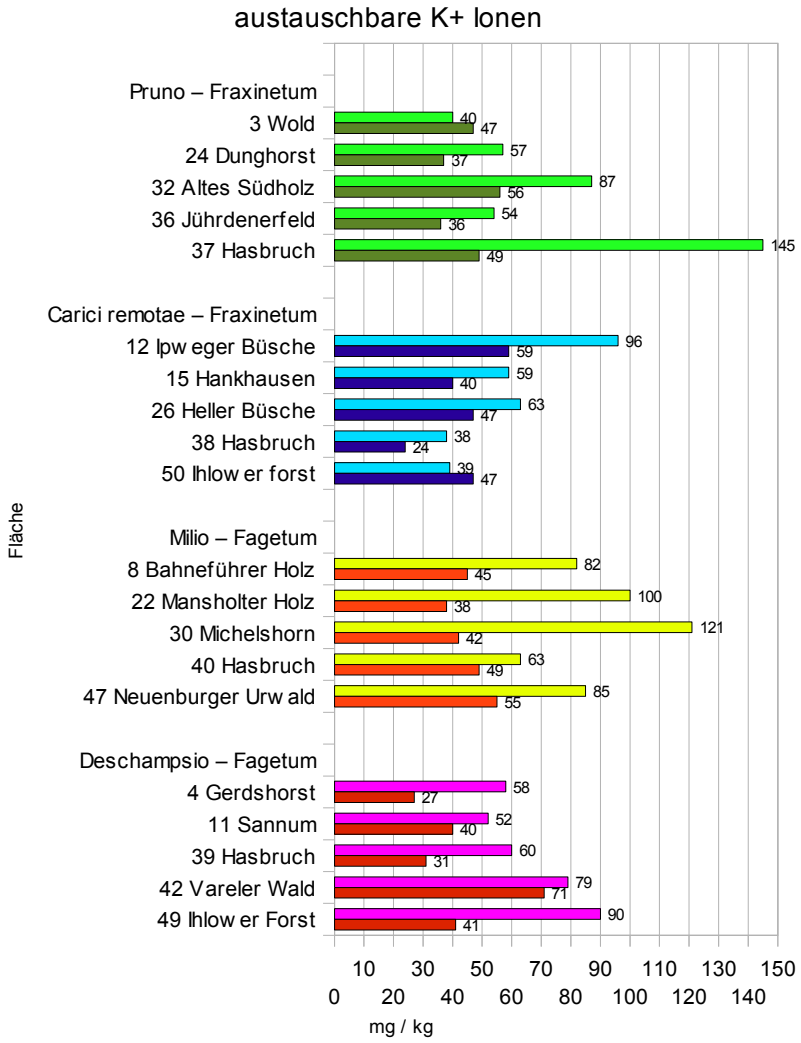


Abb. 34: Verteilung der Magnesiumgehalte im Boden in den Waldgesellschaften.

7.3.3 Kaliumgehalte

Bei den Kaliumwerten sind auf dem ersten Blick keine gravierenden Unterschiede zwischen Buchen–Eichenwälder und Erlen–Eschenwäldern zu erkennen (s. Abb. 35 & 36).



Legende: , , und : OH bzw. Ah1 – Horizont , , und : Ah bzw. Ah2 – Horizont

Abb. 35: Die austauschbaren K^+ Ionengehalte der Probeflächen.

Fast durchgehende Unterschiede gibt es aber zwischen den Oh- bzw. Ah1–Horizonten und den Ah- bzw. Ah2–Horizonten. Sehr viel mehr K^+ Ionen gibt es in den ersten 7 – 10 cm des Bodens. So weist der Ah1-Horizont der Erlen–Eschenwälder 38 – 145 mg/kg und der Ah2–Horizont eine Spanne von 24 – 59 mg/kg auf.

In den Buchen–Eichenwäldern sind es 52 – 121 mg/kg im OH- bzw. Ah1- und 27 – 71 mg/kg im Ah- bzw. Ah2–Horizont.

Auffallend große Unterschiede gibt es im Hasbruch (37). Hier ist der Kaliumgehalt im Ah1–Horizont mit 145 mg/kg am höchsten und hat einen fast 3x höheren Wert als im Ah2–Horizont (49 mg/kg).

Die einzigen Flächen in denen der Ah2–Horizont höher ist als der Ah1–Horizont sind im Ihlower Forst (50) und Wold (3) zu finden.

Sie haben zusammen mit der Fläche 38 auch den niedrigsten Wert im Ah1–Horizont (40 bzw. 39 mg/kg).

In den Buchen–Eichenwäldern sind die Unterschiede, besonders im Milio–Fagetum, zwischen dem OH- bzw. Ah1–Horizont und dem Ah- bzw. Ah2–Horizont größer, und es gibt keine Fläche in dem der unter Bodenhorizont einen höheren Wert aufweist. Besonders im Ah- bzw. Ah2–Horizont sind mit 27 mg/kg im Gerdshorst (4) und 31 mg/kg im Hasbruch (39) die wenigsten austauschbaren K^+ Ionen im Boden. Im Milio–Fagetum sind diese Werte in den unteren 7 bis 30 cm etwas höher. Der tiefste Wert liegt hier bei 38 mg/kg im Mansholter Holz (22).

Der Vergleich der Medianwerte macht nochmal die Unterschiede zwischen den oberflächennahen Bodenhorizonten und den unteren 7 – 30 cm deutlich (s. Abb. 36). Die Mediane sind im Ah- bzw. Ah2–Horizont 10 bis 40 mg/kg kleiner als in den oberen Horizonten. Den höchsten Zentralwert hat das Milio–Fagetum mit 85 mg/kg im OH- bzw. Ah1–Horizont. Die anderen Mediane in diesem Bereich liegen zwischen 57 und 60 mg/kg.

Die Werte im Ah2–Horizont der Erlen–Eschenwälder sind mit 47 mg/kg einheitlich.

In den Buchen–Eichenwäldern sind die Mediane etwas tiefer mit 45 mg/kg im Milio–Fagetum und 40 mg/kg im Deschampsio–Fagetum.

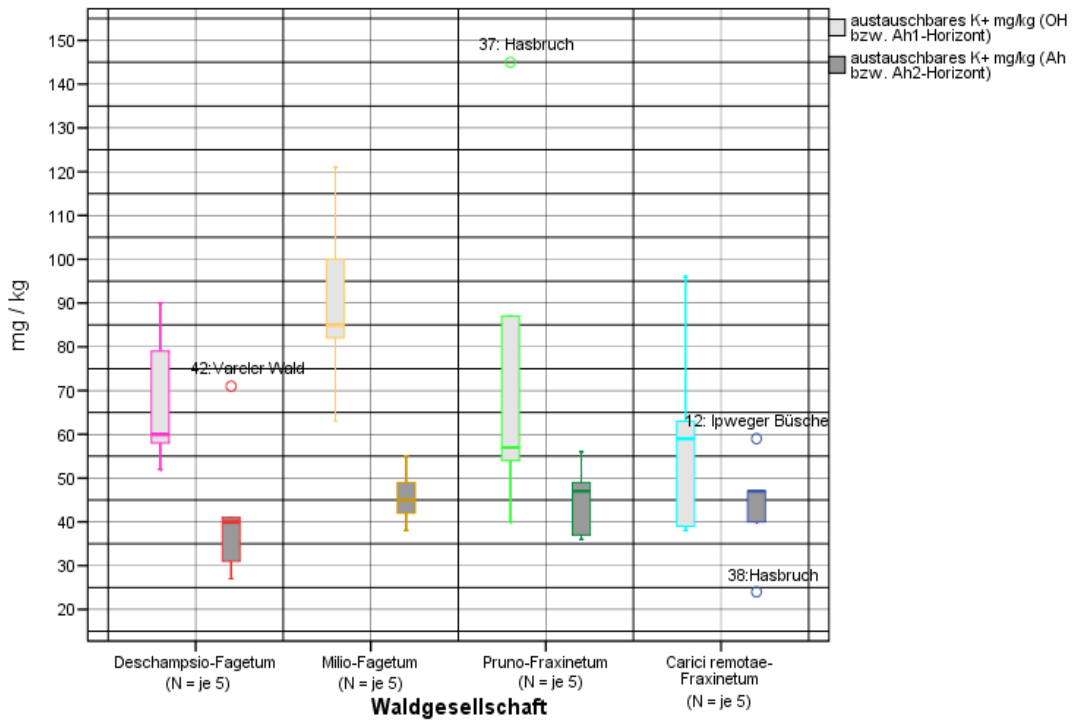
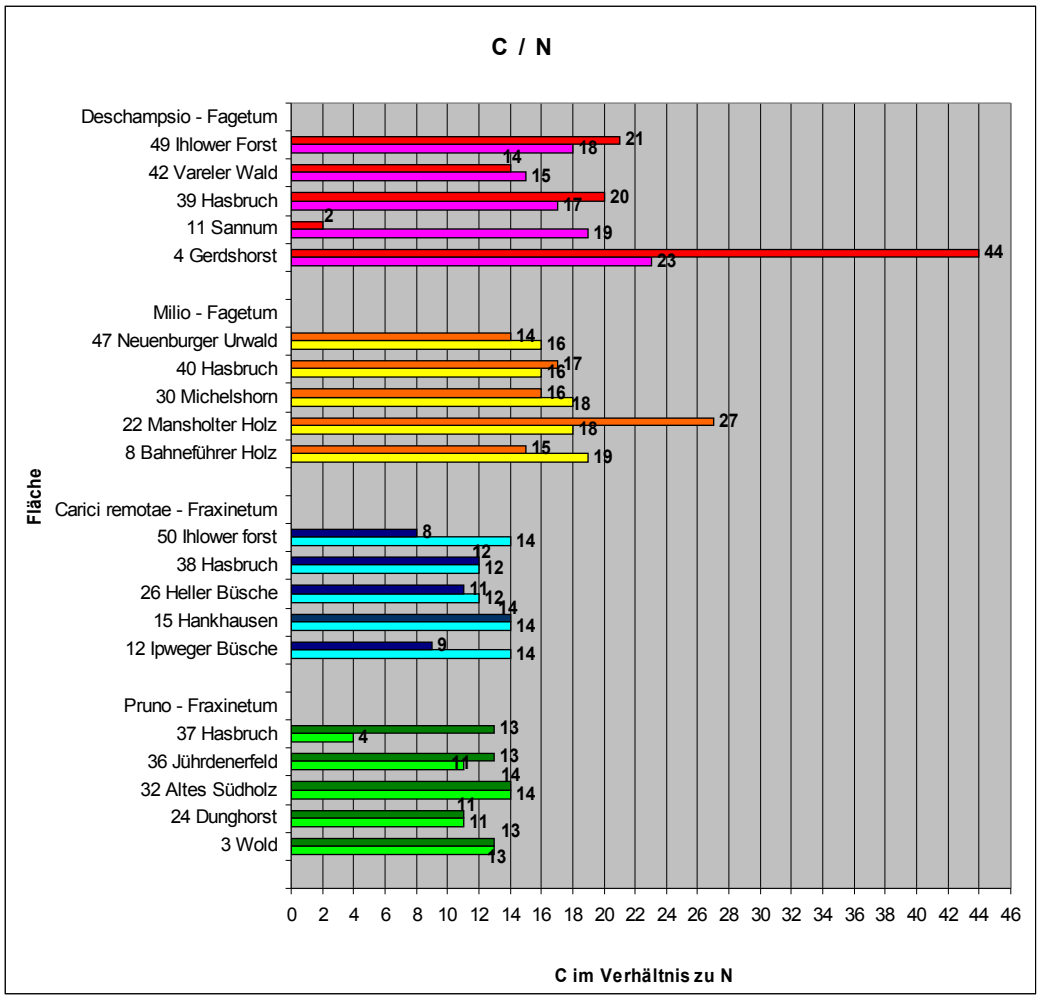


Abb. 36: Die Verteilung der Kaliumgehalte im Boden in den Waldgesellschaften.

7.4 C/N Verhältnisse

Das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff ist in den Erlen–Eschenwälder wesentlich enger als in den Buchen–Eichenwäldern (s. Abb. 37).
Die weitesten C/N Verhältnisse liegen bei 1:44 im Gerdshorst (4) des Deschampsio–Fagetums und bei 1:27 im Mansholter Holz (22) des Milio–Fagetums. Beide Verhältnisse sind im Ah–Horizont zu finden und sind um ein Drittel bis fast die Hälfte größer als die C/N Verhältnisse im OH–Horizont.



Legende: , , und : OH bzw. Ah1 – Horizont , , und : Ah bzw. Ah2 – Horizont

Abb. 37: Die C/N Verhältnisse in den OH und Ah–Horizonten der Probeflächen.

Auffallend ist auch das mit 1:2 extrem enge Verhältnis im Ah–Horizont auf der Probefläche 11 (Sannum) und das enge Verhältnis mit 1:4 im Ah1–Horizont auf der Probefläche 37 (Hasbruch). Die C/N Verhältnisse im OH- bzw. Ah2–Horizont der beiden Flächen sind mit 19:1 und 13:1 wesentlich höher.

Neben dem extrem niedrigen Verhältnis im Hasbruch (37) gibt es in den Erlen–Eschenwäldern noch zwei Flächen im Carici remotae–Fraxinetum, die eine sehr gute Verfügbarkeit von Stickstoff haben. Mit Verhältnissen von 1:8 und 1:9 im Ah2–Horizont sind der Ihlower Forst (50) und die Ipweger Büsche (12) die Probeflächen mit der höchsten Stickstoffverfügbarkeit.

Die mittleren C/N Verhältnisse sind in den Erlen-Eschenwäldern mit 10,6:1 bis 13,2:1 im Ah1–Horizont und 10,8:1 bis 12,8:1 im Ah2–Horizont um 6 bzw. 7,2 niedriger (Ø) als in den Buchen–Eichenwäldern.

Die Medianwerte unterscheiden sich nur geringfügig von den Mittelwerten. Lediglich im Ah- bzw. Ah2–Horizont des Milio–Fagetums ist die Verteilung leicht verschoben zugunsten der unteren Hälfte des Wertebereichs (s. Abb. 38).

Im Oh- bzw. Ah1–Horizont des Milio–Fagetums und des Carici remotae–Fraxinetums zeigt sich eine etwas schlechtere Stickstoffverfügbarkeit im Vergleich zu den unteren Horizonten.

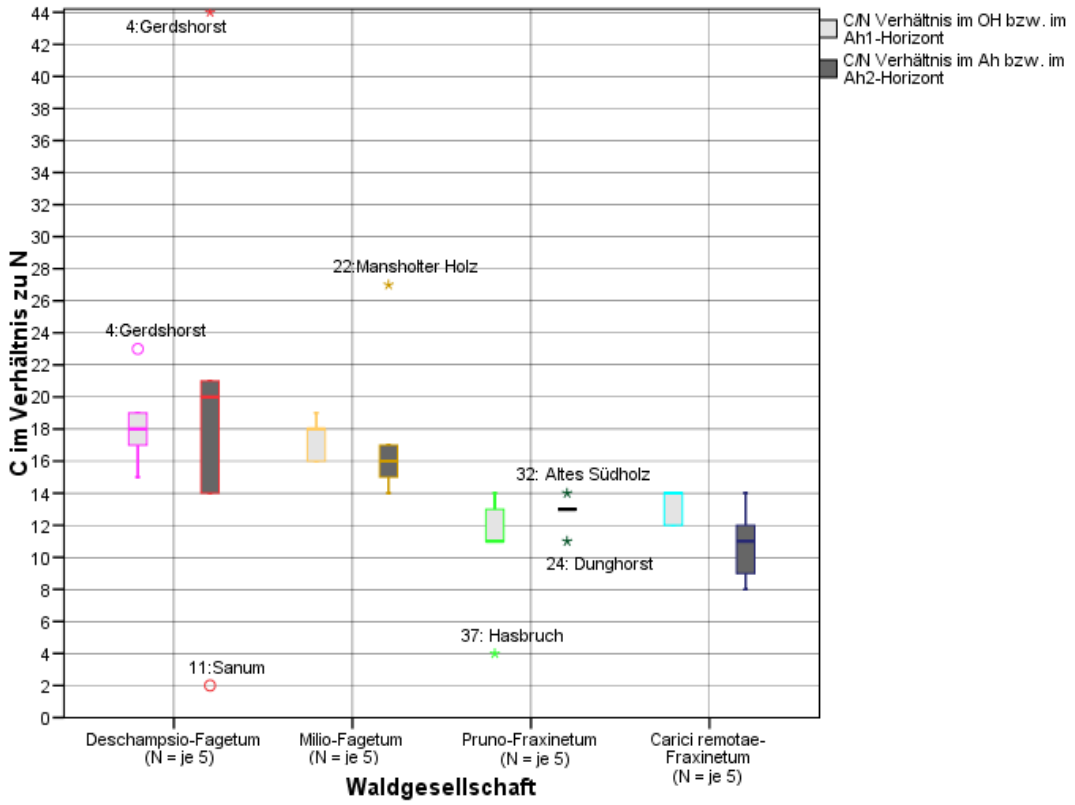


Abb. 38: Die Verteilung der C/N Verhältnisse im Boden in den Waldgesellschaften.

Umgekehrt ist es beim Pruno–Fraxinetum: Hier ist das C/N Verhältnis im Ah2–Horizont etwas weiter.

Das Deschampsio–Fagetum hat ohne Einbeziehung der Extremwerte bzw. Ausreißer nur sehr geringe Unterschiede zwischen den Horizonten.

8. Eigenschaften der ermittelten Werte in der Grundgesamtheit

76 % der zu vergleichenden Werte sind nach dem KOLMOGOROV–SMIRNOV und SHAPIRO-WILK–Normalverteilungstest nicht annähernd normalverteilt (Signifikanz: < 50%). Aufgrund dieser weitgehend fehlenden Normalverteilung in der Grundgesamtheit der Variablen wird der MANN–WHITNEY–U–Test und der WILCOXON–Test durchgeführt (vgl. Kap. III, 6.3).

Die Signifikanzen für die Nullhypothesen stimmen mit den Unterschieden der Werte in den Boxplotdiagrammen der vorherigen Kapiteln weitestgehend überein (s. Tab. 25 & 26). Somit lassen sich die ermittelten Unterschiede der Parameter in den Untersuchungen auch auf die Grundgesamtheit übertragen. Bei einem Vergleich der Rangzahlen der Buchen–Eichenwälder mit denen der Erlen–Eschenwälder sind niedrigere Signifikanzen errechnet worden. Sechs von acht Signifikanzen haben den Wert 0 bzw. 0,1. Bei dieser niedrigen Irrtumswahrscheinlichkeit kann die Nullhypothese (die Werte der Buchen–Eichenwälder und der Erlen–Eschenwälder entstammen derselben Grundgesamtheit) zurückgewiesen werden. Lediglich die Verteilungstests zum austauschbaren Mg^{2+} und zum austauschbaren K^{+} zeigen mit 14 bzw. 38,4 % eine Tendenz zur selben Grundgesamtheit. Allerdings sprechen, besonders bei den Magnesiumionen, die geringen Prozentwerte eher für eine unterschiedliche Grundgesamtheit.

Höhere Signifikanzen ergeben sich bei einem U–Test mit den Daten des Deschampsio–Fagetums und des Milio–Fagetums, sowie des Pruno–Fraxinetums und des Carici remotae–Fraxinetums. Dieselbe Grundgesamtheit ist bei den Eutrophierungsgraden, pH–Werten, austauschbaren Calciumgehalten und den C/N-Verhältnissen der beiden Waldgesellschaften des Buchen-Eichenwaldes gegeben. Offenbar gibt es bei diesen Parametern im Milio–Fagetum und Deschampsio–Fagetum ähnliche Werte in der Grundgesamtheit. Dafür sprechen die hohen Signifikanzen von 69,8 bis 91,7 %. Die Werte des Pruno–Fraxinetums und des Carici remotae–Fraxinetums entstammen derselben Grundgesamtheit in den Untersuchungsbereichen Eutrophierungsgrade, austauschbares Mg^{2+}, austauschbares K^{+} und den C/N–Verhältnissen. Die Signifikanzen in diesen Bereichen liegen in einer Spanne von 60,2 bis 82,8 %.

Jeweils unterschiedlichen Grundgesamtheiten entstammen die Werte der vier Waldgesellschaften bei den Reaktionszahlen. Durch die niedrigen Signifikanzen von 0 bzw. 1 % kann die Nullhypothese hier zurückgewiesen werden.

Tab. 25: MANN–WHITNEY–U–Test für zwei unabhängige Fallgruppen.

Untersuchung	Gesellschaft	Mittlerer Rang	Signifikanz (%) für die Nullhypothese
MANN–WHITNEY–U–Test: Die Werte der Buchen–Eichenwälder und der Erlen-Eschenwälder entstammen derselben Grundgesamtheit (Nullhypothese).			
Stickstoffzahlen	Buchen-Eichenwälder	15,82	
	Erlen-Eschenwälder	34,56	**0**
Reaktionszahlen	Buchen-Eichenwälder	13,22	
	Erlen-Eschenwälder	37,27	**0**
Eutrophierungsgrade	Buchen-Eichenwälder	16,18	
	Erlen-Eschenwälder	34,19	**0**
PH – Werte (Ø)	Buchen-Eichenwälder	5,5	
	Erlen-Eschenwälder	15,5	**0**
austauschbares Ca^{2+} (Ø)	Buchen-Eichenwälder	5,6	
	Erlen-Eschenwälder	15,4	**0**
austauschbares Mg^{2+} (Ø)	Buchen-Eichenwälder	11,65	
	Erlen-Eschenwälder	9,35	**14**
austauschbares K^{+} (Ø)	Buchen-Eichenwälder	8,55	
	Erlen-Eschenwälder	12,45	**38,4**
C/N – Verhältnisse (Ø)	Buchen-Eichenwälder	14,7	
	Erlen-Eschenwälder	6,3	**0,1**
MANN–WHITNEY–U–Test: Die Werte des Deschampsio–Fagetums bzw. Pruno-Fraxinetums und des Milio–Fagetums bzw. Carici remotae–Fraxinetums entstammen derselben Grundgesamtheit (Nullhypothese).			
Stickstoffzahlen	**Deschampsio-Fagetum**	**11,92**	
	Milio-Fagetum	**14**	**47,9**
	Pruno-Fraxinetum	**14,05**	
	Carici remotae-Fraxinetum	**11,19**	**32,4**
Reaktionszahlen	**Deschampsio-Fagetum**	**9,04**	
	Milio-Fagetum	**16,65**	**1**
	Pruno-Fraxinetum	**18,09**	
	Carici remotae-Fraxinetum	**7,77**	**0**
Eutrophierungsgrade	**Deschampsio-Fagetum**	**12,42**	
	Milio-Fagetum	**13,54**	**69,8**
	Pruno-Fraxinetum	**13,14**	
	Carici remotae-Fraxinetum	**11,96**	**68,5**
PH – Werte (Ø)	**Deschampsio-Fagetum**	**5,2**	
	Milio-Fagetum	**5,8**	**75,3**
	Pruno-Fraxinetum	**4,6**	
	Carici remotae-Fraxinetum	**6,4**	**34,7**
austauschbares Ca^{2+} (Ø)	**Deschampsio-Fagetum**	**5,6**	
	Milio-Fagetum	**5,4**	**91,7**
	Pruno-Fraxinetum	**4,6**	
	Carici remotae-Fraxinetum	**6,4**	**34,7**
austauschbares Mg^{2+} (Ø)	**Deschampsio-Fagetum**	**6,4**	
	Milio-Fagetum	**4,6**	**34,6**
	Pruno-Fraxinetum	**6**	
	Carici remotae-Fraxinetum	**5**	**60,2**
austauschbares K^{+} (Ø)	**Deschampsio-Fagetum**	**4,2**	
	Milio-Fagetum	**6,8**	**17,3**
	Pruno-Fraxinetum	**6**	
	Carici remotae-Fraxinetum	**5**	**60,2**
C/N – Verhältnisse (Ø)	**Deschampsio-Fagetum**	**5,7**	
	Milio-Fagetum	**5,3**	**83,2**
	Pruno-Fraxinetum	**5,3**	
	Carici remotae-Fraxinetum	**5,7**	**82,8**

Tab. 26: WILCOXON–Test für zwei verbundene Variablen.

Untersuchung	Gesellschaft	Rangverteilung	Anzahl	Signifikanz (%) für die Nullhypothese
WILCOXON–Test: Werte des Oh- bzw. Ah1-Horizontes und des Ah- bzw. Ah2–Horizontes entstammen Grundgesamtheiten mit gleicher Verteilung (Nullhypothese).				
PH - Werte	**Deschampsio-Fagetum**	OH < Ah	1	**13,8**
		OH > Ah	4	
	Milio-Fagetum	OH bzw. Ah1 < Ah bzw. Ah2	3	**78,6**
		OH bzw. Ah1 > Ah bzw. Ah2	2	
	Pruno-Fraxinetum	Ah1 < Ah2	5	**4,3**
		Ah1 > Ah2	0	
	Carici remotae-Fraxinetum	Ah1 < Ah2	4	**34,5**
		Ah1 > Ah2	1	
austauschbares Ca^{2+}	**Deschampsio-Fagetum**	OH < Ah	4	**8**
		OH > Ah	1	
	Milio-Fagetum	OH bzw. Ah1 < Ah bzw. Ah2	5	**4,3**
		OH bzw. Ah1 > Ah bzw. Ah2	0	
	Pruno-Fraxinetum	Ah1 < Ah2	4	**8**
		Ah1 > Ah2	1	
	Carici remotae-Fraxinetum	Ah1 < Ah2	2	**89,3**
		Ah1 > Ah2	3	
austauschbares Mg^{2+}	**Deschampsio-Fagetum**	OH < Ah	5	**4,3**
		OH > Ah	0	
	Milio-Fagetum	OH bzw. Ah1 < Ah bzw. Ah2	4	**8**
		OH bzw. Ah1 > Ah bzw. Ah2	1	
	Pruno-Fraxinetum	Ah1 < Ah2	3	**34,5**
		Ah1 > Ah2	2	
	Carici remotae-Fraxinetum	Ah1 < Ah2	3	**89,3**
		Ah1 > Ah2	2	
austauschbares K^{+}	**Deschampsio-Fagetum**	OH < Ah	5	**4,3**
		OH > Ah	0	
	Milio-Fagetum	OH bzw. Ah1 < Ah bzw. Ah2	5	**4,3**
		OH bzw. Ah1 > Ah bzw. Ah2	0	
	Pruno-Fraxinetum	Ah1 < Ah2	4	**8**
		Ah1 > Ah2	1	
	Carici remotae-Fraxinetum	Ah1 < Ah2	4	**8**
		Ah1 > Ah2	1	
C/N - Verhältnisse	**Deschampsio-Fagetum**	OH < Ah	2	**49,8**
		OH > Ah	3	
	Milio-Fagetum	OH bzw. Ah1 < Ah bzw. Ah2	3	**68,4**
		OH bzw. Ah1 > Ah bzw. Ah2	2	
	Pruno-Fraxinetum	Ah1 < Ah2	2	**18**
		Ah1 = Ah2	3	
	Carici remotae-Fraxinetum	Ah1 > Ah2	3	**10,9**
		Ah1 = Ah2	2	

Der WILCOXON–Test vergleicht die zwei verbundenen Variablen OH- bzw. Ah1–Horizont mit dem Ah- bzw. Ah2–Horizont miteinander (s. Tab. 26). Bei dem austauschbaren Kalium weisen die niedrigen Signifikanzen von 4,3 und 8 %, auf eine sehr ungleiche Verteilung der Variablen in der Grundgesamtheit hin. Eine hohe Übereinstimmung mit der Nullhypothese gibt es im Milio–Fagetum in den Bereichen pH–Wert und C/N–Verhältnis (78,6 u. 68,4 %), sowie im Carici remotae–Fraxinetum in den Bereichen austauschbare Calciumionen und Magnesiumionen (jeweils 89,3 %). Das Deschampsio–Fagetum und das Pruno–Fraxinetum haben zur Frage, ob die Werte des Oh- bzw. Ah1-Horizontes und des Ah- bzw. Ah2–Horizontes einer Grundgesamtheit mit gleicher Verteilung entstammen, in allen Bereichen geringe Signifikanzen von unter 50 %.

9. Zusammenhänge der einzelnen Parameter

Die Stärke des Zusammenhangs zwischen den Variablen wird durch den Rang-korrelationskoeffizienten nach SPEARMANs Rho gemessen. Die Voraussetzung für den PEARSON'schen Korrelationskoeffizienten - eine annähernd normale Verteilung beider Variablen - konnte von keinem Variablenpaar erfüllt werden (nach dem KOLMOGOROV–SMIRNOV und SHAPIRO-WILK–Normalverteilungstest).
Bei den Bodenuntersuchungen wurden nur fünf Untersuchungsflächen je Wald-gesellschaft beprobt. Diese geringe Anzahl an Werten bewirkt bei Korrelationen mit Bodenparametern eine sehr schwache Aussagekraft zu den Zusammenhängen zweier Variablen einer Waldgesellschaft. Deshalb werden diese Ergebnisse eingehend im nachfolgenden Kapitel V diskutiert.

9.1 Deckungen der Krautschicht und der Baumschicht

Die Buchen–Eichenwälder haben bis auf wenige Ausnahmen Baumschichtdeckungen von über 85 %. Damit unterscheiden sie sich eindeutig von den Erlen–Eschenwäldern, die maximal eine Deckung von 75 bis 80 % erreichen, wobei der Großteil in einem Bereich von 65 bis 70 % liegt (s. Abb. 39).
Die Deckungen der Baumschicht zeigen in der Gesamtheit aller Probeflächen größtenteils eine negative Korrelation zu den Krautschichtdeckungen. Dies zeigt auch die Anpassungslinie (s. Abb. 39) mit einem R–Quadrat von 0,477. Je höher die Baumschichtdeckungen, desto niedriger sind die Krautschichtdeckungen.

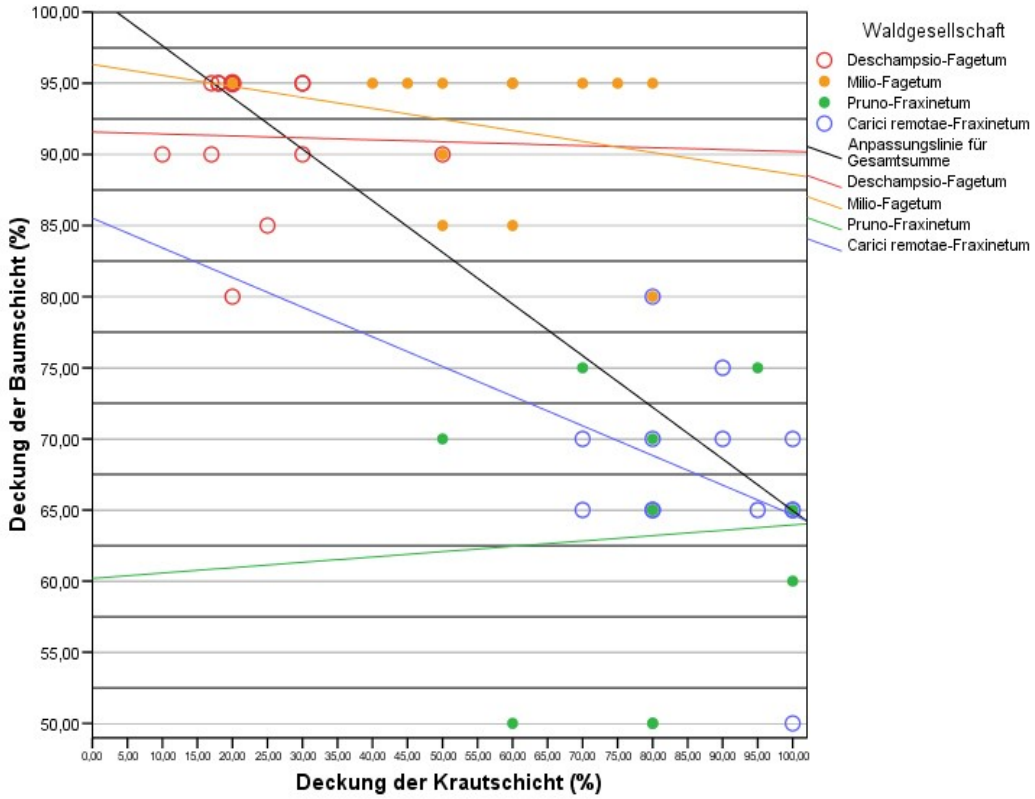


Abb. 39: Korrelation zwischen Baumschicht- und Krautschichtdeckung.

Tab. 27: Korrelationskoeffizienten zwischen Baumschichtdeckungen und Krautschichtdeckungen mit zugehörigen Signifikanztests.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum	Milio-Fagetum	Pruno-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum
Anzahl der Fälle (N)	12	13	11	13
Rangkorrelationskoeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. Baumschicht- und Krautschichtdeckung	-0,07	-0,19	0,05	-0,29
Signifikanzwert (2 -seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	6,5	46	12,5	66,7

Auf den Probeflächen der einzelnen Waldgesellschaften sind die Zusammenhänge wesentlich geringer. Beim Milio–Fagetum sind bei einer hohen Deckung der Bäume auch gleichzeitig relativ hohe Deckungsgrade in der Krautschicht vorhanden.

Der Rangkorrelationskoeffizienten beim Milio-Fagetum und Deschampsio-Fagetum sind mit -0,19 bzw. -0,07 sehr niedrig, so dass nur eine sehr schwachen Korrelation zwischen der Baumschichtdeckung und der Krautschichtdeckung besteht (s. Tab. 27).

Das Deschampsio-Fagetum hat niedrige Krautschichtdeckungen von unter 35 %, bei Baumschichtdeckungen die generell sehr hoch sind.
Fast keine Korrelation (0,05) besteht auch zwischen den Deckungen im Pruno-Fraxinetum. Relativ niedrige Baumschichtdeckungen lassen eine konstant dichte Krautschicht entstehen von meistens mehr als 75 %.
Das Carici remotae–Fraxinetum hat unter den Waldgesellschaften den höchsten Korrelationskoeffizienten (-0,29). Entsprechend hoch ist auch die Signifikanz des Koeffizienten. Die Wahrscheinlichkeit dafür, dass die beiden Deckungen in der Grundgesamtheit miteinander korrelieren, liegt bei 66,7 %. An diesen Werten hat der Ihlower Forst, mit einer Krautschichtdeckung von 50 % und einer Baumschichtdeckung von 100 %, den Hauptanteil. Ohne diese Probefläche läge der Korrelationskoeffizient bei -0,133.

9.2 Eutrophierungsgrade und andere Parameter

9.2.1 Eutrophierungsgrade und C/N–Verhältnisse

Die Anpassungslinie für die Gesamtsumme in dem Korrelationsdiagramm der Abbildung 40 zeigt eine leicht negative Korrelation (-0,2) (s. Tab. 28). Der Signifikanzwert zeigt mit 60,6 % einen Zusammenhang der beiden Variablen in der Grundgesamtheit an. Für alle Waldgesellschaften zusammen ergibt sich also eine Tendenz, bei dem Probeflächen mit hohen Eutrophierungsgraden eher niedrige C/N–Verhältnisse im Oh- bzw Ah1-Horizont haben.
Im Gegensatz hierzu stehen die Rangkorrelationskoeffizienten der einzelnen Waldgesellschaften die durchweg positiv sind (0,41 bis 0,87). Die Signifikanzen lassen mit 50,8 bis 94,2 % einen starken Zusammenhang der beiden Variablen in der Grundgesamtheit vermuten.
Die Ah- bzw. Ah2–Horizonte zeigen einen leicht positiven Verlauf der Anpassungslinie für die Gesamtsumme ($R^2 = 0,024$) (s. Abb. 41).
Der Korrelationskoeffizient (n. SPEARMANs Rho) ist aber mit -0,32 negativ und hat eine hohe Signifikanz von 83,6 % (s. Tab. 28). Diese Unterschiede entstehen besonders durch die Extremwerte der Probefläche 4 im Gerdshorst (C/N–Vehältniss: 1:44, Eutrophierungsgrad: 5,2). Ohne diese Fläche würde die Anpassungslinie mit einem R^2 von 0,164 eine negative Korrelation anzeigen. Der Korrelationkoeffizient wäre mit –0,546 noch stärker negativ.

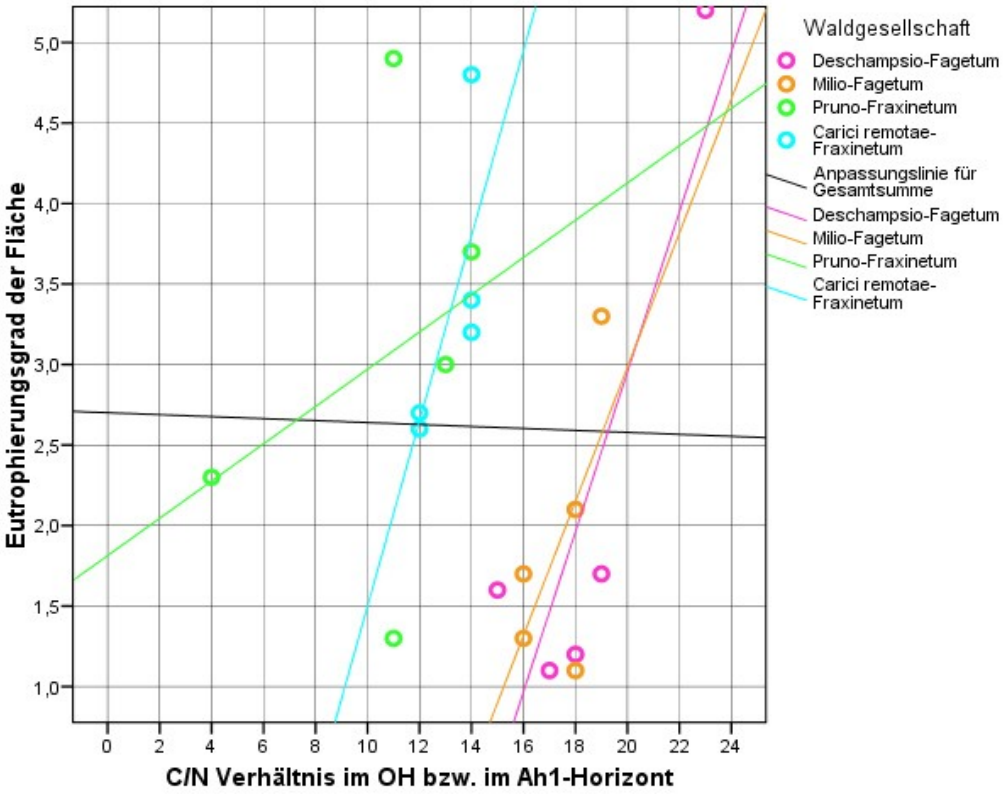


Abb. 40: Korrelation zwischen dem Eutrophierungsgrad und den C/N – Verhältnissen im OH bzw. Ah1 – Horizont.

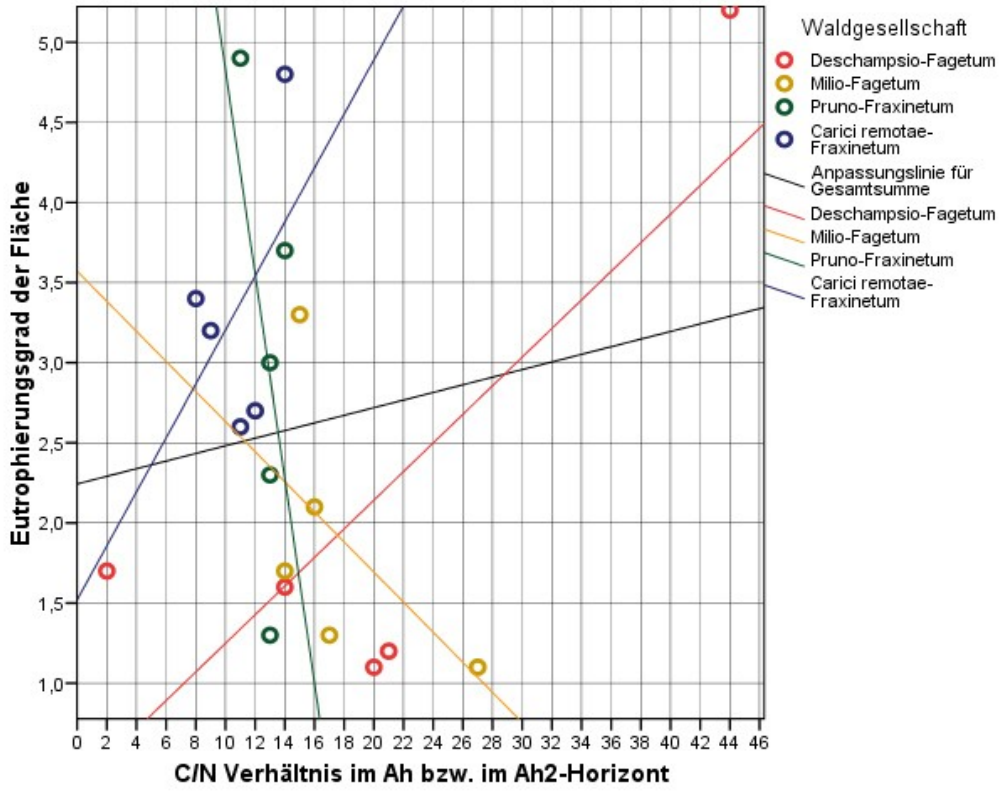


Abb. 41: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und C/N–Verhältnissen im Ah- bzw. Ah1–Horizont.

Tab. 28: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Eutrophierungsgraden und den C/N–Verhältnissen.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum		Milio–Fagetum		Pruno–Fraxinetum		Carici remotae-Fraxinetum		Gesamt-darstellung	
Horizont	OH	Ah	OH / Ah1	Ah / Ah2	Ah1	Ah2	Ah1	Ah2	OH / Ah1	Ah / Ah2
Anzahl der Fälle (N)	5	5	5	5	5	5	5	5	20	20
Rangkorrelations-koeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. Eutrophierungsgrad und C/N-Verhältnissen	0,7	0,1	0,53	-0,7	0,41	-0,22	0,87	0,1	-0,2	-0,32
Signifikanzwert (2 -seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	81,2	12,7	63,9	81,2	50,8	28,2	94,2	12,7	60,6	83,6

9.2.2 Eutrophierungsgrade und pH–Werte

Insgesamt und auch mehrheitlich in den Waldgesellschaften bestehen positive Korrelationen zwischen dem Eutrophierungsgrad und den pH–Werten: je höher der Eutrophierungsgrad desto höher der pH–Wert (s. Abb. 42 und 43).

Die Korrelationskoeffizienten liegen bei der Gesamtdarstellung beim Deschampsio–Fagetum und beim Pruno–Fraxinetum in einer Spanne von 0,58 bis 0,87 (s. Tab. 29). Die Signifikanzen bezüglich des Zusammenhanges in der Grundgesamtheit, haben einen Wert von durchgehend über 70 % und reichen bei der Gesamtdarstellung nahezu an die 100 % heran.

Weitgehend ohne Zusammenhang sind die Variablen im Carici remotae–Fraxinetum. Mit einem Koeffizienten von 0 bis 0,3 sind auch die Signifikanzwerte sehr gering (0 und 37,6 %).

Als einzige Waldgesellschaft sind beim Milio–Fagetum, Eutrophierungsgrad und pH–Wert negativ miteinander korreliert.

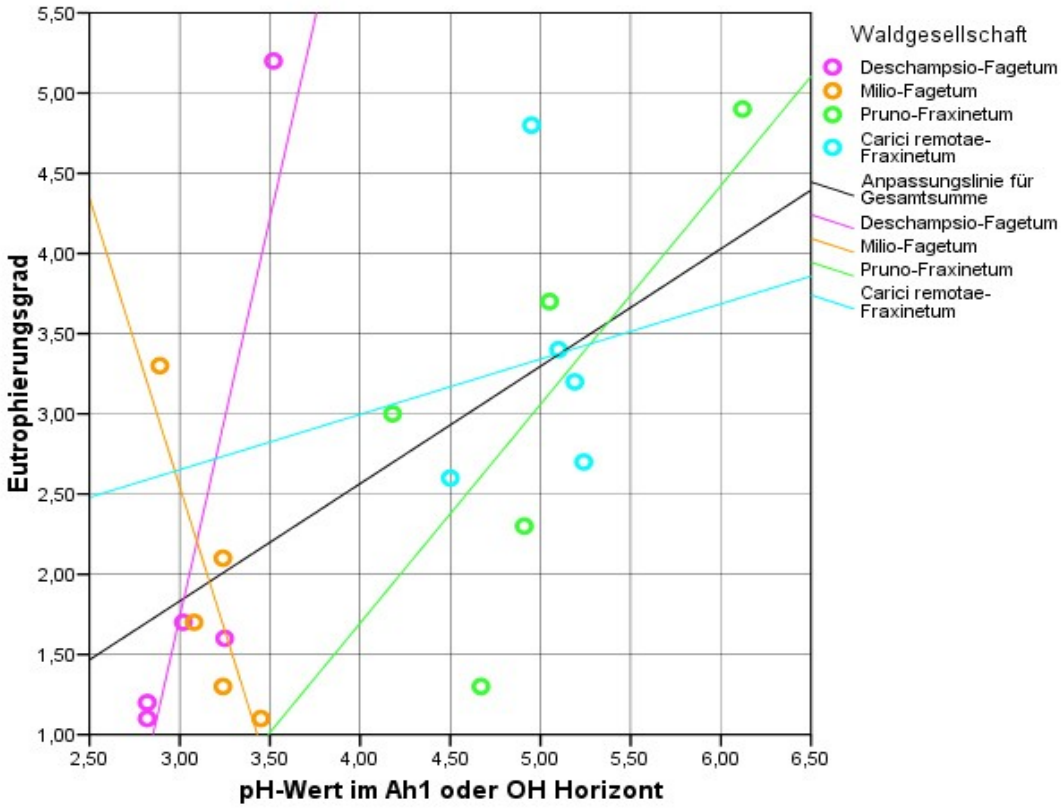


Abb. 42: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und pH–Wert im OH- bzw. Ah1-Horizont.

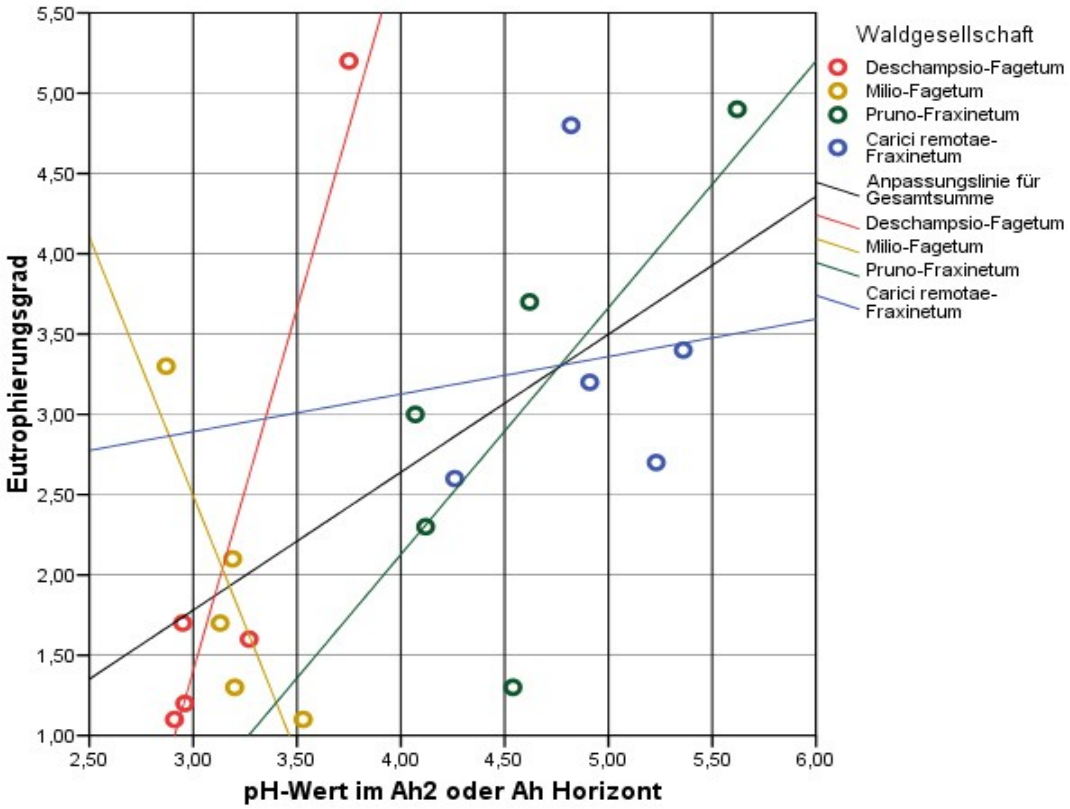


Abb. 43: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und pH–Wert im Ah- bzw. Ah2–Horizont.

Tab. 29: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Eutrophierungsgraden und pH–Werten.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum		Milio–Fagetum		Pruno–Fraxinetum		Carici remotae-Fraxinetum		Gesamt-darstellung	
Horizont	OH	Ah	OH / Ah1	Ah / Ah2	Ah1	Ah2	Ah1	Ah2	OH / Ah1	Ah / Ah2
Anzahl der Fälle (N)	5	5	5	5	5	5	5	5	20	20
Rangkorrelations-koeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. Eutrophierungsgrad und pH-Werten	0,87	0,7	- 0,82	- 0,9	0,7	0,6	0	0,3	0,62	0,58
Signifikanzwert (2 -seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	94,6	81,2	91,1	96,3	81,2	71,5	0	37,6	99,6	99,2

9.2.3 Eutrophierungsgrade und Deckungen der Baumschicht

Zwischen dem Eutrophierungsgrad der Fläche und der Deckung der Baumschicht besteht in der Gesamtsumme eine mittlere negative Korrelation (0,6) (s. Abb. 44 und Tab. 30). Damit gibt es bei hohen Eutrophierungsgraden mehrheitlich niedrige Deckungen der Baumschicht. Auch in der Grundgesamtheit besteht mit einer Wahrscheinlichkeit von 100% ein Zusammenhang zwischen den beiden Variablen. Dieses Ergebnis war zu erwarten, denn Erlen–Eschenwälder sind generell nährstoffreicher als Buchen–Eichenwälder und ihre namens gebenden Baumarten bilden naturgegeben ein lichteres Kronendach aus als die Buchen.

Weitaus interessanter sind daher die Korrelationen in den einzelnen Waldgesellschaften. Hier bestehen beim Milio–Fagetum, Pruno–Fraxinetum und Carici remotae–Fraxinetum sehr schwache negative Korrelationen, die um 0,3 bis 0,48 niedriger als in der Gesamtsumme sind. Das Deschampsio–Fagetum zeigt hier sogar ein leicht positive Korrelation (0,05). Hier gibt es also eine leichte Tendenz zu der Aussage: „Je höher der Eutrophierungsgrad ist, desto höher ist die Baumschichtdeckung“.

In fast allen Waldgesellschaften ist die Signifikanz positiver oder negativer Zusammenhänge für die Grundgesamtheit aber sehr gering. Lediglich beim Milio–Fagetum erreicht der Signifikanzwert einen höheren Prozentsatz (68,1 %).

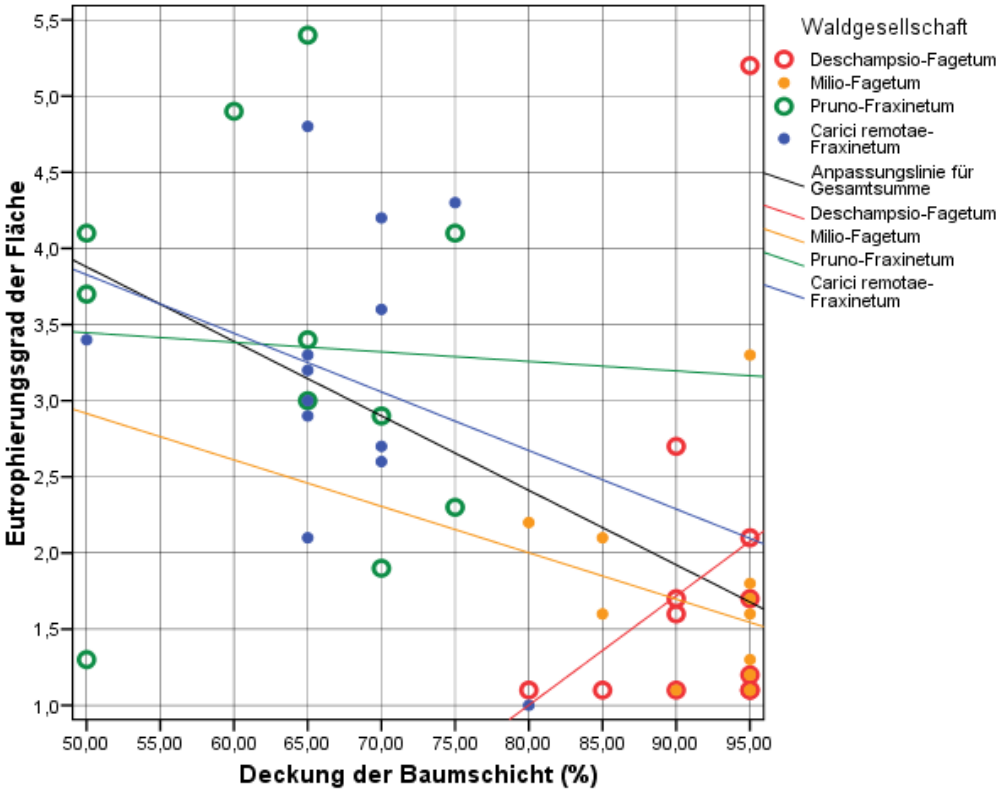


Abb. 44: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und Deckung der Baumschicht.

Tab. 30: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Eutrophierungsgraden und Baumschichtdeckungen.

Waldgesellschaft	Deschampsi-Fagetum	Milio-Fagetum	Pruno-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Gesamt-darstellung
Anzahl der Fälle (N)	12	13	11	13	49
Rangkorrelations-koeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. Eutrophierungsgrad und Baumschichtdeckung	0,05	- 0,3	- 0,18	- 0,12	-0,6
Signifikanzwert (2-seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	14	68,1	40,3	30,5	100

9.2.4 Eutrophierungsgrade und Anzahl / Deckung der Säurezeiger

Fast alle Anpassungslinien zeigen in den Streudiagrammen der Abbildung 45 und 46 eine negative Korrelation an. Probeflächen mit hohen Eutrophierungsgraden haben eher eine niedrige Anzahl und Deckung der Säurezeiger als Flächen mit niedrigen Eutrophierungsgraden.

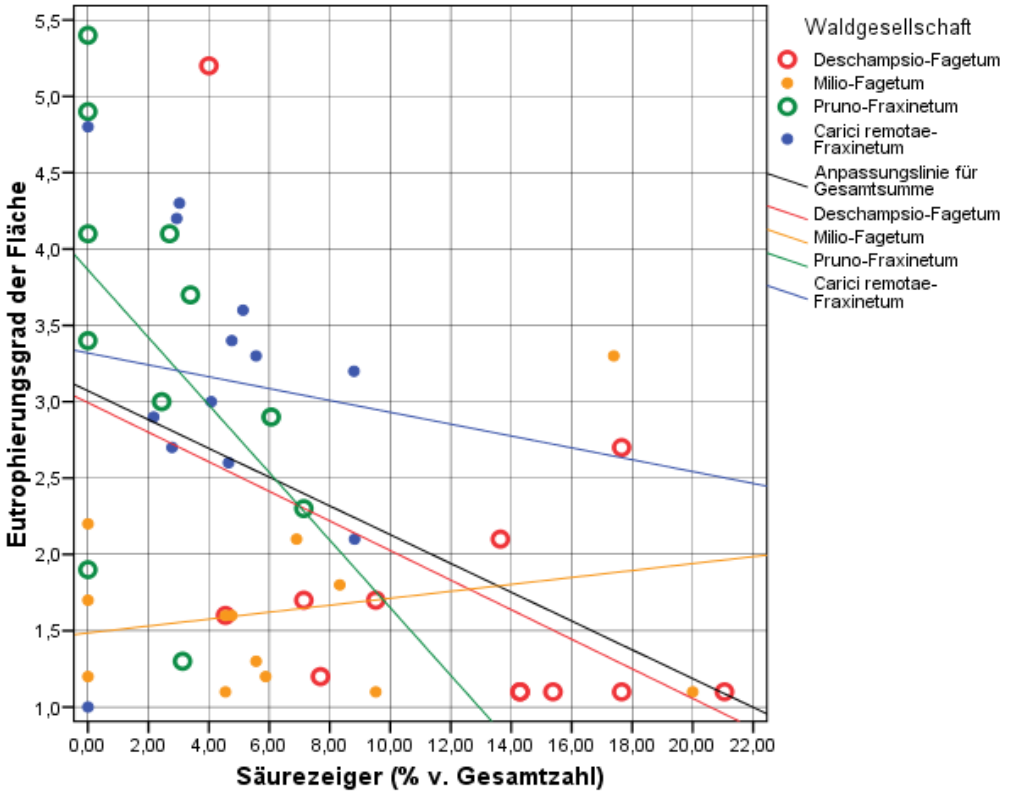


Abb. 45: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und Anzahl der Säurezeiger im Vergleich zur Gesamtartenzahl (%).

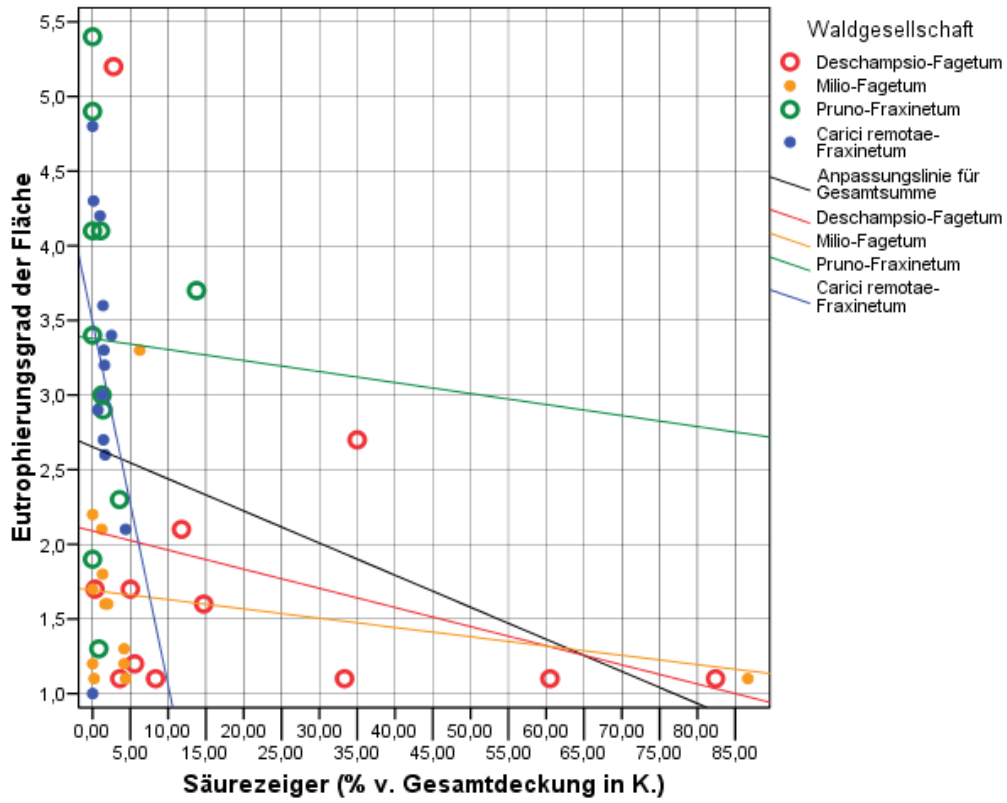


Abb. 46: Korrelation zwischen Eutrophierungsgrad und Deckung der Säurezeiger im Vergleich zur Gesamtdeckung in der Krautschicht (%).

Einzige Ausnahme ist die Anpassungslinie des Milio-Fagetums bei dem Streudiagramm in der Abbildung 45, deren Verlauf leicht positiv ist. Aber auch hier ist der Rangkorrelationskoeffizient (n. SPEARMANs Rho) wie auch bei allen anderen Koeffizienten, im negativen Bereich (s. Tab. 31).

Der Großteil der Korrelationen hat eine Stärke von -0,26 bis -0,48. Die Variablen Eutrophierungsgrad und Säurezeiger sind damit meistens nur schwach bis mittelmäßig stark miteinander negativ korreliert.

Höhere Werte haben die Signifikanzen, zum Zusammenhang der beiden Variablen in der Grundgesamtheit. Hier gibt es bis auf die zwei Ausnahmen beim Milio-Fagetum und Carici remotae–Fraxinetum durchgehend Signifikanzwerte von über 60 %.

Signifikante Zusammenhänge mit fast 100 % sind in der Gesamtsumme und bei der Anzahl der Säurezeiger im Deschampsio–Fagetum errechnet worden.

Tab. 31: Die Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen den Eutrophierungsgraden und der Anzahl der Säurezeiger bzw. Deckung der Säurezeiger (%).

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum		Milio–Fagetum		Pruno–Fraxinetum		Carici remotae-Fraxinetum		Gesamt-darstellung	
Anzahl / Deckung	An.	De.	An.	De.	An.	De.	An.	De.	An.	De.
Anzahl der Fälle (N)	12	12	13	13	11	11	13	13	49	49
Rangkorrelationskoeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. Eutrophierungsgrad und Anzahl / Deckung der Säurezeiger	-0,54	-0,37	-0,1	-0,26	-0,48	-0,33	-0,07	-0,32	-0,46	-0,39
Signifikanzwert (2 -seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	93	76,9	24,6	61,1	86,3	68,5	18,4	71,2	99,9	99,4

Abkürzungen: An. = Anzahl im Vergleich zur Gesamtanzahl in %.
De. = Deckung im Vergleich zur Gesamtdeckung in %.

9.2.5 Eutrophierungsgrade und Stickstoffdepositionswerte

In der Gesamtdarstellung für alle Waldgesellschaften zeigt die Anpassungslinie nur eine sehr schwache positive Korrelation zwischen dem Eutrophierungsgrad und der Deposition (s. Abb. 47). Der Rangkorrelationskoeffizient und der Signifikanzwert bestätigen mit 0,08 und 42,4 % dieses Diagrammbild (Tab. 32).

Einen stärkeren Zusammenhang zwischen den Variablen scheint es beim Pruno-Fraxinetum und Milio–Fagetum zu geben. Hier ist die Korrelation mit 0,57 und 0,4 sehr viel stärker.

Auch für die Grundgesamtheit sind die Signifikanzwerte sehr hoch (93,4 und 82,1 %). Damit kann zumindest für diese beiden Waldgesellschaften ein statistischer Zusammenhang zwischen einer hohen Stickstoffdeposition und einem hohen Eutrophierungsgrad, angenommen werden.

Sehr schwache negative Korrelationen (-0,2 und -0,18) mit Signifikanzen zur Grundgesamtheit von unter 50 %, sind beim Deschampsio–Fagetum und Carici remotae–Fraxinetum errechnet worden.

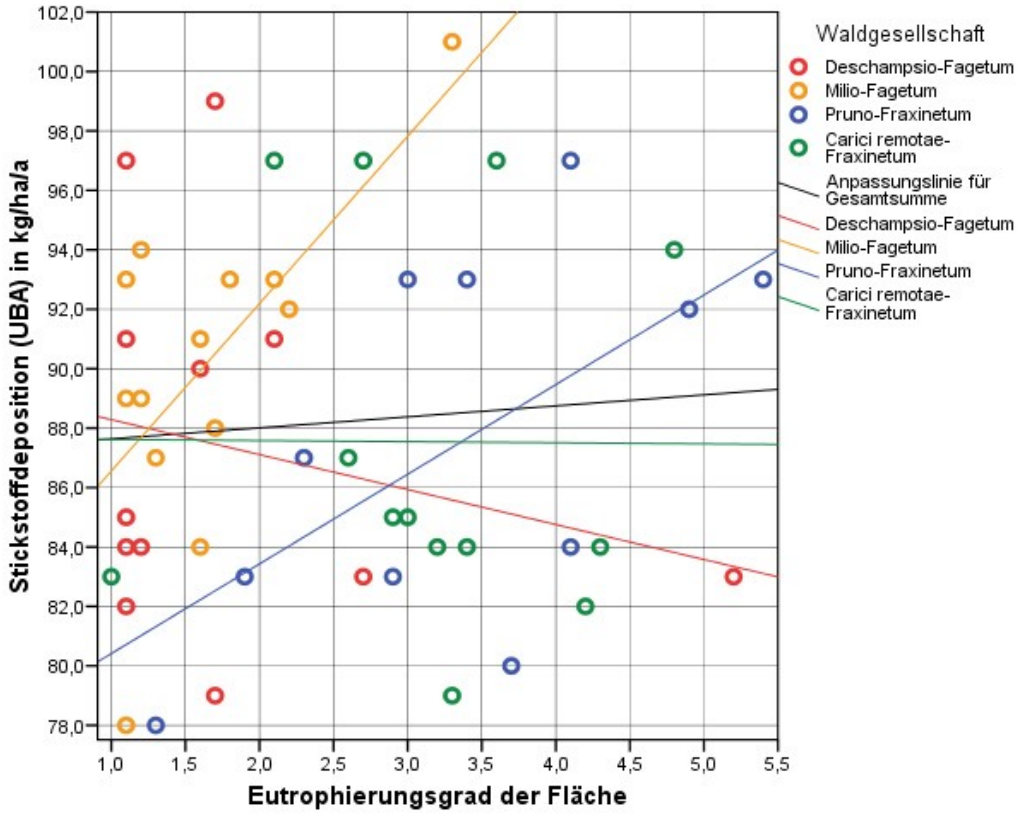


Abb. 47: Korrelation zwischen Depositionswerten des Umweltbundesamtes und Eutrophierungsgraden.

Tab. 32: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Stickstoffdeposition und Eutrophierungsgraden.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum	Milio-Fagetum	Pruno-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Gesamt-darstellung
Anzahl der Fälle (N)	12	13	11	13	49
Rangkorrelationskoeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. Stickstoffdeposition und Eutrophierungsgrad	-0,2	0,4	0,57	-0,18	0,08
Signifikanzwert (2-seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	46,1	82,1	93,4	44,6	42,4

9.2.6 Eutrophierungsgrade und Einfluss der umgebenden Biotoptypen

Die Anpassungslinie für die Gesamtsumme weist nur ein minimalen Gefälle auf, so dass sie einer Geraden sehr nahe kommt (s. Abb. 48). Auch der Rangkorrelationskoeffizient ist mit – 0,12 sehr schwach (s. Tab 33).

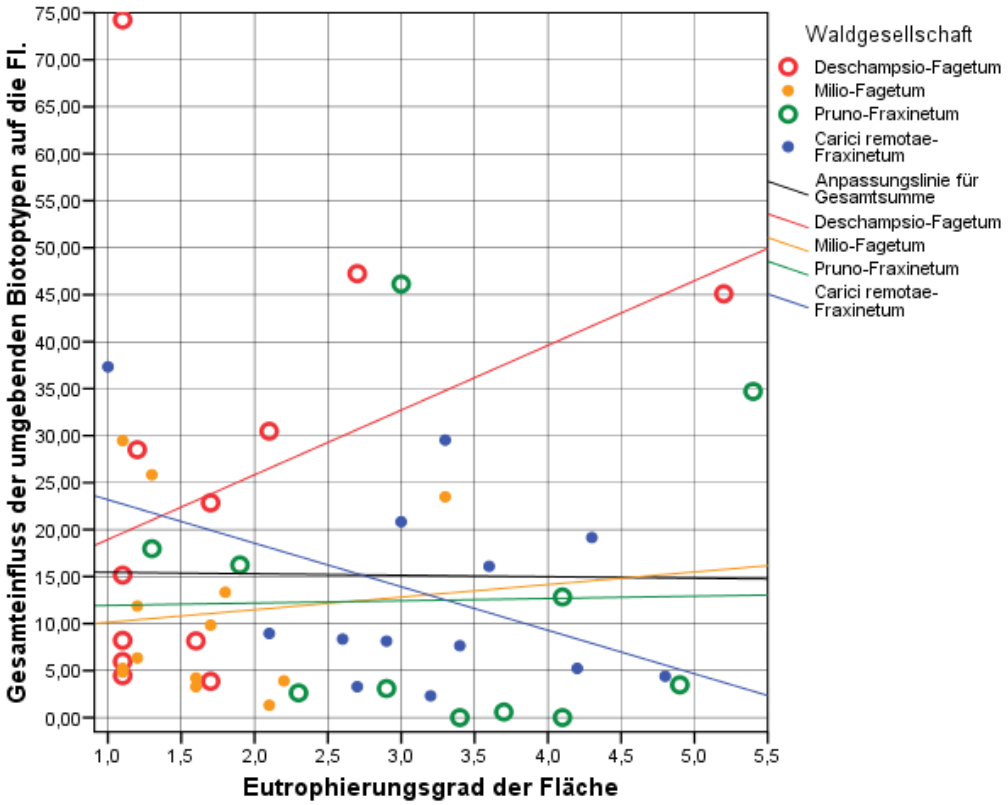


Abb. 48: Korrelation zwischen Gesamteinflüssen der umgebenden Biotoptypen auf die Fläche und Eutrophierungsgrad.

Tab. 33: Die Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Gesamteinflüssen der umgebenden Biotoptypen auf die Fläche und Eutrophierungsgrad.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum	Milio-Fagetum	Pruno-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Gesamt-darstellung
Anzahl der Fälle (N)	12	13	11	13	49
Rangkorrelationskoeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. Einfluss umgebender Biotoptypen und Eutrophierungsgrad.	0,38	- 0,21	- 0,11	- 0,23	-0,12
Signifikanzwert (2-seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	77,4	75,5	24,7	55,2	59,7

Fast keinen Zusammenhang haben die beiden Variablen auch beim Pruno–Fraxinetum. Die Anpassungslinie ist ebenfalls fast gradlinig und der Korrelationskoeffizient liegt bei –0,11. Alle anderen Zusammenhänge liegen im Bereich einer schwachen Korrelation (0,21 bis 0,38).

Beim Deschampsio–Fagetum sind der Einfluss der Biotoptypen und die Eutrophierungsgrade positiv korreliert, während beim Carici remotae–Fraxinetum und Milio–Fagetum die Korrelationen negativ sind. Die Anpassungslinie der beiden Variablen im Milio–Fagetum ist mit einem R^2 von 0,008 im Gegensatz zum Rang-korrelationskoeffizienten leicht positiv.

Obwohl die Korrelationen nicht sehr stark sind, bestehen in der Grundgesamtheit durchaus statistische Zusammenhänge zwischen angrenzenden Biotoptypen mit eventueller Stickstoffemission und den Eutrophierungsgraden. Hierfür sprechen die Signifikanzen mit Werten, die größtenteils weit über 50 % liegen, und im Falle des Deschampsio–Fagetums und Milio–Fagetums 77,4 bzw. 75,5 % erreichen. Lediglich der Signifikanzwert beim Pruno–Fraxinetum ist mit 24,7 % sehr viel niedriger.

9.2.7 Eutrophierungsgrade und Gefährdungsgrade

In den Buchen–Eichenwäldern wurden auf nur drei Probeflächen gefährdete Arten vorgefunden (s. IV Kap. 4). Dementsprechend schwierig sind Aussagen über die Zusammenhänge mit den Eutrophierungsgraden zu treffen (s. Abb. 49 und Tab. 34).

Die Anpassungslinie und der Rangkorrelationskoeffizient beim Deschampsio–Fagetum und Milio–Fagetum zeigt eine schwache positive Korrelation an, die aber durch die geringe Anzahl der gefährdeten Arten auch zufällig entstanden sein könnte.

Aufgrund der vielen gefährdeten Arten wesentlich aussagekräftiger, sind die Korrelationen der beiden Variablen in den Erlen–Eschenwäldern. Diese laufen genau entgegengesetzt. So sind Eutrophierungsgrad und Gefährdungsgrad beim Pruno–Fraxinetum schwach positiv korreliert (0,33), während beim Carici remotae–Fraxinetum eine negative Korrelation vorhanden ist (-0,32). Mit 70,8 % hat die negative Korrelation des Carici remotae-Fraxinetum den höchsten Signifikanzwert unter den Wald-gesellschaften. Damit steht ein niedriger Eutrophierungsgrad hier im Zusammenhang zu hohen Gefährdungsgraden.

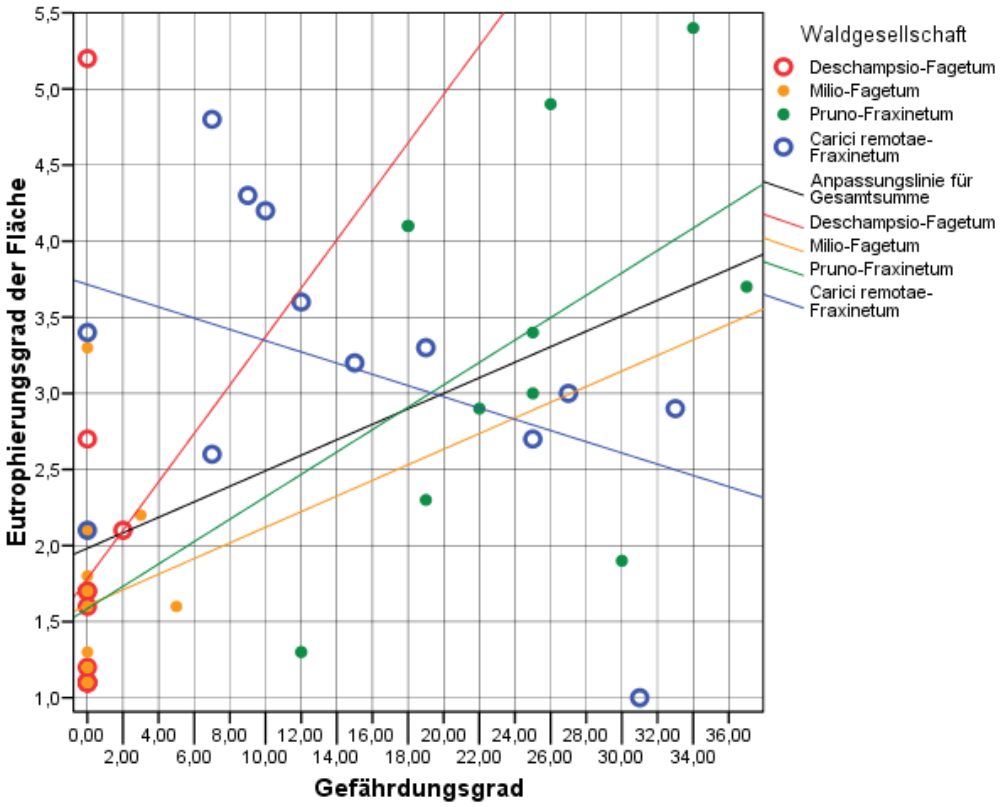


Abb. 49: Korrelation zwischen Eutrophierungs- und Gefährdungsgrad.

Ein absoluter Zusammenhang mit 100 % und damit hochsignifikant, besteht in der Gesamtsumme der vier Waldgesellschaften. Einen natürlich vorkommenden, höheren Nährstoffwert und ein hohes Artenreichtum in den Erlen–Eschenwäldern bestätigen eine hohe Signifikanz und passen zu einem Korrelationskoeffizienten von 0,55.

Tab. 34: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Eutrophierungs- und Gefährdungsgraden.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum	Milio-Fagetum	Pruno-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Gesamt-darstellung
Anzahl der Fälle (N)	12	13	11	13	49
Rangkorrelationskoeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. Eutrophierungs- und Gefährdungsgrad.	0,32	0,3	0,33	-0,32	0,55
Signifikanzwert (2-seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	68,6	67,2	67,8	70,8	100

9.3 Stickstoffdepositionen und andere Parameter

9.3.1 Stickstoffdepositionen und Einfluss der umgebenden Biotoptypen

Zwischen dem Stickstoffdepositionswert an der Probefläche und dem Gesamteinfluss der umgebenden Biotoptypen auf die Probefläche durch potentielle Stickstoffemission, ist ein Zusammenhang statistisch nur sehr schwach ausgeprägt (s. Abb. 50 und Tab. 35).

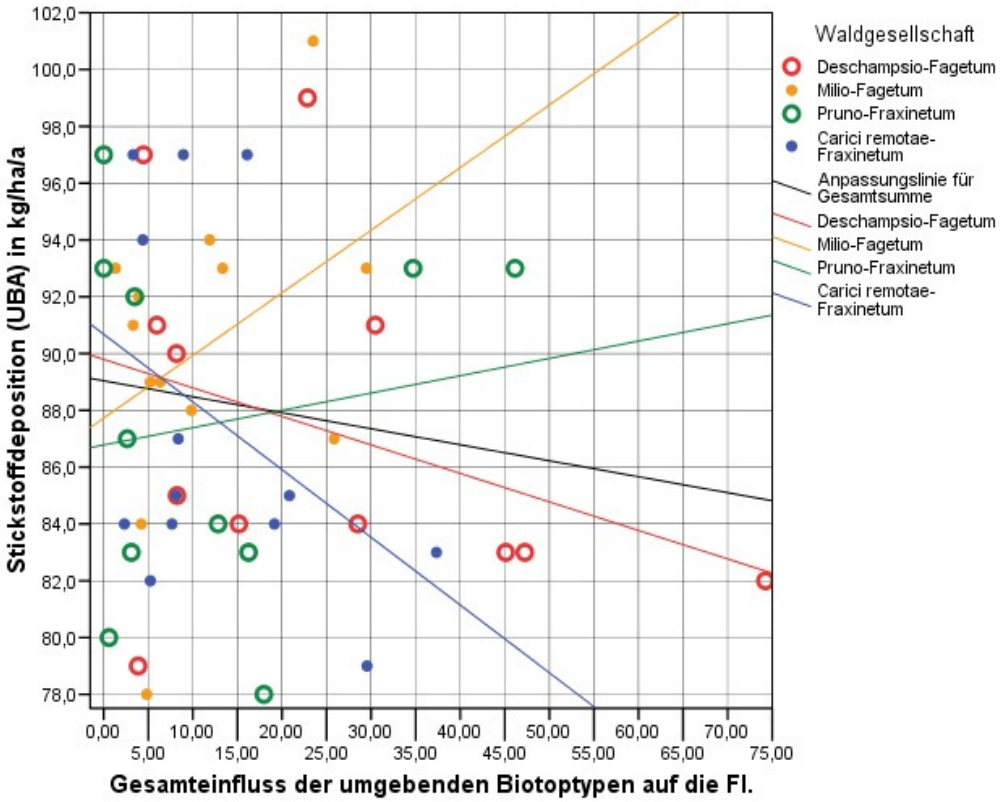


Abb. 50: Korrelation zwischen Stickstoffdeposition und Gesamteinfluss der umgebenden Biotoptypen.

Tab. 35: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Stickstoffdeposition und Gesamteinfluss der umgebenden Biotoptypen.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum	Milio-Fagetum	Pruno-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Gesamt-darstellung
Anzahl der Fälle (N)	12	13	11	13	49
Rangkorrelationskoeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. Deposition und Einfluss der umgebenden Biotoptypen	- 0,31	0,25	- 0,14	- 0,28	- 0,13
Signifikanzwert (2-seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	67,8	58,3	32,5	63,8	60,8

Die einzige positive schwache Korrelation (0,25) haben die beiden Variablen beim Milio–Fagetum. In der Grundgesamtheit ist ein Zusammenhang der beiden Variablen zu 58,3 % signifikant.
Alle anderen Waldgesellschaften und die Gesamtsumme haben eine sehr schwache bis schwach negative Korrelation (nach SPEARMANs Rho). Die Signifikanzwerte für einen Zusammenhang in der Grundgesamtheit haben eine Spanne von 32,5 bis 67,8 %.
Beim Pruno-Fraxinetum zeigt sich neben dem sehr schwachen negativen Rangkorrelationskoeffizienten ein sehr schwacher positiv linearer Zusammenhang zwischen den beiden Variablen mit einem R^2 von 0,022 (s. Anpassungslinie in Abb. 50).

9.3.2 Stickstoffdepositionen und Anzahl / Deckung der Säurezeiger

Die Mehrzahl der Anpassungslinien zeigt keine bzw. eine sehr schwache Korrelation (s. Abb 51 & 52). In der Gesamtsumme aller Waldgesellschaften liegt das R^2 bei 0,003 bezüglich der Anzahl der Säurezeiger, und bei 0,004 bezüglich der Deckung der Säurezeiger. Die Rangkorrelationskoeffizienten zeigen eine sehr schwache negative Korrelation von -0,03 bzw. -0,09 (s. Tab. 36).
Die Erlen-Eschenwälder haben aufgrund der von Natur aus basischen Bodenverhältnisse sehr viel weniger Säurezeiger als die Buchen–Eichenwälder. Häufig sind keine Säurezeiger bestimmt worden. Dementsprechend steiler und nur begrenzt aussagekräftig sind größtenteils Anpassungslinien und Korrelationskoeffizienten.
Das Pruno–Fraxinetum hat eine stärkere negative Korrelation mit hohen Signifikanzwerten (94,6 bzw 87,6 %) - im Gegensatz zum Carici remotae-Fraxinetum mit einer sehr schwach positiven Korrelation.
Stickstoffdepositionswerte und Säurezeiger haben bei den Buchen–Eichenwäldern durchweg nur sehr schwache bzw. schwache Korrelationen. Dies bestätigen die Anpassungslinien die einer Geraden häufig sehr nahe kommen.
Die Korrelationen liegen bis auf zwei sehr schwache negative Korrelationen (-0,08 und -0,06) im positiven Bereich. Die Signifikanz für einen Zusammenhang in der Grundgesamtheit liegt je nach Korrelation bei 9,8 bis 74 %.
Somit kann zusammenfassend für die Buchen–Eichenwälder gesagt werden, dass eine leichte statistische Tendenz die Aussage bestätigt: Je höher die Stickstoffdeposition, desto höher die Anzahl bzw. Deckung der Säurezeiger. Bei den Erlen–Eschenwäldern ist dieser Zusammenhang sehr viel weniger relevant. Es gibt hier sogar eine sehr schwache bis mittlere Tendenz zu einer negativen Korrelation zwischen diesen Variablen.

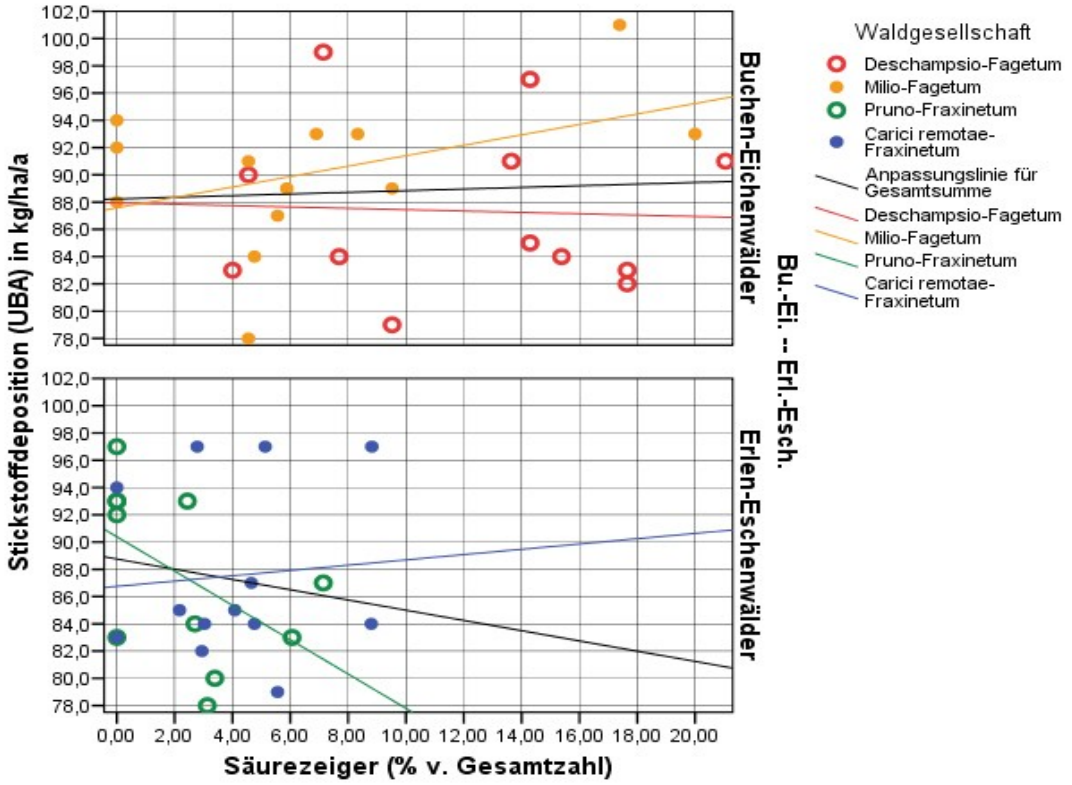


Abb. 51: Korrelation zwischen Stickstoffdeposition und Anzahl der Säurezeiger im Vergleich zur Gesamtartenzahl (%).

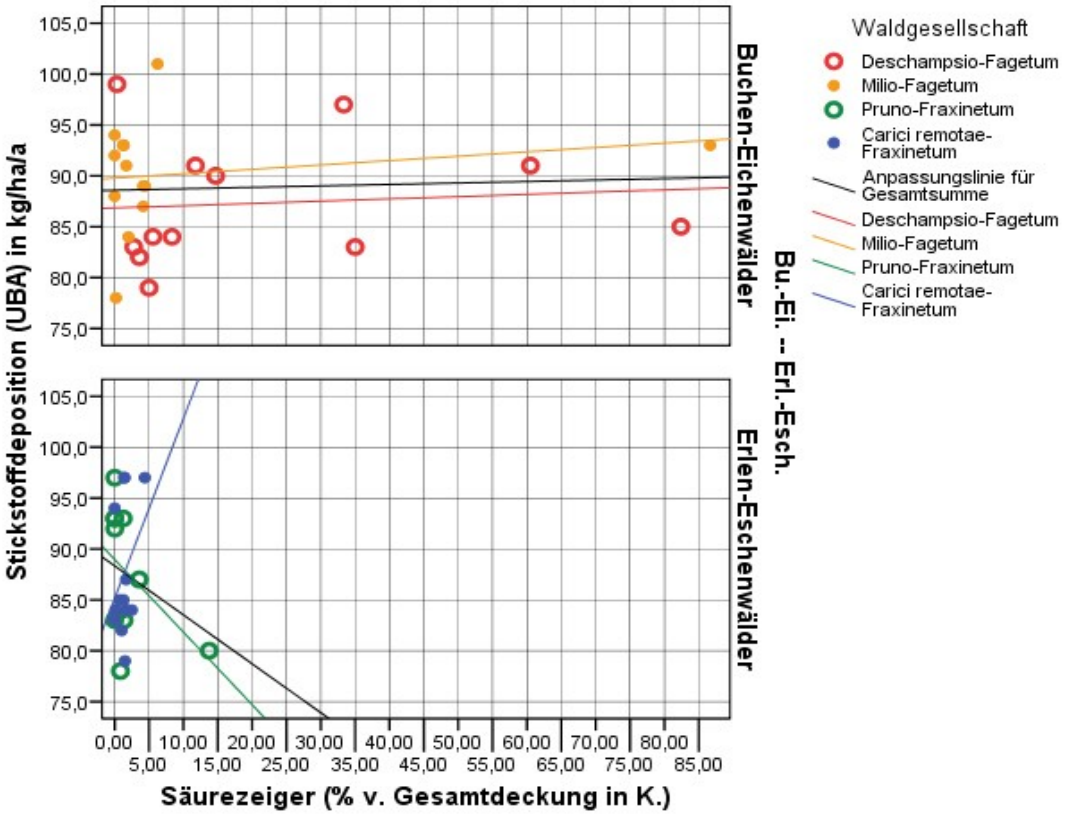


Abb. 52: Korrelation zwischen Stickstoffdeposition und Deckung der Säurezeiger im Vergleich zur Gesamtdeckung in der Krautschicht (%).

Tab. 36: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen Stickstoffdeposition und Anzahl der Säurezeiger bzw. Deckung der Säurezeiger (%).

Waldgesellschaft	**Anzahl / Deckung**	**Anzahl der Fälle** (N)	**Rangkorrelationskoeffizienten** (n. SPEARMANs Rho) zw. Stickstoffdeposition und Anzahl / Deckung der Säurezeiger	**Signifikanzwert** (2 -seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).
Deschampsio-Fagetum	An.	12	-0,08	19,4
	De.	12	0,25	56,6
Milio-Fagetum	An.	13	0,34	74
	De.	13	0,1	24,5
Buchen-Eichenwälder	An.	25	0,03	9,8
	De.	25	-0,06	20,5
Pruno-Fraxinetum	An.	11	-0,59	94,6
	De.	11	-0,49	87,6
Carici remotae-Fraxinetum	An.	13	0,05	13,6
	De.	13	0,2	49,5
Erlen-Eschenwälder	An.	24	-0,18	59,4
	De.	24	-0,1	37
Gesamt-darstellung	An.	49	-0,03	16,2
	De.	49	-0,09	43,7

Abkürzungen: An. = Anzahl im Vergleich zur Gesamtanzahl in %.
De. = Deckung im Vergleich zur Gesamtdeckung in %.

9.4 pH-Werte und andere Parameter

9.4.1 pH–Werte und austauschbare Kationen

9.4.1.1 pH–Werte und austauschbare Calciumionen

Die Anpassungslinien der Gesamtsumme zeigen einen starken statistischen Zusammenhang zwischen einem hohen pH–Wert und einem hohen Gehalt an austauschbaren Calciuimionen im Boden (s. Abb. 53 & 54). Mit einem Rangkorrelationskoeffizienten von 0,77 im OH- bzw. Ah1–Horizont und 0,81 im Ah- bzw. Ah2–Horizont gilt die Korrelation auf dem 0,01 Niveau als signifikant (s. Tab. 37). Ein statistischer Zusammenhang zwischen den beiden Variablen in der Grundgesamtheit ist mit einem Signifikanzwert von 100 % sicher.

Auch die Anpassungslinien der einzelnen Waldgesellschaften im OH- bzw. Ah1-Horizont zeigen eine positiven linearen Zusammenhang, wobei er beim Carici remotae–Fraxinetum sehr gering ausfällt (R^2: 0,004). Der Rangkorrelationskoeffizient ist hier sogar stark negativ (-0,6).

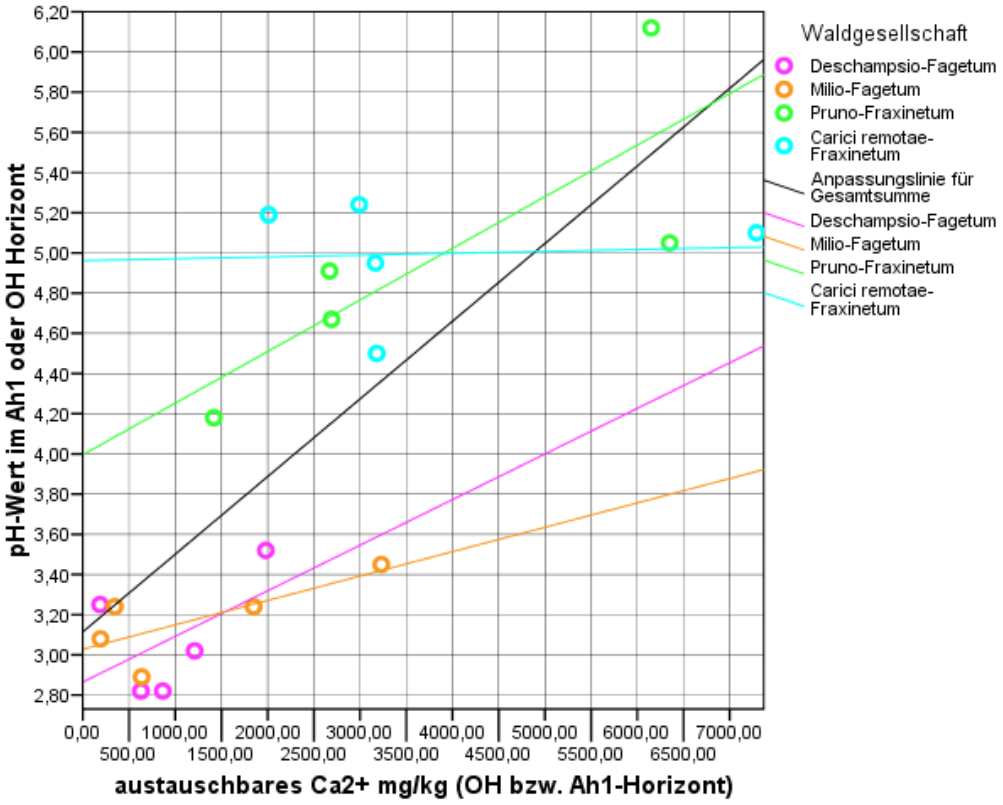


Abb. 53: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Calciumionen im OH- bzw. Ah1–Horizont.

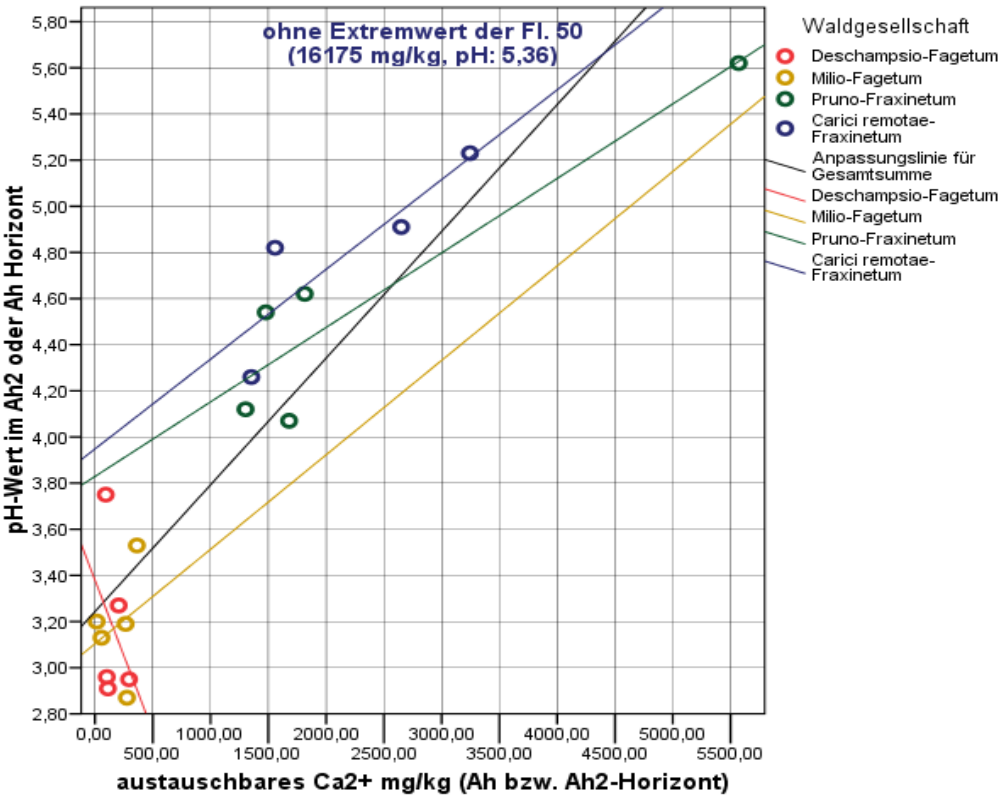


Abb. 54: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Calciumionen im Ah- bzw. Ah2–Horizont.

Stark bis sehr stark positiv sind die Korrelationen (n. SPEARMANs Rho) im Pruno–Fraxinetum und Milio–Fagetum (0,8 und 0,62). Hier sprechen auch die hohen Signifikanzwerte für einen Zusammenhang in der Grundgesamtheit (89,6 und 73,1 %).
Im Ah2–Horizont der Erlen–Eschenwälder sind der pH–Wert und die Calciumionen stark bis perfekt miteinander korreliert. Die perfekte positive Korrelation (n. SPEARMANs Rho) mit einem Wert von 1, erreichen die beiden Variablen im Carici remotae–Fraxinetum. Beim Pruno–Fraxinetum ist er etwas niedriger angesetzt, aber beschreibt mit 0,7 immer noch eine starke Korrelation.
Sehr schwach positive und mittelstark negative Zusammenhänge beschreiben die Rangkorrelationskoeffizienten im Ah- bzw. Ah2-Horizont des Buchen–Eichenwäldes. Die mittelstark negative Korrelation mit einem Wert von -0,5 zwischen dem pH–Wert und den Ca^{2+}-Ionen wurde im Deschampsio–Fagetum errechnet. Eine sehr schwache positive Korrelation besteht im Milio–Fagetum.

Tab. 37: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen pH–Wert und austauschbaren Calciumionen.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum		Milio–Fagetum		Pruno–Fraxinetum		Carici remotae-Fraxinetum		Gesamt-darstellung	
Horizont	OH	Ah	OH / Ah1	Ah / Ah2	Ah1	Ah2	Ah1	Ah2	OH / Ah1	Ah / Ah2
Anzahl der Fälle (N)	5	5	5	5	5	5	5	4	20	19
Rangkorrelations-koeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. pH–Wert und austauschbaren Ca^{2+}	0,36	-0,5	0,62	0,1	0,8	0,7	-0,6	1	0,77	0,81
Signifikanzwert (2-seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	44,7	60,9	73,1	12,7	89,6	81,2	71,5	100	100	100

9.4.1.2 pH–Werte und austauschbare Kaliumionen

Zwischen dem pH–Wert und den austauschbaren Kaliumionen besteht in der Gesamtsumme der Waldgesellschaften ein negativer Zusammenhang (s. Abb. 55 und 56). Diese Zusammenhänge sind schwach beim OH- bzw. Ah1–Horizont (-0,27) und sehr schwach beim Ah- bzw. Ah2–Horizont (-0,02) ausgeprägt (s. Tab. 38).

Der Signifikanzwert ist in den oberen Bodenhorizonten mit 75,1 % ungewöhnlich hoch. Bei anderen Signifikanzen wurde bei starken Korrelationen ein niedrigerer Wert errechnet.

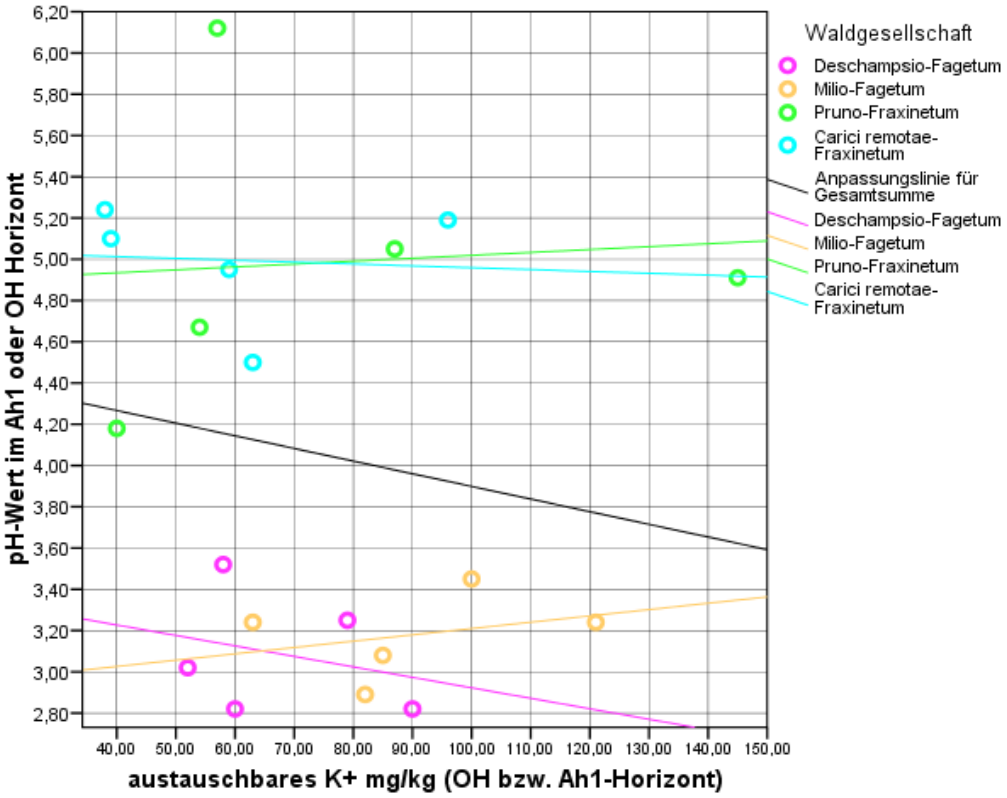


Abb. 55: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Kaliumionen im OH- bzw. Ah1–Horizont.

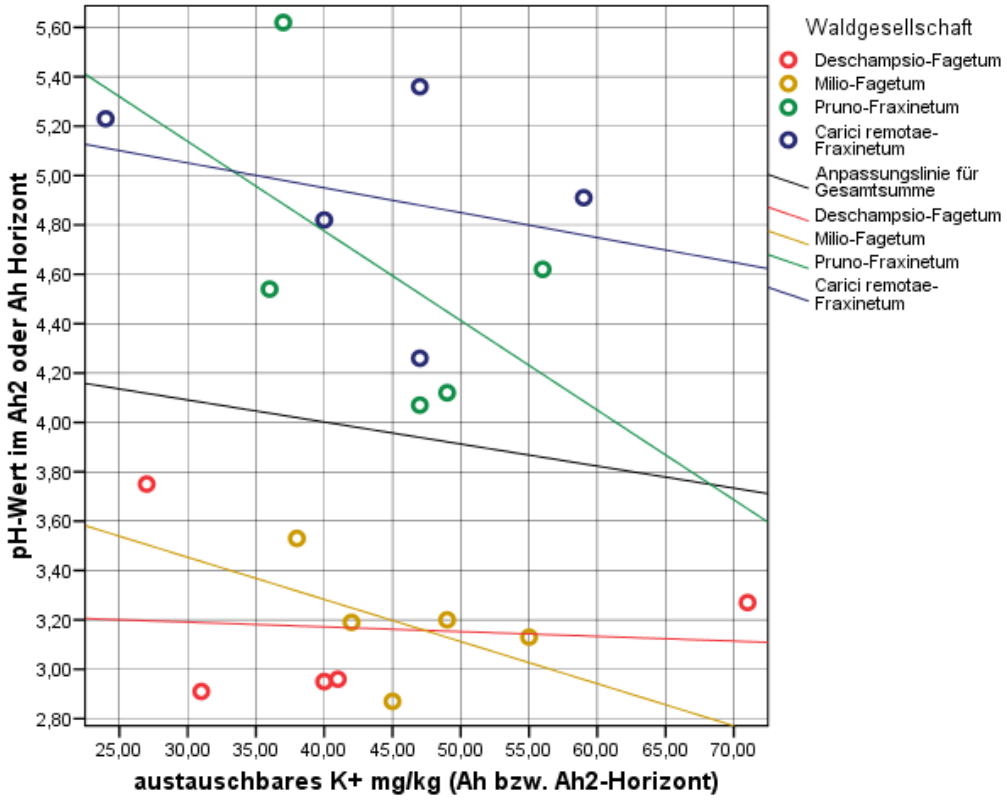


Abb. 56: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Kaliumionen im Ah- bzw. Ah2-Horizont.

Die Anpassungslinien für die Erlen–Eschenwälder in den oberen Bodenhorizonten weisen sehr geringe Steigungen oder Gefälle auf. Dies wird auch durch das Bestimmtheitsmaß R^2 mit einem Wert von 0,007 beim Pruno-Fraxinetum und 0,005 beim Carici remotae–Fraxinetum bestätigt. Wesentlich größer sind die Rangkorrelationskoeffizienten deren Werte bei 0,6 bzw. -0,4 liegen. Der Koeffizient 0,6 zeigt eine starke positive Korrelation (n. SPEARMANs Rho) zwischen den beiden Variablen im Pruno-Fraxinetum an. Die Wahrscheinlichkeit für einen Zusammenhang in der Grundgesamtheit liegt bei 71,5 %.

Im OH- bzw. Ah1-Horizont der beiden Gesellschaften der Buchen–Eichenwälder wurde der gleiche Wert des Koeffizienten (0,41) und der Signifikanz (50,7) errechnet. Unterschiedlich ist jedoch die Richtung der Korrelation.

Tab. 38: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen pH–Wert und austauschbaren Kaliumionen.

Waldgesellschaft	Deschampsi-Fagetum		Milio–Fagetum		Pruno–Fraxinetum		Carici remotae-Fraxinetum		Gesamt-darstellung	
Horizont	OH	Ah	OH / Ah1	Ah / Ah2	Ah1	Ah2	Ah1	Ah2	OH / Ah1	Ah / Ah2
Anzahl der Fälle (N)	5	5	5	5	5	5	5	5	20	20
Rangkorrelations-koeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. pH–Wert und austauschbaren K^+	-0,41	0	0,41	-0,5	0,6	-0,1	-0,4	-0,1	-0,27	-0,02
Signifikanzwert (2 -seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	50,7	0	50,7	60,9	71,5	12,7	49,5	13	75,1	5

In den unteren Bodenhorizonten sind alle Zusammenhänge der beiden Variablen negativ, bzw. beim Deschampsio–Fagetum liegt kein statistischer Zusammenhang (0) vor.

Die Erlen–Eschenwälder haben sehr schwache Korrelationen (-0,1) mit einem geringen Zusammenhang in der Grundgesamtheit (12,7 bis 13 %).

Das Milio–Fagetum zeigt mit -0,5, als einziges eine mittlere negative Korrelation (n. SPEARMANs Rho).

9.4.1.3 pH–Werte und austauschbare Magnesiumionen

Die Anpassungslinie für die Gesamtsumme zeigt eine positive lineare Korrelation, d.h. es gibt einen statistischen Zusammenhang zwischen einem steigenden pH–Wert und einem ansteigenden Gehalt an austauschbaren Mg^{2+}-Ionen (s. Abb. 57 & 58). Besonders der Rangkorrelationskoeffizient von 0,71 und der Signifikanzwert von 100 % im Ah- bzw. Ah2–Horizont, bestätigen eine stark positive Korrelation (s. Tab. 39).

Der Koeffizient für die oberen Bodenhorizonte ist mit 0,27 schwach. Allerdings ist der Signifikanzwert zur Wahrscheinlichkeit, ob zwischen dem pH–Wert und den austauschbaren Magnesiumionen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht, mit 74,1 % sehr hoch.

Die positiven Korrelationen zwischen den beiden Variablen sind in den Buchen–Eichenwäldern mit 0,41 bis 0,9 mittel- bis sehr stark. Im OH- bzw. Ah1–Horizont haben beide Gesellschaften den gleichen Koeffizienten und Signifikanzwert (0,41 und 50,7 %). In den unteren Bodenhorizonten sind die Korrelationen zwischen den beiden Variablen mit 0,6 und 0,9 wesentlich stärker. Die Signifikanzwerte für den Zusammenhang in der Grundgesamtheit ist mit 71,5 und 96,3 % ebenfalls hoch.

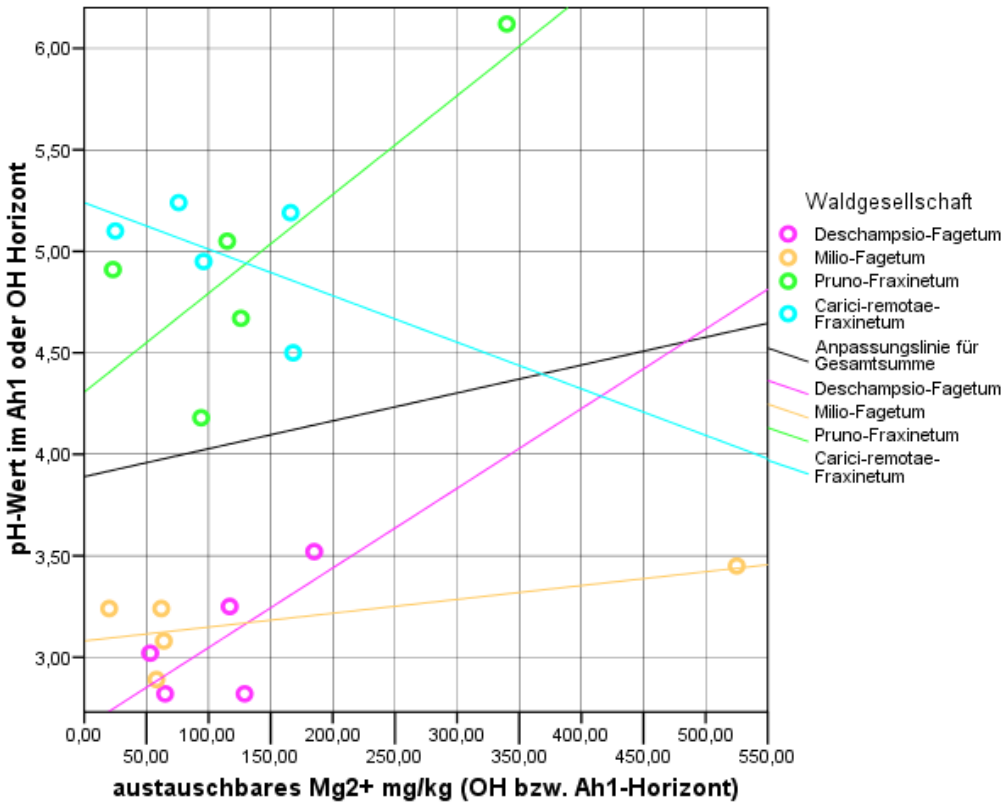


Abb. 57: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Magnesiumionen im OH- bzw. Ah1–Horizont.

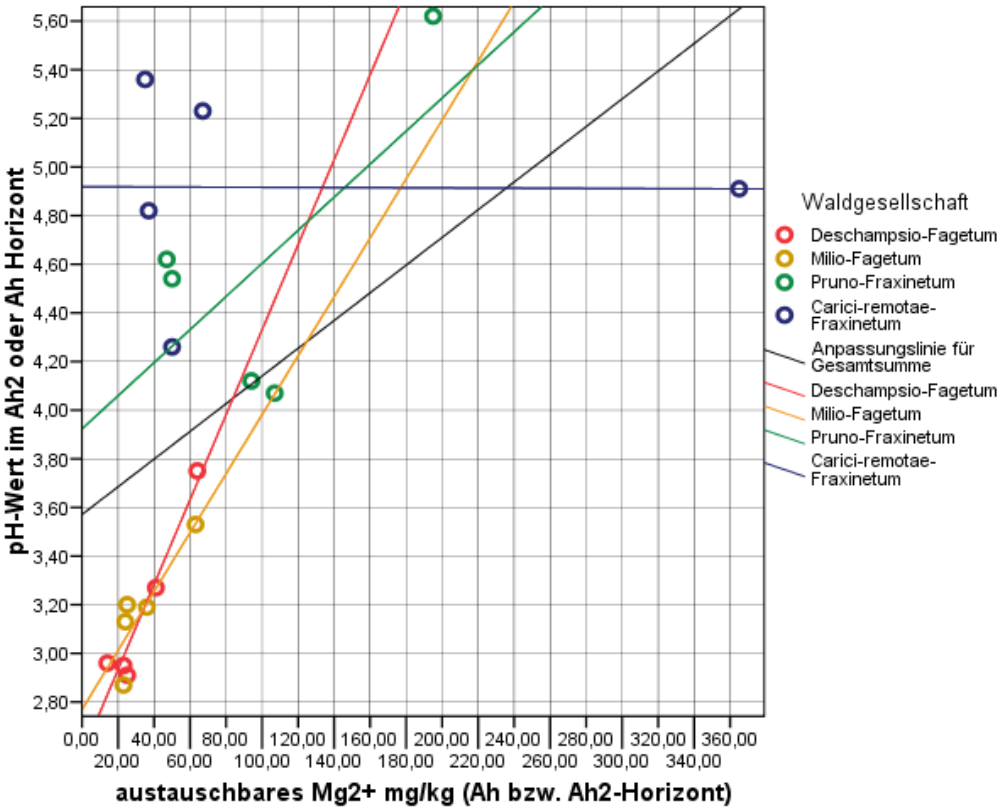


Abb. 58: Korrelation zwischen pH–Wert und austauschbaren Magnesiumionen im Ah- bzw. Ah2–Horizont.

Tab. 39: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen pH–Wert und austauschbaren Magnesiumionen.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum		Milio–Fagetum		Pruno–Fraxinetum		Carici remotae-Fraxinetum		Gesamt-darstellung	
Horizont	OH	Ah	OH / Ah1	Ah / Ah2	Ah1	Ah2	Ah1	Ah2	OH / Ah1	Ah / Ah2
Anzahl der Fälle (N)	5	5	5	5	5	5	5	5	20	20
Rangkorrelations-koeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. pH–Wert und austauschbaren Mg^{2+}	0,41	0,6	0,41	0,9	0,5	0	-0,5	-0,2	0,27	0,71
Signifikanzwert (2 -seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	50,7	71,5	50,7	96,3	60,9	0	60,9	25,3	74,1	100

Die positiven Korrelationen zwischen den beiden Variablen sind in den Buchen–Eichenwäldern mit 0,41 bis 0,9 mittel- bis sehr stark.

Im OH- bzw. Ah1–Horizont haben beide Gesellschaften den gleichen Koeffizienten und Signifikanzwert (0,41 und 50,7 %). In den unteren Bodenhorizonten sind die Korrelationen zwischen den beiden Variablen mit 0,6 und 0,9 wesentlich stärker. Die Signifikanzwerte für den Zusammenhang in der Grundgesamtheit ist mit 71,5 und 96,3 % ebenfalls hoch.

Die Erlen–Eschenwälder haben keine gleichgerichteten Korrelationen. Während der ph–Wert und der Gehalt der austauschbaren Magnesiumionen in den oberen Bodenhorizonten beim Pruno–Fraxinetum mit 0,5 positiv korreliert ist, haben die beiden Variablen beim Carici remotae–Fraxinetum mit dem gleichen Wert eine negative Korrelation. In den unteren Bodenhorizonten ist die Korrelation schwach negativ (-0,2) bzw. nicht vorhanden (0).

9.4.2 pH–Werte und durchschnittliche Ellenberg'sche Reaktionszahlen

Zwischen einem hohen pH–Wert und hohen Reaktionszahlen der Pflanzen (Ellenberg et al. 1992) gibt es erwartungsgemäß positive, mehrheitlich starke bis sehr starke statistische Zusammenhänge. Umgekehrt haben Probeflächen mit einem niedrigen pH–Wert häufiger Pflanzenarten mit einer niedrigen Reaktionszahl (s. Abb. 59).

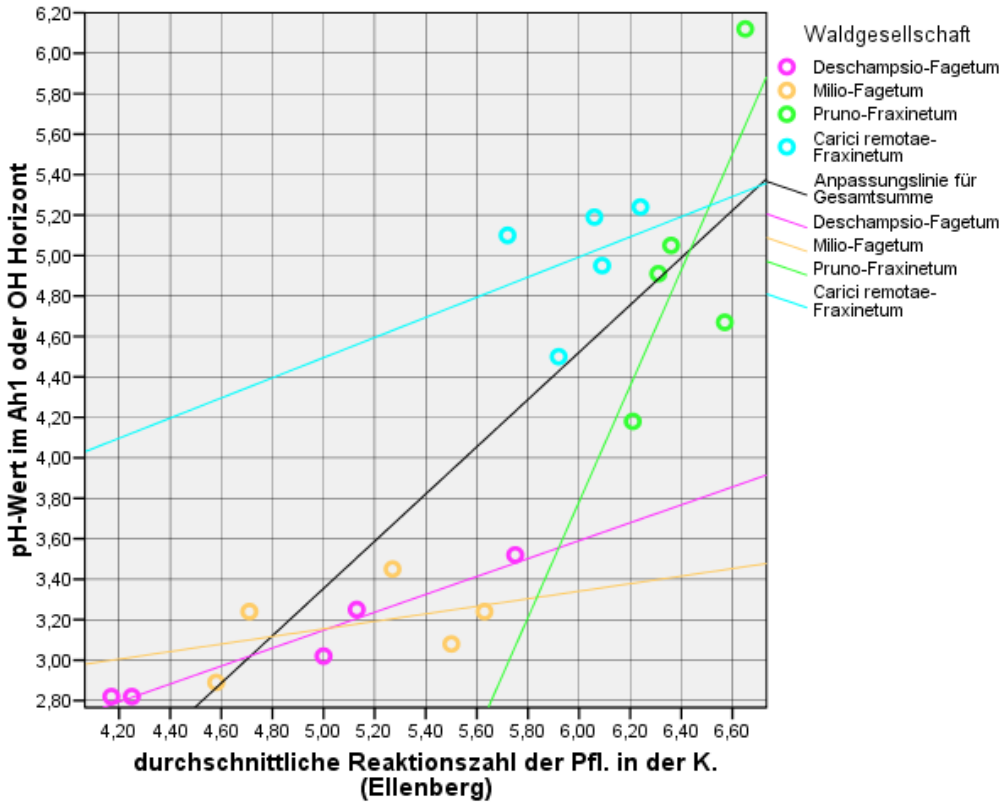


Abb. 59: Korrelation zwischen pH–Wert im OH- bzw. Ah1–Horizont und ellenberg'schen Reaktionszahlen (Ø) in der Krautschicht.

Tab. 40: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen pH–Wert im OH- bzw. Ah1–Horizont und ellenberg'schen Reaktionszahlen (Ø) in der Krautschicht.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum	Milio-Fagetum	Pruno-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Gesamt-darstellung
Anzahl der Fälle (N)	5	5	5	5	20
Rangkorrelationskoeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. pH–Werten im OH– bzw. Ah1–Horizont und Reaktionszahlen in der K. (Ø).	0,98	0,36	0,7	0,5	0,86
Signifikanzwert (2-seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	99,5	44,7	81,2	60,9	100

In der Gesamtsumme zeigen Anpassunglinie mit einem R^2 von 0,735 und der Rangkorrelationskoeffizient mit 0,86 eine sehr starke Korrelation (s. Tab. 40). Für die Grundgesamtheit besteht zu 100 % ein Zusammenhang zwischen den beiden Variablen.

Der pH–Wert und die Reaktionszahlen des Deschampsio–Fagetums sind mit einem Rangkorrelationskoeffizienten von 0,98 und einem Signifikanzwert von 99,5 % einer perfekten Korrelation sehr nahe.

Auch die beiden Variablen des Pruno–Fraxinetums zeigen eine starke Korrelation (0,7 und 81,2 %).

Im mittleren Bereich liegt der Koeffizient (n. SPEARMANs Rho) auf den Probeflächen des Carici remotae–Fraxinetums (0,5). Lediglich beim Milio–Fagetum sind die beiden Variablen mit einem Koeffizient von 0,36 und einem Signifikanzwert von 44,7 % schwach miteinander korreliert.

9.5 Austauschbare Kalium- und Magnesiumionen

Die leicht positiven Anpassungslinien (R^2: 0,002 und 0,037) und die leicht negativen Rangkorrelationskoeffizienten (-0,04) für die Gesamtsumme zeigen so gut wie keinen Zusammenhang zwischen den austauschbaren Kaliumionen und den austauschbaren Magnesiumionen (s. Abb. 60, 61 und Tab. 41).

Die Korrelationen in den oberen Bodenhorizonten der Erlen–Eschenwälder können positiv und negativ sein. Den stärksten Zusammenhang der beiden Variablen gibt es mit 0,8 im Carici remotae–Fraxinetum. Der Signifikanzwert ist mit 89,6 % entsprechend hoch. Beim Pruno–Fraxinetum haben die K^+-Ionen mit den Mg^{2+}-Ionen nur eine schwach negative Korrelation von -0,3.

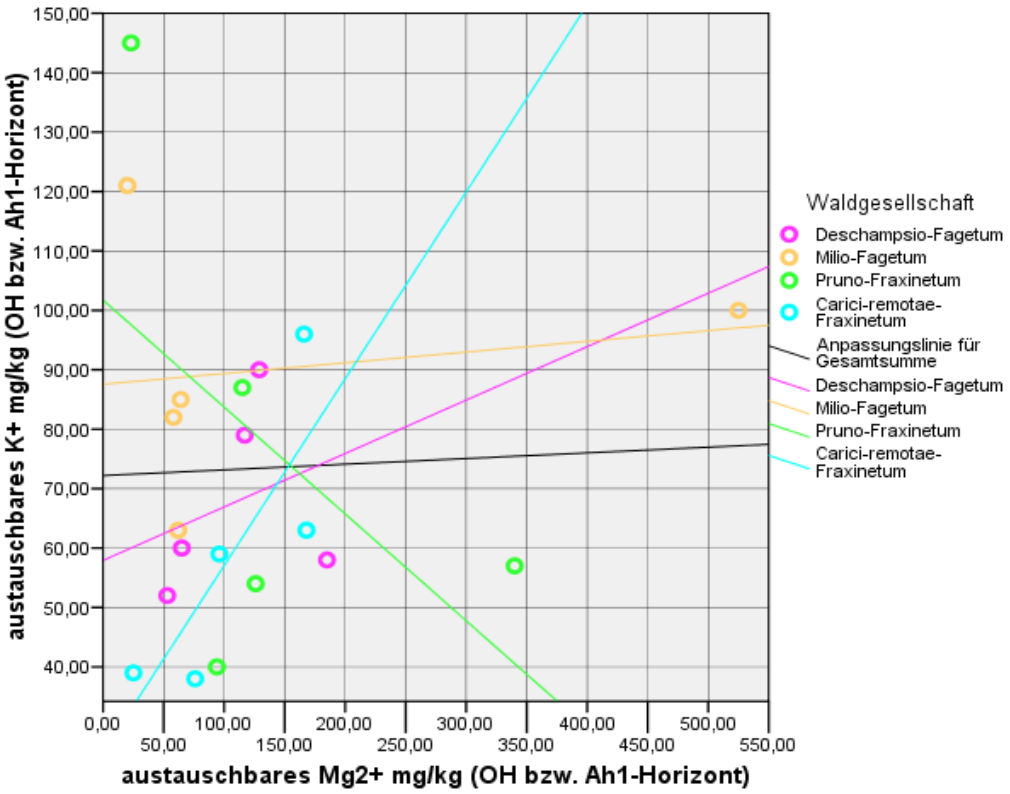


Abb. 60: Korrelation zwischen austauschbaren Kalium- und Magnesiumionen im OH- bzw. Ah1–Horizont.

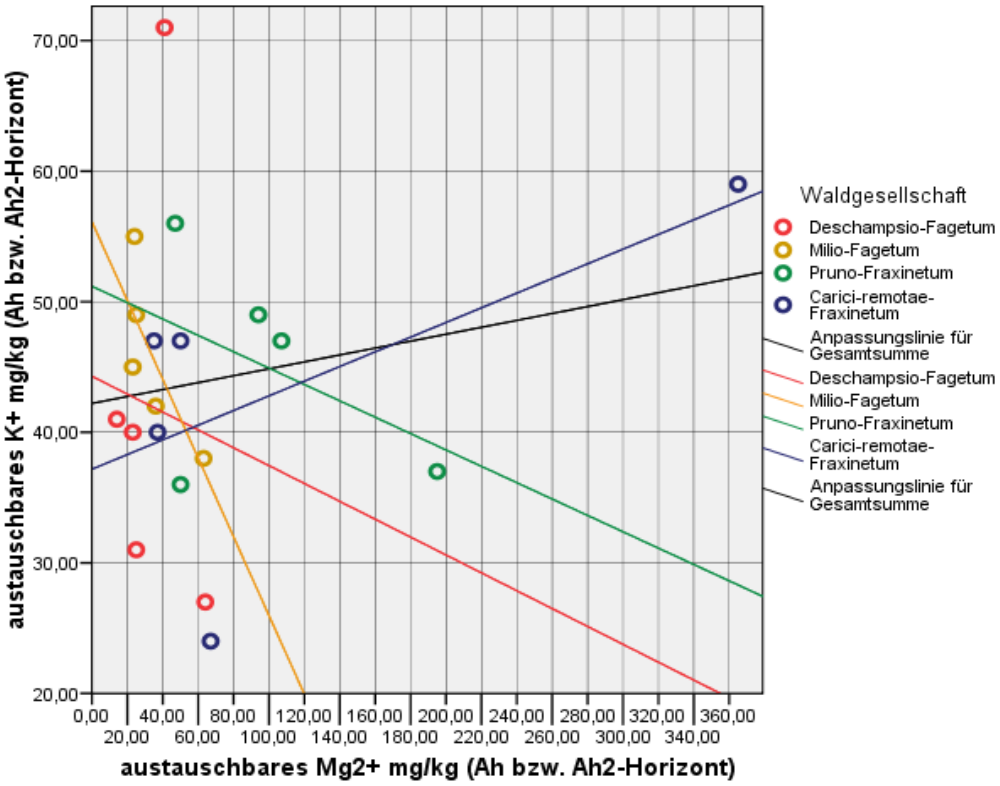


Abb. 61: Korrelation zwischen austauschbaren Kalium- und Magnesiumionen im Ah- bzw. Ah2–Horizont.

Tab. 41: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen austauschbaren Kalium- und Magnesiumionen.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum		Milio–Fagetum		Pruno–Fraxinetum		Carici remotae-Fraxinetum		Gesamt-darstellung	
Horizont	OH	Ah	OH / Ah1	Ah / Ah2	Ah1	Ah2	Ah1	Ah2	OH / Ah1	Ah / Ah2
Anzahl der Fälle (N)	5	5	5	5	5	5	5	5	20	20
Rangkorrelations-koeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. austauschbaren K^+ und Mg^{2+}	0,4	-0,4	-0,1	-0,7	-0,3	-0,4	0,8	0,21	-0,04	-0,04
Signifikanzwert (2 -seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	49,5	49,5	12,7	81,2	37,6	49,5	89,6	25,9	1,3	14,3

Die beiden Variablen der Buchen–Eichenwälder im OH- bzw. Ah1–Horizont, haben beim Milio–Fagetum einen sehr schwach negativen Koeffizienten (-0,1) und beim Deschampsio–Fagetum ist er mit 0,4 im mittleren Bereich positiv. Im Gegensatz zum Koeffizienten zeigt die Anpassungslinie für die Variablen im Milio–Fagetum einen leicht positiven linearen Zusammenhang (R^2: 0,031).

Austauschbares Kalium und Magnesium sind in den unteren Bodenhorizonten mehrheitlich mittelstark bis stark negativ miteinander korreliert (-0,4 und -0,7). Es gibt hier also einen statistischen Zusammenhang zwischen steigenden Kaliumgehalten und abfallenden Magnesiumgehalten. Die Signifikanz für einen Zusammenhang in der Grundgesamtheit liegt bei 49,5 und 81,2 %. Die Ausnahme bildet hier das Carici remotae–Fraxinetum in dem die beiden Variablen schwach positiv miteinander korreliert sind (0,21).

9.6 C/N–Verhältnisse und andere Parameter

9.6.1 C/N–Verhältnisse und austauschbare Kationen

Zwei Extremwerte wurden für die Darstellung der Zusammenhänge der Variablen nicht berücksichtigt. Dies betrifft ein C/N-Verhältnis im Pruno–Fraxinetum und ein C/N-Verhältnis im Deschampsio–Fagetum, die mit 1:4 und 1:2 im Ah1- bzw. Ah-Horizont extrem niedrig sind.

9.6.1.1 C/N–Verhältnisse und austauschbare Calciumionen

Der sehr hohe Calciumwert (16175 mg/kg) im Ihlower Forst (Ah2–Horizont) geht in die folgenden Berechnungen nicht mit ein.

Der Zusammenhang zwischen dem C/N-Verhältnis und den austauschbaren Calciumionen ist in der Gesamtsumme negativ. Die Anpassungslinien in den Abbildungen 62 und 63 zeigen einen schwachen linearen negativen Zusammenhang (R^2: 0,2 und 0,21). Eine wesentlich stärkerer Zusammenhang ergibt sich bei der Rangkorrelation. So liegen die Koeffizienten (n. SPEARMANs Rho) bei -0,48 und -0,76, und haben Signifikanzwerte für den Zusammenhang in der Grundgesamtheit von 96 und 100 % (s. Tab. 42). Die Korrelation gilt damit auf dem 0,05 bzw. 0,01 Niveau als signifikant. Es gibt also einen statistischen Zusammenhang zwischen niedrigen C/N-Verhältnissen und hohen Gehalten an austauschbaren Calciumionen.

Perfekte Korrelationen gibt es zwischen den beiden Variablen im Deschampsio-Fagetum. In den oberen Bodenhorizonten sind C/N-Verhältnis und Calciumgehalt mit dem Koeffizienten 1 perfekt positiv korreliert, während in den unteren Horizonten eine perfekte negative Korrelation vorhanden ist (-1).

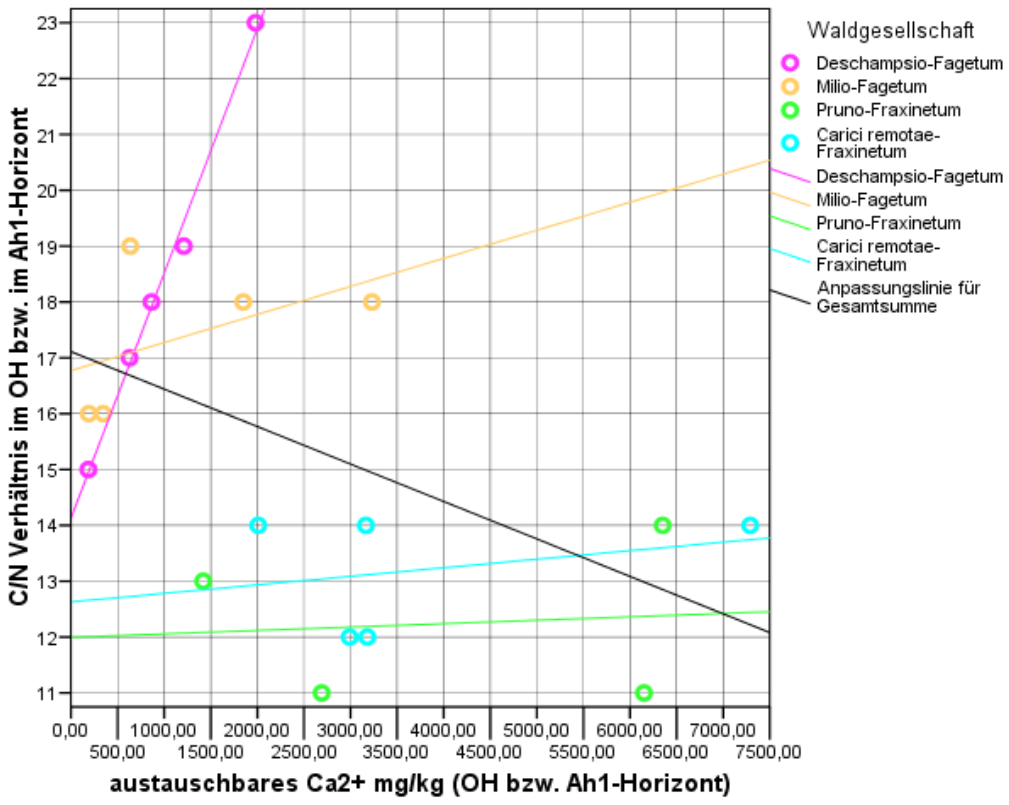


Abb. 62: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Ca^{2+} im OH- bzw. Ah1–Horizont.

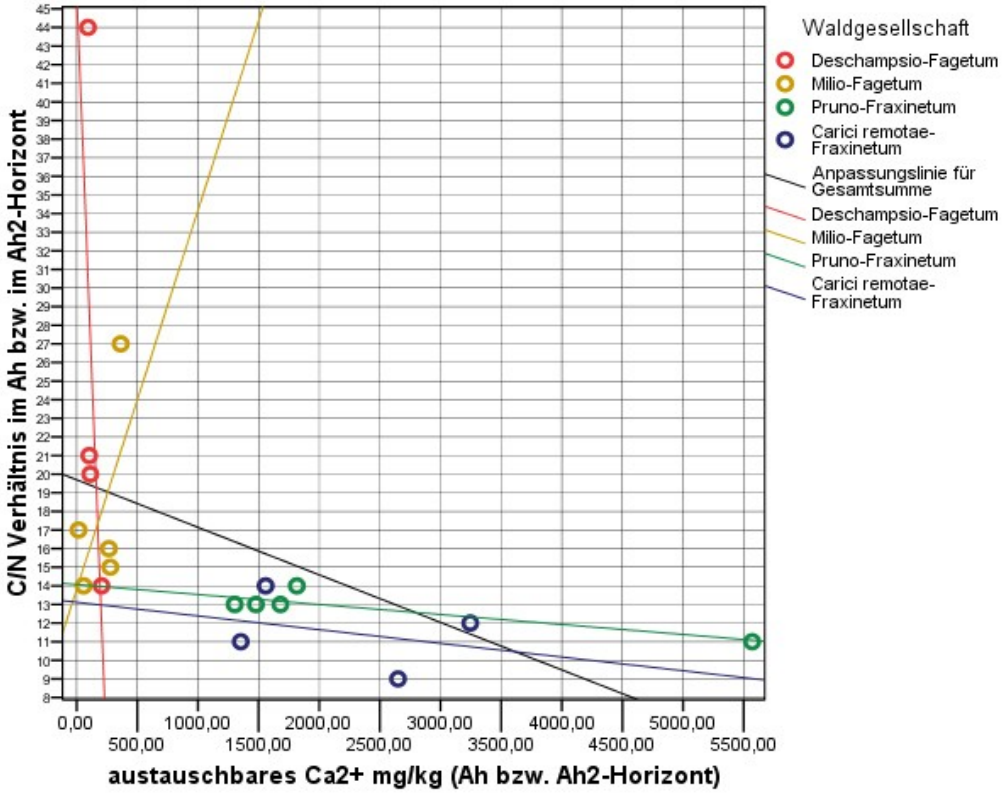


Abb. 63: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Ca^{2+} im Ah- bzw. Ah2–Horizont.

Tab. 42: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Ca^{2+}.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum		Milio–Fagetum		Pruno–Fraxinetum		Carici remotae-Fraxinetum		Gesamt-darstellung	
Horizont	OH	Ah	OH / Ah1	Ah / Ah2	Ah1	Ah2	Ah1	Ah2	OH / Ah1	Ah / Ah2
Anzahl der Fälle (N)	5	4	5	5	4	5	5	4	19	18
Rangkorrelations-koeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. C/N-Verhältnis und austauschbaren Ca^{2+}	1	-1	0,63	0,3	0,32	-0,22	0	0	-0,48	-0,76
Signifikanzwert (2 -seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	100	100	74,8	37,6	31,6	28,2	0	0	96	100

Keine Korrelation gibt es hingegen bei den beiden Variablen im Carici remotae–Fraxinetum. In beiden Horizonten zeigt der Rangkorrelationskoeffizient den Wert 0 an.

C/N-Verhältnis und Calciumgehalt sind im Pruno–Fraxinetum nur schwach miteinander korreliert. Im Ah1–Horizont ist sie mit 0,32 schwach positiv, im Ah2–Horizont mit -0,22 schwach negativ.

Die beiden Variablen im Milio–Fagetum haben einen stark positiven Zusammenhang in den oberen Bodenhorizonten (0,63), der auch in der Grundgesamtheit mit einer hohen Wahrscheinlichkeit anzunehmen ist (74,8 %). In den unteren Bodenhorizonten ist dieser Zusammenhang nur schwach ausgebildet (0,3).

9.6.1.2 C/N – Verhältnisse und austauschbare Kaliumionen

Die Anpassungslinien sind in den beiden Horizonten größtenteils entgegengesetzt. Im OH- bzw. Ah1–Horizont sind die Korrelationen, bis auf eine Ausnahme im Deschampsio–Fagetum, schwach positiv. In den unteren Horizonten ist dieser Zusammenhang meistens stark negativ (s. Abb. 64 und 65).

Einen etwas stärkeren positiven Zusammenhang (n. SPEARMANs Rho) zwischen dem C/N- Verhältnis und den austauschbaren Kaliumionen in den oberen Horizonten gibt es mit 0,41 in der Gesamtsumme. In der Grundgesamtheit besteht mit einer Wahrscheinlichkeit von 91,8 % ein Zusammenhang zwischen den beiden Variablen (s. Tab 43).

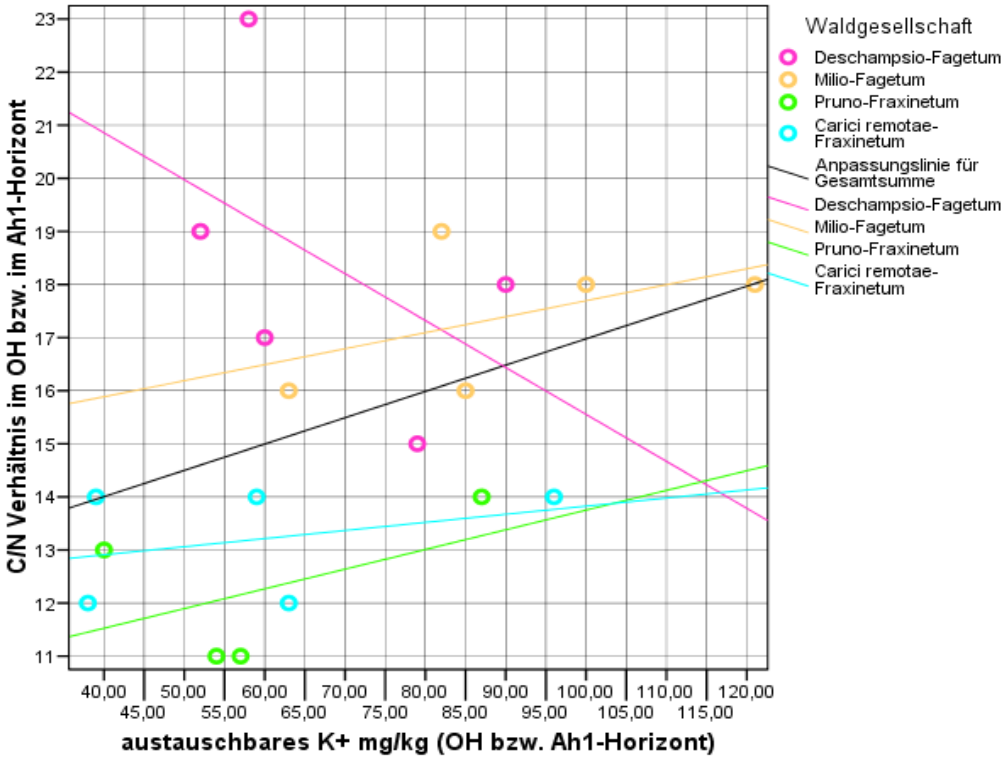


Abb. 64: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren K^+ im OH- bzw. Ah1–Horizont.

Die negative Korrelation der beiden Variablen im Deschampsio–Fagetum ist mit -0,6 relativ stark ausgeprägt. Dennoch ist der Signifikanzwert vergleichsweise niedrig (71,5 %).

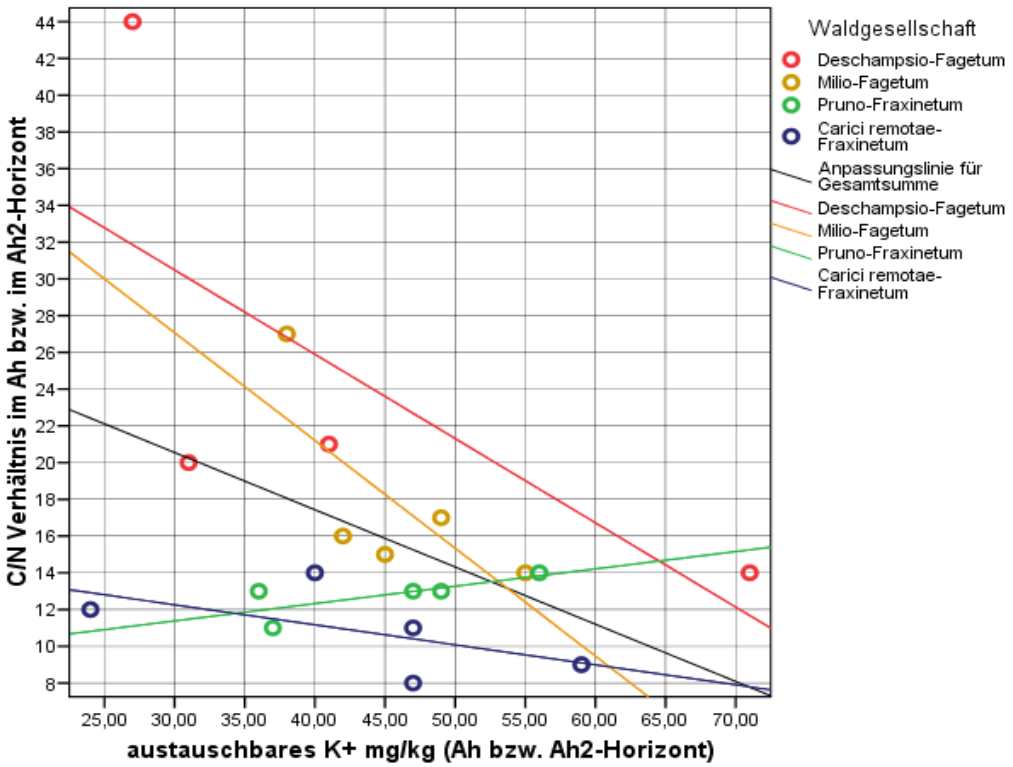


Abb. 65: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren K^+ im Ah- bzw. Ah2–Horizont.

Tab. 43: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren K^+.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum		Milio–Fagetum		Pruno–Fraxinetum		Carici remotae-Fraxinetum		Gesamt-darstellung	
Horizont	OH	Ah	OH / Ah1	Ah / Ah2	Ah1	Ah2	Ah1	Ah2	OH / Ah1	Ah / Ah2
Anzahl der Fälle (N)	5	4	5	5	4	5	5	5	19	19
Rangkorrelations-koeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. C/N-Verhältnis und austauschbaren K^+	-0,6	-0,8	0,26	-0,7	0,32	0,67	0,29	-0,72	0,41	-0,27
Signifikanzwert (2 -seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	71,5	80	33,2	81,2	31,6	78,5	36,2	82,8	91,8	73,1

In den unteren Bodenhorizonten gibt es mit Rangkorrelationskoeffizienten von -0,7 bis -0,8 in drei von vier Waldgesellschaften einen starken Zusammenhang zwischen einem niedrigen C/N-Verhältnis und einem hohen Gehalt der austauschbaren Kaliumionen. Ein Zusammenhang in der Grundgesamtheit besteht mit einer Wahrscheinlichkeit von 80 bis 82,8 %. Die Gesamtsumme zeigt eine schwach negative Korrelation von -0,27 mit einer vergleichsweise hohen Signifikanz für die Grundgesamtheit (73,1 %).
Lediglich im Pruno–Fraxinetum ist die Korrelation mit einem Signifikanzwert von 78,5 % stark positiv (0,67).

9.6.1.3 C/N–Verhältnisse und austauschbare Magnesiumionen

Die Abbildung 66 zeigt in den oberen Horizonten meistens nur sehr schwache Korrelationen. Dies wird ebenfalls durch das Bestimmtheitsmaß (R^2 linear) für die Anpassungslinien, die eine Spanne zwischen 0,045 und 0,361 haben, bestätigt.
Auch die Rangkorrelationskoeffizienten zeigen größtenteils eine schwache Korrelation an (s. Tab. 44). Lediglich die beiden Variablen im Pruno–Fraxinetum des Ah1–Horizontes zeigen mit -0,74 eine starke negative Rangkorrelation an.
Bis auf die schwach positive Rangkorrelation im Deschampsio–Fagetum sind im OH- bzw. Ah1–Horizont alle Korrelationen negativ.
Besonders in der Gesamtsumme zeigt sich hier, neben den beiden Variablen im Pruno–Fraxinetum, ein hoher Signifikanzwert von 71,6 %.
In der Gesamtsumme gibt es in beiden Horizonten eine negative Korrelation, also einen Zusammenhang zwischen einem niedrigen C/N-Verhältniss und einem hohen Gehalt an austauschbaren Magnesiumionen. Hierbei ist diese Korrelation mit -0,48 und einem Signifikanzwert von 96,2 %, im Ah- bzw. Ah2–Horizont wesentlich stärker, und gilt auf den 0,05 Niveau als signifikant.
In den einzelnen Waldgesellschaften zeigen die beiden Variablen in den unteren Horizonten ein zweigeteiltes Bild (s. Abb. 67). Die beiden Variablen der Buchen–Eichenwälder zeigen positive Korrelation, während die Korrelationen in den Erlen–Eschenwäldern eher im negativen Bereich liegen. Rangkorrelationkoeffizienten nahe 1 sind bei den Zusammenhängen im Milio–Fagetum und Pruno–Fraxinetum errechnet worden (0,8 und -0,89). Hier sind auch die Wahrscheinlichkeiten für einen Zusammenhang in der Grundgesamtheit mit 89,6 und 95,9 % entsprechend hoch.
Schwach und sehr schwach positive Rangkorrelationen zeigen die beiden Variablen im Deschampsio–Fagetum und Carici remotae–Fraxinetum (0,1 und 0,2).

Die Anpassungslinien zeigen hier einen etwas anderen liniaren Zusammenhang, der im Deschampsio–Fagetum stärker positiv, und im Carici remotae–Fraxinetum leicht negativ ist.

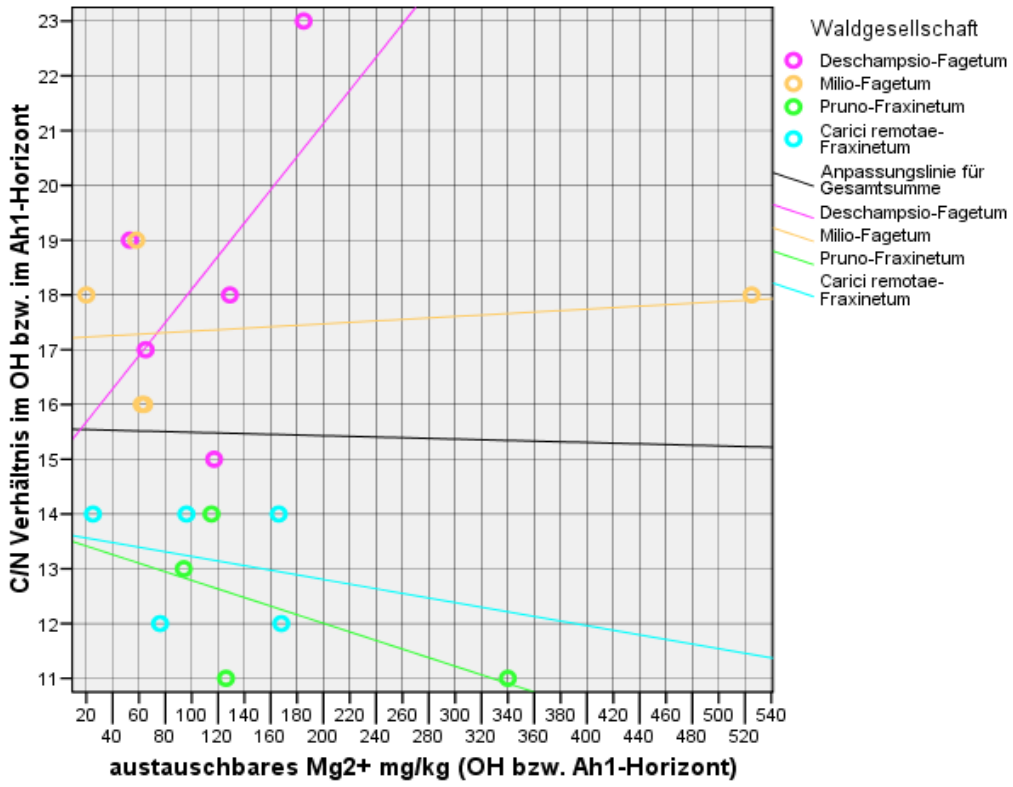


Abb. 66: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Mg^{2+} im OH- bzw. Ah1–Horizont.

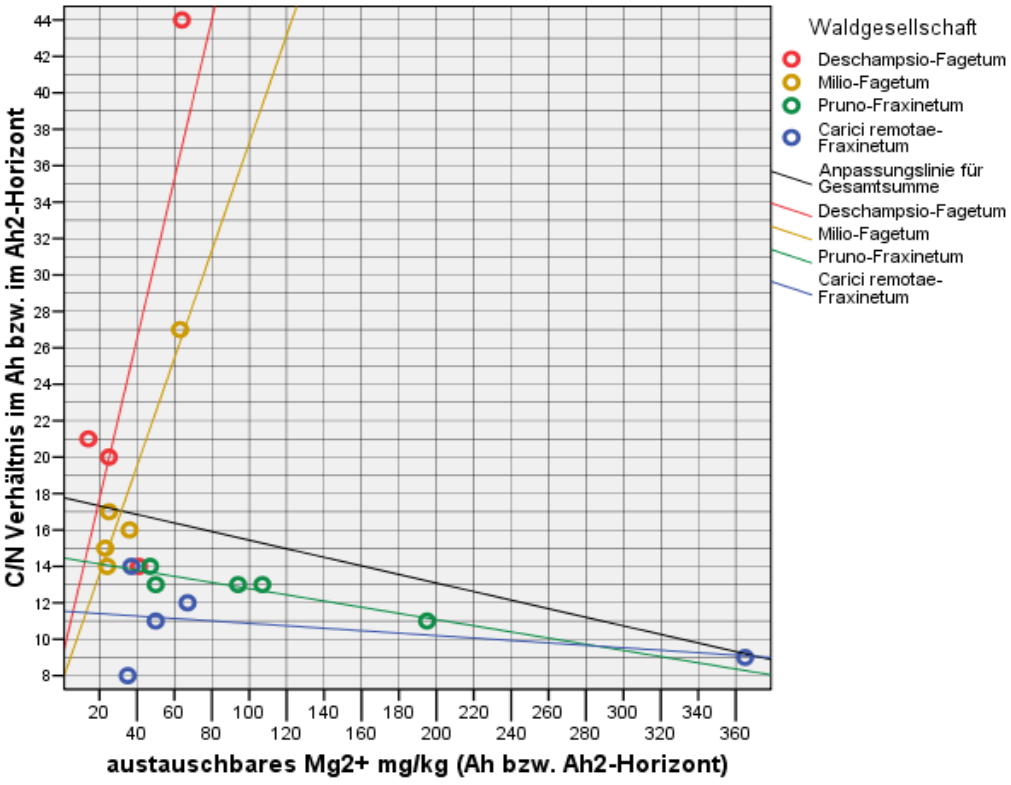


Abb. 67: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Mg^{2+} im Ah-bzw. Ah2–Horizont.

Tab. 44: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen C/N-Verhältnissen und austauschbaren Mg^{2+}.

Waldgesellschaft	Deschampsi-Fagetum		Milio–Fagetum		Pruno–Fraxinetum		Carici remotae-Fraxinetum		Gesamt-darstellung	
Horizont	OH	Ah	OH / Ah1	Ah / Ah2	Ah1	Ah2	Ah1	Ah2	OH / Ah1	Ah / Ah2
Anzahl der Fälle (N)	5	4	5	5	4	5	5	5	19	19
Rangkorrelations-koeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. C/N-Verhältnis und austauschbaren Mg^{2+}	0,3	0,2	-0,37	0,8	-0,74	-0,89	-0,29	0,1	-0,26	-0,48
Signifikanzwert (2 -seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	37,6	20	55,9	89,6	73,8	95,9	36,2	12,7	71,6	96,2

9.6.2 C/N–Verhältnisse und durchschnittliche ellenberg'sche Stickstoffzahlen.

In der Gesamtsumme sind das C/N-Verhältnis und die mittlere Stickstoffzahl (Ellenberg et al. 1992) der Pflanzen in der Krautschicht negativ miteinander korreliert (-0,4) (s. Abb. 68 und Tab. 45).

Eine hohe Wahrscheinlichkeit für einen Zusammenhang in der Grundgesamtheit belegt der Signifikanzwert von 91,3 %. Auch ein einseitiger Test, ob beide Variablen negativ miteinander korrelieren, bestätigt und übertrifft sogar noch diesen Wert um 4,4 %. Damit ist diese Korrelation auf dem 0,05 Niveau signifikant.

Nicht so eindeutig sind die Ergebnisse in den einzelnen Waldgesellschaften. Hier gibt es sowohl negative als auch positive Korrelationen. Eine besonders starke positive Korrelation mit einem hohen Signifikanzwert wurde bei den beiden Variablen im Carici remotae–Fraxinetum errechnet (0,87 und 94,2 %). In einem, mit 0,4 eher schwachen Bereich, liegt der Rangkorrelationkoeffizient im Deschampsio–Fagetum.

Die negativen Rangkorrelationen beim Pruno-Fagetum und Milio-Fagetum zeigen einen schwachen (-0,32) bis mittelstarken (-0,58) Zusammenhang.

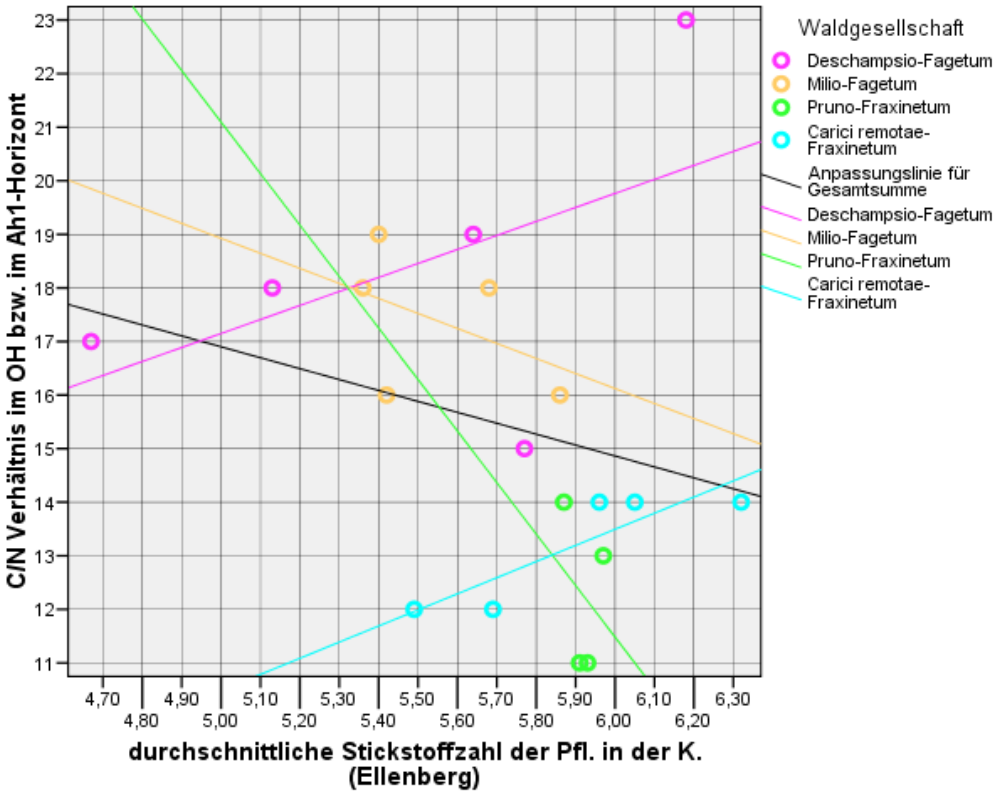


Abb. 68: Korrelation zwischen C/N-Verhältnissen im OH- bzw. Ah1–Horizont und ellenberg'schen Reaktionszahlen (Ø) in der Krautschicht.

Tab. 45: Rangkorrelationskoeffzienten und Signifikanzwerte zwischen C/N-Verhältnis im OH-bzw. Ah1–Horizont und ellenberg'schen Stickstoffzahlen (Ø) in der Krautschicht.

Waldgesellschaft	Deschampsio-Fagetum	Milio-Fagetum	Pruno-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Gesamt-darstellung
Anzahl der Fälle (N)	5	5	4	5	19
Rangkorrelationskoeffizienten (n. SPEARMANs Rho) zw. C/N-Verhältnissen im OH- bzw. Ah1–Horizont und Stickstoffzahlen in der K. (Ø).	0,4	-0,58	-0,32	0,87	-0,4
Signifikanzwert (2-seitig), ob zwischen beiden Variablen in der Grundgesamtheit ein Zusammenhang besteht (%).	49,5	69,4	31,6	94,2	91,3

10. Die Entwicklung des Eutrophierungsgrades von 1986 bis 2006 auf vergleichbaren Flächen.

Aufgrund weitgehend gleicher Standorte der Probeflächen konnten zwölf Eutrophierungsgrade der Erlen-Eschenwälder in vier verschiedenen Arbeiten eines Zeitraumes von 1986 bis 2006 miteinander verglichen werden (s. Tab. 46).

Tab. 46: Vergleich von Eutrophierungsgraden im Zeitraum von 1986 bis 2006.

Ortsbezeichnung	MOHR 1986		PETERS 1998		BRAND 2000		ORTMANN 2006	
	Eutr. (Ø)	Flächennr.	Eutr. (Ø)	Fl. Nr.	Eutr.	Fl. Nr.	Eutr. (Ø)	Fl. Nr.
Wold	**4,3**	28, 35-39					**3,4**	6
Mansholter Holz	**2,3**	21, 40-53, 58, 60, 64-67, 70-72					**4,1**	21
Dunghorst					**4,8**	418	**4,9**	24
Heller Büsche	**3**	22-26			**2,1**	214	**2,6**	26
Stellhorn	**3**	22-26					**3**	27
Rechter Brok	**1,7**	75-77			**2,1**	397	**2,1**	28
Hüllstederfeld	**3,1**	4, 6, 14			**2**	194	**3,6**	29
Michelshorn	**2,7**	61, 68, 73, 74			**5**	385	**5,4**	31
Altes Südholz					**4,2**	372	**3,7**	32
Silstro	**4,3**	10-11					**2,9**	34
Goelriehenfeld					**2**	3	**1,9**	35
Hasbruch			**2,1**	15, 33			**2,5**	37-38

Die meisten Übereinstimmungen der Waldflächen gibt es mit acht Flächen bei der Diplomarbeit von MOHR (1986) (Die bachbegleitenden Erlen–Eschenwälder im Landkreis Ammerland). Die Dissertation von BRAND 2000 (Untersuchungen zur synsystematischen Umgrenzung und Untergliederung sowie zur standörtlichen und landschaftsräumlichen Bindung von Feuchtwäldern im nordwestdeutschen Tiefland) hat mit sieben Übereinstimmungen fast ebenso viele verwertbare Probeflächen. Die auf den Hasbruch begrenzte Arbeit von PETERS (1998) konnte dementsprechend nur für Probeflächen des Hasbruchs angewendet werden.

Bei der Hälfte der Eutrophierungsgrade sind die Werte von 2006 höher als in den zurückliegenden Jahren. Besonders große Unterschiede konnten im Mansholter Holz, Hüllstederfeld und Michelshorn festgestellt werden (s. Tab. 46). Im Hasbruch war der Europhierungsgrad 1998 um 0,4 niedriger als 2006. Bei 33 % der Vergleiche ist der Eutrophierungsgrad 2006 niedriger.

Die unterschiedlichen Verteilungen der Werte sind im Boxplotdiagramm der Abbildung 69 dargestellt.

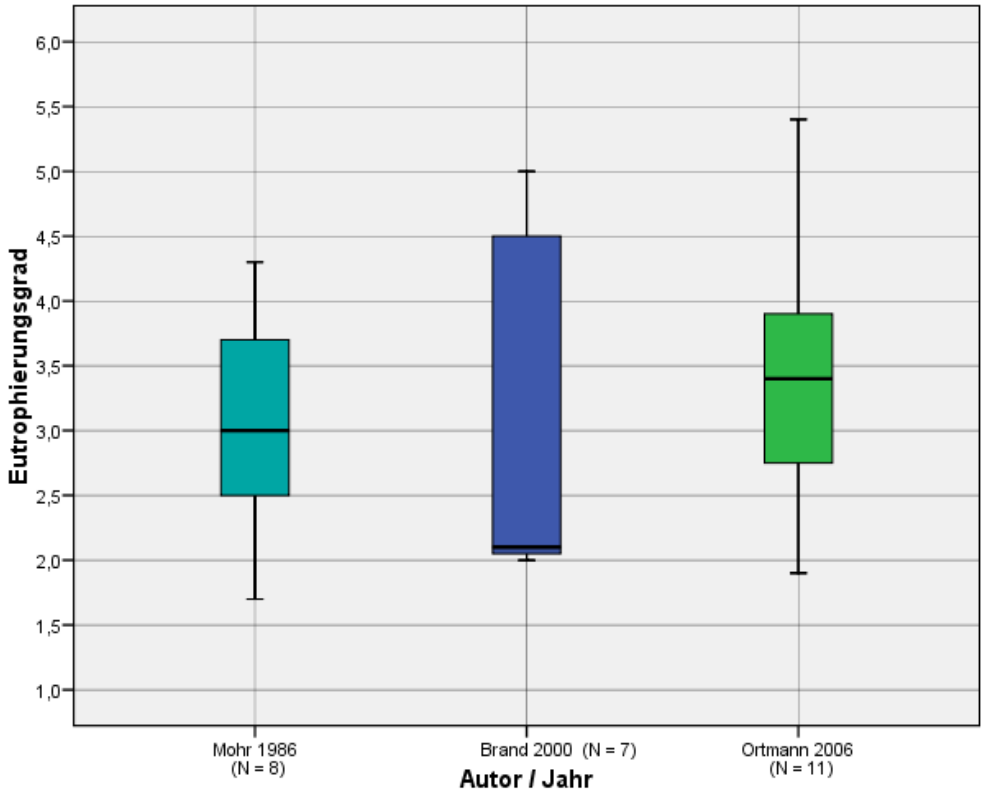


Abb. 69: Verteilung der Eutrophierungsgrade von 1986, 2000 und 2006 auf vergleichbaren Flächen.

Sowohl Medianwert als auch Mittelwert der Eutrophierungsgrade sind in den Aufnahmen von 2006 am größten (3,4 bzw. 3,42). Die Mittelwerte sind von 1986 bis 2006 kontinuierlich angestiegen (3,05, 3,17 und 3,42).

V. Diskussion

1. Bedeutung der Waldnutzung für die Eutrophierung von Laubwäldern

Die Waldnutzungen der einzelnen Probeflächen mit dem Schwerpunkt Kalkung und Düngung wurden in den verschiedenen Forstbehörden erfragt (vgl. III, 2).
Eine lückenlose Befragung zu allen Probeflächen konnte nicht durchgeführt werden, da zu einigen Waldgebieten keine Informationen zur Kalkung vorhanden waren, bzw. „der Aufwand zu Erhebung der Daten ist zu groß“ (ACKERMANN FVA 2008 per E-Mail & mdl. STARKE NFA-Neuenburg). Somit liegen bei einigen Waldgebieten keine Ergebnisse zur Kalkung der Flächen vor.

Diese Lücke ließe sich in Zukunft durch die, von den Forstämtern in der Arbeit befindlichen Digitalisierung der Kalkungsdaten, schließen (ACKERMANN FVA 2008).
Die Menge der eingebrachten Kalke wird einheitlich mit 3t/ha angegeben. Die Kalkung auf den Probeflächen lässt sich am erhöhten pH-Wert und Calciumgehalt des Auflagehumuses oder des Ah1-Horizontes im Vergleich zu den darunter liegenden Horizonten ablesen (vgl. IV, 7.2 & 7.3.1).
Auch MOHR (2008) beschreibt eine leichte Anhebung des pH-Wertes im Auflagehumus unter Kiefern aufgrund von Kalkung. Im darunter liegendem Mineralboden war auch nach 10 Jahren nur ein sehr schwacher Anstieg unter dem gekalktem Bestand zu verzeichnen. Noch deutlicher als im pH-Wert kam die Kalkung im Anstieg, der im Boden gebundenen wichtigen Nährstoffe wie Kalium, Calcium und Magnesium zur Geltung. Dadurch wird besonders bei sauren Böden die Verfügbarkeit von Nährstoffen für die Pflanzen verbessert.
Die Bedeutung der Kalkung für die Eutrophierung von Laubwäldern besteht in den freiwerdenden N-Verbindungen durch die initiierte Mineralisierung. Nach BRINKMANN (2002) kommt es in Kieferforsten durch die Kalkung zu einer veränderten Bodenvegetation. Nitrophyten breiten sich verstärkt aus und Arten, welche auf N-arme Standorte spezialisiert sind werden verdrängt.
Diese Erkenntnisse lassen sich auf die Probeflächen mit Einschränkungen übertragen. Im Gegensatz zu den Untersuchungen an Nadelbäumen haben Laubbäume eine geringere Schadstoffauskämmung (BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS 2004), da sie im Winter keine Blätter tragen. Der Großteil der gekalkten Flächen weist einen erhöhten Eutrophierungsgrad auf; nur bei ¼ dieser Flächen ist kaum eine Eutrophierung vorhanden(s. Kap. IV, 5).
Ein Vergleich der Eutrophierungsgrade von 1986 bis 2006 (s. Kap. IV, 10) zeigt nur beim Michelshorn eine Erhöhung um 0,4 nach einer Kalkung.
Nach MOHR (2008) kommt es infolge der Kalkung und dem damit verbundenen Anstieg der Basensättigung zu einer verstärkten Aktivität der Bodentiere und Mikroorganismen und somit zu einem leicht abnehmenden C/N-Verhältnis im Auflagehumus von Kiefernwäldern. Diese Abnahme ist jedoch nur gering, und besonders bei den, in der Region verbreiteten Böden mit geringer natürlichen Pufferkraft, überwiegen die Vorteile einer Kalkung durch die Pufferung der sauer wirkenden Stickstoffeinträge.
Die C/N-Verhältnisse der Probeflächen mit Kalkung weisen kein einheitlich zunehmendes Verhältnis von den oberen Bodenhorizonten zu den unteren auf.

Den Angaben der Landwirtschaftskammer und der Forstämter zufolge wird, außer der Kalkung des Waldbodens keine andere Düngung im Untersuchungsgebiet durchgeführt. Lediglich etwas Startdünger für Neupflanzungen ist hin und wieder gebraucht worden.
Die Waldnutzung als Ursache für die Eutrophierung von Laubwäldern gilt es möglichst auszuschließen. Hierzu zählt auch die Anpflanzung standortfremder Baumarten, die häufig schlechter abbaubares Laub abwerfen (z. B. *Populus canadensis*), die Artenzahl der Krautschicht gegenüber naturbelassenen Wäldern erheblich reduzieren und Nitrophyten wie *Urtica dioica* fördern (n. ECKSTEIN 1998).
Um den antrophogenen Einfluss möglichst gering zu halten, wurde die Beprobung ausschließlich in historisch alten Wäldern durchgeführt. Hier wachsen die Buchen- Eichen- und Erlen-Eschenwälder an ihren natürlichen Standorten. Sie bieten deshalb einen guten Schutz des Waldbodens gegen Stickstoffeinträge durch hohe Standortkontinuitäten mit wenig gestörten Böden, Nährstoffkreisläufen und Wasserhaushalten. Dadurch können auch Veränderungen durch ehemalige Waldnutzungen am besten wieder rückgängig gemacht werden (n. BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS / NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 2004). Dennoch gibt es Veränderungen der Probeflächen durch den Einfluss des Menschen (vgl. II, 6.2). Somit wären die optimalen Waldgebiete für die Auswahl von Probeflächen Urwälder gewesen. Solche vom Menschen unbeeinflusste Wälder sind jedoch in Deutschland fast nicht mehr vorhanden (POTT 1994).
Historisch alte Wälder sind seit mindestens 200 Jahren durchgehend mit Wald bestockt (WULF 1994). In dieser Zeit unterlagen sie größtenteils einer ständigen Nutzung durch die Waldweide, Holzentnahme, Plaggen- und Streugewinnung (vgl. II, 6).
Die Folge der historischen Nutzungsformen waren Humusabbau, Nährstoffentzug und Bodenversauerung. Nach GLATZEL (1990) ist der Nährstoffentzug teilweise noch heute in einem schlechten Nährstoffversorgungszustand der Waldböden nachzuweisen.
Der Neuenburger Urwald und der Hasbruch, die nachweislich sehr stark genutzte Hudewälder waren (TIELKING 1999 & RÜTHER 1998), zeigen bei den Probeflächen mit Buchen und Eichenbestand sehr niedrige Werte. Sie haben die geringsten Werte der Calcium- und Magnesiumionen sowie durchgehend sehr niedrige Eutrophierungsgrade und pH-Werte (vgl. Kap. IV, 5, 7.3.1 & 7.3.2). Hier ist es wahrscheinlich durch die frühere Nutzung zu einem Nährstoffentzug und einer Bodenversauerung gekommen. Im Gegensatz zu den Erlen-Eschenwäldern haben die Buchen-Eichenwälder eine geringere Pufferkapazität und sind von Natur aus nährstoffärmer (vgl. Kap. IV, 7), so dass der Boden empfindlicher auf Störungen reagiert.

Auf den Probeflächen der beiden Wälder überwiegt hier der Nährstoffentzug durch die Entnahme von Biomasse.

Der N-Versorgungszustand zum Zeitpunkt des Einsetzens erhöhter Stickstoff-depositionen entscheidet, wie stark die Auswirkungen auf das Waldökosystem sind (n. BRINKMANN 2002). Die Aufgabe der teilweise 500 Jahre alten Nutzungsformen (Pott 1990) bewirkte ein Anstieg der Nährstoffvorräte, da keine Biomasse mehr entnommen wurde. Jedoch hat in den letzten Jahren der Entzug an Biomasse und Nährstoffen durch die Holznutzung wieder zugenommen. Durch moderne Erntemethoden werden Rinde und Äste oft außerhalb des Waldes entfernt (n. ELLING et al. 2007).

Einige Waldnamen weisen noch heute auf damaligen Nutzungsformen hin. So liegt die Probefläche 28 im Rechter Brok (Weide rechtens, also erlaubt) (n. ECKSTEIN 1998), und die Fläche 24 befindet sich im Dunghorst (Kot-(v. Huftieren)gehölz). Besonders im Dunghorst spiegelt sich die Nutzung auch in den Ergebnissen wieder. Der Name „Dunghorst“ könnte auch ein Hinweis auf ein vermehrtes Auffinden des Dungs auf dem Waldboden bedeuten. So hat die Probefläche 24 in diesem Waldgebiet tatsächlich die höchsten Werte für den Eutrophierungsgrad und die Calcium- und Magnesiumionen im Boden (vgl. Kap. IV, 5, 7.3.1 & 7.3.2).

Einen großen Eingriff in den Nährstoffhaushalt von Erlen-Eschenwäldern stellt die Entwässerung dar. Die Anlage von Entwässerungsgräben im Wald bewirkt, neben dem Entzug von Oberflächenwasser und Stauwasser, einen Eingriff in die natürliche Lagerung der Böden (HUNTKE 2002). Aufgrund der Entwässerung erreichen im Wasser gelöste Nährstoffe die oberen Bodenschichten seltener (n. SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL 2002).

Entwässerungsgräben wurde in der näheren Umgebung aller Probeflächen der Erlen-Eschenwälder gefunden. Somit ist es kaum möglich die Auswirkungen von Entwässerungsmaßnahmen auf die Eutrophierung der Probeflächen mit unbeeinflussten Flächen zu vergleichen.

Nach den Untersuchungen von BRINKMANN 2002 in Kiefernforsten hat das Bestandesalter einen wesentlichen Einfluss auf die Stickstoffspeicherung. So haben die Kiefernforste bis zu einem Alter von 80 Jahren eine Immobilisierungsrate von 25-30 kg N/ha/a. Ab dem Alter von 80 Jahren befinden sich Streuanlieferung und Humusabbau im Gleichgewicht und bei sehr alten Beständen von über 120 Jahren, kann sich das Gleichgewicht zu Gunsten des Humusabbaus verändern.

Bei Laubbäumen ist die Stickstoffspeicherung wesentlich höher als bei Nadelbäumen. Durch die größere Durchwurzelungstiefe kann dem Sickerwasser über eine längere Strecke Stickstoff entzogen werden, und die Speicherung erfolgt in den vorherrschenden Mineralbodenhumusformen in einer stabileren Form (HEGG et al. 2004). Als Konsequenz der Erkenntnisse wird empfohlen den Laubbaumanteil zu steigern, um die Folgen der anhaltenden Belastung der Wälder mit Stickstoff abzumildern (MELLERT & KÖLLING 2006).

Das Bestandsalter auf den Probeflächen im Untersuchungsgebiet weist ein Alter von mindestens 80 Jahren auf. Somit befinden sich auf den Probeflächen Streuanlieferung und Humusabbau größtenteils im Gleichgewicht, wodurch eine zusätzliche Stickstoffspeicherung nicht sehr wahrscheinlich ist.

Die Kalkung und Stickstoffspeicherung sind in Kiefernwäldern gut untersucht worden (z. B. MOHR 2008 & BRINKMANN 2002). Für Laubwälder liegt zur Zeit nur wenig entsprechendes Datenmaterial vor. Hierzu sind weitere Untersuchungen erforderlich.

Nach den Ergebnissen dieser Arbeit und der bisher vorliegenden Literatur kann es jedoch als gesichert gelten, dass die Waldnutzung einen maßgeblichen Anteil an der Eutrophierung der Probeflächen hat. Die Kalkung vieler Wälder sind dennoch häufig notwendig, da hier die positiven Wirkungen für die Vitalität der Bestände und die Stabilität der Waldökosysteme überwiegen. Jedoch mangelt es hier häufig an standortspezifischen Entscheidungskriterien über die Intensität und Notwendigkeit solcher Maßnahmen (n. ELLING et al. 2007).

Um noch eindeutigere Aussagen treffen zu können, wäre eine Bestimmung der Nitrophyten und bodenchemischen Parameter auf weiteren Probeflächen vor und nach der Kalkung notwendig.

2. Bedeutung der umgebenden Biotoptypen für die Eutrophierung von Laubwäldern

Der Einfluss des Biotoptyps auf die Probefläche durch Stickstoffemissionen setzt sich aus den unter III, 1.2 beschrieben Faktoren zusammen:

$$\frac{\text{Größe (\% bzw. Kl.)} \times \text{Hemerobiestufe (Kl.)}}{\text{Entfernung (Kl.)} + \text{Himmelsrichtung (Kl.)} + \text{Durchlässigkeit (Kl.)}} = \textbf{Einfluss des Biotoptyps auf die Probefläche (EB)}$$

Die Faktoren in der Formel wurden unterschiedlich gewichtet.

Die Größe des Biotoptyps erhielt dabei die stärkste Gewichtung. Ebenfalls im Zähler befindet sich die Wirkung des Menschen auf den Biotoptyp, zum Beispiel durch Stoffeinträge (Hemerobiestufe n. BLUME & SUKOPP 1976 und KOWARIK 1988). Etwas kleiner gewichtet im Nenner sind Entfernung, Himmelsrichtung und Durchlässigkeit. Formel und Gewichtung sind erarbeitet worden, um den Einfluss der Biotoptypen durch Stickstoffemissionen auf die jeweilige Probefläche quantitativ darzustellen. Hierdurch ist als Ergebnis ein direkter Vergleich zwischen Biotpeinflüssen mit anderen Faktoren gelungen. Andere Gewichtungen der Faktoren in der Formel sind in diesem Zusammenhang denkbar, erwiesen sich aber in der Aussagekraft des Ergebnisses als wenig anschaulich.

Bei der Formel handelt es sich um eine eigene erarbeitete Darstellung. Hierzu besteht besonders im Hinblick auf die Übertragbarkeit der Formel auf andere Ergebnisse, ein erhöhter Untersuchungsbedarf.

Die Gesamteinflüsse der umgebenden Biotoptypen durch Stickstoffemissionen ($EB_{ges.}$) auf die Probeflächen korrelieren mit dem Eutrophierungsgrad nach BUCHWALD (2006) nur beim Deschampsio-Fagetum leicht positiv. Bei allen anderen Wald-gesellschaften ist der Korrelationskoeffizient negativ und wesentlich schwächer. Somit gibt es zwischen dem vermehrten Vorkommen von Nicht-Wald-Nitrophyten auf den Probeflächen, die mit bodensauren Buchwald bestockt sind und einen hohen $Eb_{ges.}$-Wert aufweisen, einen schwachen Zusammenhang mit einer Signifikanz von 77,4 % (s. Kap. IV, 9.2.6).

Das Deschampsio-Fagetum mit seinen basenarmen und nährstoffärmeren Boden-verhältnissen (vgl. Kap. IV, 7) reagiert wesentlich empfindlicher auf Stickstoff-depositionen (n. EKL 2005 & MUGV 2003) als das basen- und nährstoffreichere Milio-Fagetum oder die gut gepufferten nährstoffreichen Erlen-Eschenwälder. Die Probe-fächen mit hohen $EB_{ges.}$-Werten und hohen Eutrophierungsgraden liegen ausnahmslos am Waldrand. Sie sind umgeben von Verkehrsflächen (Wirtschaftswegen, Bahnschienen & Autobahnen) und landwirtschaftlichen Nutzflächen (Wiesen & Äcker), die größtenteils die stärkste Wirkung auf die Probeflächen durch N-Emissionen in einem Radius von ca. 70 m haben (vgl Kap IV, 1 Tab. 16). Durch den Filtereffekt des Waldes verringert sich die Eintragsmenge des Stickstoffs, je weiter die Probefläche vom Waldrand entfernt ist (SPANGENBERG 2002).

Dies kann bei den Buchen-Eichenwäldern bestätigt werden. Die drei Probeflächen mit den höchsten Eutrophierungsgraden liegen alle am Waldrand und haben hohe $EB_{ges.}$-Werte.

Ein besonders anschauliches Beispiel zeigen die beiden Probeflächen im Gerdshorst. Die Fläche 4 liegt am Waldrand ($EB_{ges.}$: 45,1) und die Fläche 5 liegt direkt dahinter mehr im Waldinnern ($EB_{ges.}$: 30,47). Zusätzlich ist die im Waldinnern liegende Fläche durch eine Wallhecke und dichtem *Ilex aquifolium* vom Waldrand abgeschirmt. Der Vergleich der beiden Eutrophierungsgrade weist einen deutlichen Unterschied auf (Fl. 4: 5,2, Fl. 5: 2,1 vgl. Kap IV, 5).

Relativ niedrige Eutrophierungsgrade und $EB_{ges.}$-Werte weisen die Probeflächen des Milio-Fagetums auf. Diese Flächen liegen mit Ausnahme des Barneführ Holzes alle im Waldinnern.

Nach BERNHARDT (2005) endet der Einfluss des Verkehrs auf die Bodenvegetation von Fichtenbeständen in einer Entfernung von 230 bis 520 m. Andere Untersuchungen weisen erhöhte Stickstoffwerte der Fichtenbestände in einer Entfernung von 130 bis 200 m vom Verkehr nach (AMMANN et al. 1999 & EKSTRAND 1994).

Auch wenn diese Ergebnisse auf Laubwälder nur eingeschränkt übertragbar sind (s. IV, 1), gibt es auch in dieser Untersuchung Anhaltspunkte für einen Einfluss des Verkehrs. Dieser ist anhand der erhöhten Eutrophierungsgrade auf den Probeflächen des Deschampsio-Fagetums, in deren Nähe Verkehrsflächen zu finden sind, nachweisbar. Besonders die Probefläche 1 am Waldrand des Wolds zeigt durch ihre Umgebung mit einer Eisenbahnlinie, einer Autobahn, einem verkehrsreichen Wirtschaftsweg und Parkplatz einen verstärkten Einfluss des Verkehrs an. Dementsprechend ist der Eutrophierungsgrad der zweit höchste unter den Probeflächen des Deschampsio-Fagetums.

Auch die Probeflächen des Gerdshorsts werden durch einen stark frequentierten Wirtschaftsweg und eine nahe gelegene Autobahn beeinflusst. Hier sind jedoch die vielen landwirtschaftlichen Flächen in der Umgebung für einen hohen Eutrophierungsgrad wahrscheinlich mit verantwortlich.

Regelmäßig gedüngte landwirtschaftliche Flächen und die Weidewirtschaft haben im Untersuchungsgebiet durch Ammoniumstickstoffemissionen einen hohen Einfluss auf die Eutrophierung umliegender Wälder (n. BERNHARDT 2005, KIRCHNER et al. 2006, ROLAND 2009 u. a.). Mit wenigen Einschränkungen ist dieser Einfluss an den relativ hohen Eutrophierungsgraden zu erkennen. Probeflächen, die stark durch hohe EB-Werte von Äckern und Weiden beeinflusst sind, weisen auch relativ hohe Eutrophierungsgrade auf (s. Kap. IV, 1 & IV, 5). Diese Aussage kann nicht auf alle Probeflächen angewandt werden. Ausnahmen stellen hier besonders die Flächen 33 (Silstro) und 9 (Barneführer Holz) dar.

Insgesamt sind bei hohen $EB_{ges.}$-Werten von über 30 mehrheitlich auch höhere Eutrophierungsgrade vorhanden. Werte die unter 30 ($EB_{ges.}$) liegen, können besonders bei den Erlen-Eschenwäldern jedoch durchaus hohe Eutrophierungsgrade aufweisen (s. Kap. IV, 9.2.6). Vermutlich sind hier auch die typisch hohen Grundwasserstände der Erlen-Eschenwälder, die eine ständige Nährstoffnachlieferung für den Waldboden bewirken, eine Ursache. Sind Grundwasser oder angrenzende Wasserläufe durch Stickstoffeinträge eutrophiert, wirkt sich dies direkt auf die Auwälder aus (n. RENNWALD 2001).

Alle Probeflächen der Erlen-Eschenwälder werden durch Wasserläufe gespeist die in der unmittelbaren Umgebung angrenzen. Diese Wasserläufe haben nach unterschiedlich langen Strecken durch den Wald eine Verbindung zu landwirtschaftlichen Flächen (s. Karten A13, A17 – A23 & A 31). Somit kann die Ursache für einen hohen Eutrophierungsgrad in den Erlen-Eschenwäldern in einer Eutrophierung der Wasserläufe liegen. Dazu wären weitere Untersuchungen zum Stickstoffgehalt des Wassers notwendig.

Um den Einfluss von Stickstoffeinträgen zu beurteilen, ist eine Unterscheidung zwischen der eutrophierenden und der versauernden Wirkung auf Böden nötig (BERNHARD 2005). Dazu finden sich in der Literatur unterschiedliche Angaben. WITTIG et al. (1985) beobachtet stellenweise eine Zunahme von Säurezeigern, während nach Fischer (2002) eine Versauerung sich nicht deutlich in der Artenkombination niederschlägt. Besonders bei den teilweise schlecht gepufferten Böden der Buchen-Eichenwälder zeigt sich eine starke Versauerung, die vermutlich durch Stickstoffdepositionen ausgelöst werden. So weisen die Probeflächen 33 und 9 relativ niedrige durchschnittliche Reaktionszahlen in der Krautschicht (s. Anhang Tab. A2 & A4) auf. Bei der erstgenannten Fläche wurde sogar die niedrigste Reaktionszahl (Ø) und der höchste $EB_{ges.}$-Wert aller Probeflächen ermittelt. Hier ist ein Zusammenhang wahrscheinlich.

Auch andere Probeflächen der Buchen-Eichenwälder zeigen niedrige pH-Werte in Verbindung mit einem relativ hohem $Eb_{ges.}$-Wert (z B. Fl. 8, vgl. Kap. IV).

Aufgrund der Untersuchungsergebnisse kann insgesamt von einer gewichtigen Bedeutung der umgebenden Biotoptypen auf die Eutrophierung und teilweise auch Versauerung der Probeflächen ausgegangen werden. Obwohl nur beim Deschampsio-Fagetum leichte positive Korrelationen (n. SPEARMANs Rho) gegeben sind, konnten anhand einzelner Vergleiche von EB-Werten, Eutrophierungsgraden und Reaktionszahlen stickstoffbedingte Einflüsse der Biotoptypen aufgezeigt werden.

Hierbei weisen die Waldgesellschaften unterschiedliche Reaktionen auf. Während das Deschampsio-Fagetum stark reagiert, und die Effekte der Versauerung und Eutrophierung schlecht zu trennen sind, gibt es bei den basenreicheren und häufig im Waldinnern liegenden Probeflächen des Milio-Fagetum geringere Reaktionen. Bei den basenreichen, gut gepufferten und grund- oder stauwasserbeeinflussten Erlen-Eschenwäldern lassen sich die Einflüsse durch umgebende Stickstoffemissionen schlecht nachweisen.
Genauere Ergebnisse bei allen vier Waldgesellschaften könnten durch eine höhere Probenanzahl und eine Transektmethode ermittelt werden. Die Transektmethode würde dann in verschiedenen Abständen den Einfluss des Stickstoff emittierenden Biotoptyps auf die Waldfläche ermitteln (n. BERNHARDT 2005).

Um noch ein genaueres Bild zur Stickstoffbelastung der Probeflächen durch die Umgebung zu bekommen, wurden die Stickstoffdepositionswerte des Umweltbundesamtes abgefragt (vgl. Kap. III, 4 & IV, 6).
Nach den Informationen von MOHR (LWK- Niedersachsen 2008) sind die modellierten Werte sehr wahrscheinlich viel zu hoch. Zwei Messungen der Landwirtschaftskammer ergaben sehr viel niedrigere Werte. Dennoch zeigen die Daten des Umweltbundesamtes passende Angaben zu den räumlichen Unterschieden der Stickstoffdepositionen. Die großräumlichen Gesamtbelastungen durch landwirtschaftliche Flächen, Straßen und Wohnsiedlungen und deren Einfluss auf die Probeflächen lassen sich somit gut untersuchen.
Unterschiede in der Höhe der Stickstoffdepositionen ergeben sich besonders zwischen der Region nord- bis nordwestlich sowie südlich von Oldenburg (vgl. Kap. IV, 6). Diese Unterschiede entsprechen auch den Unterschieden in der Landnutzung. Während nördlich von Oldenburg hauptsächlich Grünland für die Milchviehhaltung vorherrscht, wird südlich von Oldenburg Futtergetreide und Mais für die Schweine- und Geflügelhaltung angebaut (KECKL, NLS Hannover 2001).
Die höchsten Depositionswerte befinden sich dementsprechend im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes mit dem Schwerpunkt Barneführer Holz. Nach PÖHLKER (2006) weisen die Landkreise mit intensiver Tierhaltung die höchsten Stickstoff-emissionswerte auf. 15 bis 20 km westlich des Barneführer Holzes sind drei Putenmastbetriebe und ein Schweinemastbetrieb konzentriert, die große Emissions-quellen darstellen (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 2003).

Obwohl deren Anteil an der Gesamtstickstoffbelastung der Probeflächen in dieser Entfernung schwer abschätzbar ist (E-Mail MOHR 2008), stehen die hohen Werte im Barneführer Holz sehr wahrscheinlich mit diesen Mastbetrieben im Zusammenhang. PÖHLKER (2006) und WELLBROCK et al. (2005) beschreiben ebenfalls einen signifikanten Zusammenhang zwischen Emission und Deposition außerhalb eines 1 km-Umkreises zur Probefläche.

Höhere Stickstoffdepositionswerte (Ø) wurden auch in der Region westlich von Westerstede ermittelt (Ø), in deren Hauptwindrichtung (West) die A28 vorhanden ist (s. Karte A21). Die A 28 hat ein Verkehrsaufkommen von bis zu 40000 Fahrzeugen in 24 Stunden (NLS, Zählung von 2000). Ebenfalls Probeflächen mit höheren Werten gibt es östlich der A29.

Ausnahmslos niedrige Werte weisen der Ihlower Forst und die Region nördlich von Westerstede auf. Neben dem großen Grünlandanteil in der Landwirtschaft mit abnehmender Großvieheinheit je Hektar (KECKL, NLS Hannover 2001) ist diese Region dünner besiedelt und hat ein geringere Verkehrsdichte.

Zwischen den Stickstoffdepositionswerten des Umweltbundesamtes und dem Einfluss der umgebenden Biotoptypen auf die Probefläche durch Stickstoffemissionen gibt es nur schwache Zusammenhänge (vgl. IV, 9.3.1).

Der schwache statistische Zusammenhang ergibt sich aus der unterschiedlichen Herleitung der Werte. Während der EB-Wert aus der zu erwartenden Stickstoff-deposition auf die Probefläche durch umliegende Biotoptypen errechnet wird, handelt es sich bei den Angaben der Umweltbundesamtes um teilweise gemessene Werte (nasse Deposition) und modellierte Werte (trockene und nasse Deposition) (BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT / UMWELT-BUNDESAMT 2008). Diese Werte stellen die Gesamtstickstoffdeposition mit einer Auflösung von 1 km² dar. Somit zeigen die relativ großräumigen Werte häufig keine Unterschiede zwischen nahe gelegenen Probeflächen an, und Waldrandeffekte werden nicht mit einbezogen. Hierdurch können Probeflächen mit einem kleinen EB-Wert im Waldinnern dennoch hohe Stickstoffdepositionswerte aufweisen. Umgekehrt sind bei hohen EB-Werten am Waldrand niedrige Depositionswerte möglich.

Bei einem Vergleich einzelner Werte sind jedoch auch Zusammenhänge erkennbar. So haben zum Beispiel drei der vier Probeflächen im Barneführer Holz bei Sandkrug und Sannum eine Umgebung mit einem relativ hohen Einfluss potentiell stickstoff-emittierenden Biotoptypen und gleichzeitig sind hohe Stickstoffdepositionen ermittelt worden.

Die Korrelation der Depositionswerte mit den Eutrophierungsgraden zeigt beim Milio-Fagetum und Pruno-Fraxinetum einen Koeffizienten von 0,4 und 0,57 (vgl. IV, 9.2.5). Im Gegensatz zur Korrelation von EB-Wert und Eutrophierungsgrad sind hier mittelstarke positive statistische Zusammenhänge vorhanden (Signifikanz 82,1 bzw. 93,4 %). Die Probeflächen liegen beim Milio-Fagetum zu 77 % im Waldinnern, beim Pruno-Fraxinetum sind es 91 %. Hier kommen besonders die Depostionswerte zum Tragen, die die großräumigen Gesamtbelastungen durch Stickstoffemissionen darstellen.

Die Probeflächen des Deschampsio-Fagetums liegen zu 58 % direkt am Waldrand. Hier haben angrenzende Stickstoff emittierende Flächen einen besonders starken Einfluss. Dies wird bestätigt durch die schwach positive Korrelation zwischen EB-Wert und Eutrophierungsgrad, während zwischen dem großräumigen Stickstoffdepositionswert und dem Eutrophierungsgrad kein Zusammenhang besteht.

Beim Carici remotae-Fraxinetum liegen die Untersuchungsflächen zu 38% am Waldrand. Starke aussagekräftige Korrelationskoeffizienten konnten zwischen Eutrophierungsgrad und EB-Wert bzw. Stickstoffdepossitionen nicht ermittelt werden.

Somit lässt sich zusammenfassend feststellen, dass bei Probeflächen im Waldinnern mit einem geringen EB-Wert statistische Zusammenhänge zwischen den Stickstoff-depositionswerten und den Eutrophierungsgraden erkennbar sind.

Untersuchungsflächen am Waldrand werden größtenteils durch Stickstoffemissionen umgebender Biotptypen stärker beeinflusst als durch die Stickstoffdepositionswerte, die sich aus den Emissionen der gesamten Region zusammensetzen. Hier entstehen hohe Eutrophierungsgrade eher durch die nahe Umgebung als durch das Stickstoff-depositionsniveau der Region.

Nach SPANGENBERG (2002) und MOHR (2001) sollten die Einflüsse lokaler Emissionsquellen und Waldrandeffekte bei Aussagen zu N-Aufnahmeraten von Wäldern zusätzlich berücksichtigt werden. Auch BERNHARDT (2005) beschreibt eine Verringerung der Einflüsse des angrenzenden Verkehrs und der Landwirtschaft durch Stickstoffeinträge in Wäldern mit zunehmender Distanz zum Waldrand.

Parallel dazu ändert sich auch der Anteil der Nicht-Wald-Nitrophyten (n. ELLENBERG 1996 u.a.) und somit der Eutrophierungsgrad nach BUCHWALD 2006.

Eine stärkeres Vorkommen der Säurezeiger durch erhöhte Stickstoffdepositionen konnte in der Krautschicht der Waldgesellschaften nicht signifikant nachgewiesen werden (s. Kap. IV, 9.3.2), obwohl hohe Depositionswerte und niedrigen pH-Werte häufig auf derselben Fläche ermittelt wurden.

Auch bei einem Vergleich einzelner hoher Stickstoffdepositionswerte mit der Anzahl bzw. Deckung der Säurezeiger zeigen sich kaum Zusammenhänge in den Buchen-Eichenwäldern. Lediglich die Fläche 37 im Hasbruch und die Fläche 8 im Barneführer Holz lassen bezüglich der Anzahl der Säurezeiger einen Zusammenhang vermuten. Hier kann es sich jedoch auch um eine zufällige Übereinstimmung handeln, denn es gibt in den Ergebnissen auch genügend Beispiele, in denen negative Zusammenhänge vorhanden sind.

Hierzu bemerkt FISCHER (2002): „Eine Versauerung der Böden (die bodenkundlich tatsächlich vielerorts nachgewiesen wurde) schlägt sich in der Artenkombination meist nicht deutlich nieder; anscheinend überkompensiert die erhöhte N-Verfügbarkeit die Bodenversauerung (viele Arten mit hohen Stickstoffansprüchen sind gegenüber dem pH-Wert eher indifferent, d. h. können auch auf sauren Böden wachsen)“.

Diese Aussage lässt sich auf die Untersuchungen in denen 40 bis 50 % der Stickstoffzeiger dem pH-Wert gegenüber indifferent sind, übertragen. Auch bei der Berechnung des Eutrophierungsgrades sind 67 % der Nicht-Wald-Nitrophyten dem ph-Wert gegenüber indifferent (s. Anhang Tab. A3, A5, A7 & A9). Somit kann ein hoher Eutrophierungsgrad auch eine Tendenz schleichender Versauerung beinhalten (s. Kap. V, 4).

Um diese Frage noch eingehender bearbeiten zu können, bedarf es umfangreicherer Untersuchungen der Zusammenhänge von Stickstoffdepositionen, Säurezeigern und pH-Werten.

Bei den Erlen-Eschenwäldern sind aufgrund basischer Bodenverhälnisse nur eine geringe Anzahl von Säurezeigern bestimmt worden, bzw. keine Säurezeiger vorhanden (vgl. Kap. IV, 9.3.2). Demnach haben Aussagen zu Korrelationen mit den Stickstoff-depositionswerten wenig Bedeutung.

3. Bedeutung der Waldstruktur und Vegetation für die Eutrophierung von Laubwäldern

Aufgrund ihrer Filterwirkung bzw. Auskämmeffekts weisen Wälder deutlich höhere Stickstoffeinträge als andere Ökosysteme auf (KRIEG NLÖ 2000).

Beziehungen zwischen Bestandsstrukturen des Waldes und Depositionsraten wurden von MOHR (2002), HEGG et al. (2004), SPANGENBERG et al. (2002) u. a. nach-gewiesen.

So hat das Alter und die Zusammensetzung der Baumarten einen wesentlichen Einfluss auf die Stickstoffbelastung (s. S. 137 – 138) (BRINKMANN 2002) . Nadelhölzer können durch die ganzjährige Benadelung mehr Schadstoffe auskämmen, jüngere Bestände sind in der Biomasseaufbauphase in der Lage deutlich mehr Stickstoff festzulegen und zu nutzen als Altbestände. Diese haben zusätzlich aufgrund der Höhe und der größeren Kronen höhere Einträge zu verzeichnen.

Bei der Auswahl der Untersuchungsflächen wurden ausschließlich historisch alte Laubwaldstandorte ausgewählt (s. III, 3.1). Dies hat zur Folge, dass die Stickstoffbelastung um ein drittel geringer als bei Nadelforsten ist (n. MEESENBURG et al. 2005).

Durch die stärkere Durchwurzlungstiefe ist die Stickstoffspeicherung bei Laubbäumen insgesamt wesentlich höher (HEGG et al. 2004). Die relativ alten Bestände bewirken jedoch, dass sich Streuanlieferung und Humusabbau im Gleichgewicht befinden, also ein weitgehend geschlossener Stickstoffkreislauf vorhanden ist, bei dem nur relativ wenig zusätzliches Stickstoff im Vergleich zu den Jungbeständen gespeichert wird (BRINKMANN 2002). Zusätzliche Belastungen der alten Waldbestände entstehen durch die ca. doppelt so hohen N-Flüsse in der Kronentraufe wie bei jungen Bäumen (n. MOHR et al. 2005).

Somit zeigen die historisch alten Laubwaldbestände der Probeflächen, aufgrund der Deposition und des Speichervermögens, andere Reaktionen auf erhöhte Stickstoffbelastungen als Nadel- oder junge Laubwaldforste. Der Anteil des Laubwaldes im westniedersächsischen Tiefland liegt bei 46 %. Davon sind nur 18 % der Bäume älter als 80 Jahre (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 2004). Insgesamt lassen sich dadurch die Ergebnisse auf nur maximal ca. 8 % der Waldfläche des Untersuchungsgebietes übertragen.

Die Probeflächen wurden dennoch auf alte, natürliche Wälder beschränkt, um eine möglichst naturnahe Vegetation mit wenig antropogenen Störungen zu gewährleisten (s. III, 3.1). Der Nachteil an dieser Untersuchungsmethode liegt in der geringeren Aussagekraft gegenüber den dominierenden Forsten. Um die Unterschiede hervorzuheben, könnten hier ergänzende Untersuchungen direkt neben den Probeflächen in Nadelwaldforsten und jungen Laubwaldforsten sinnvoll sein.

Nach BERNHARDT (2005) wird das vegetative Wachstum (die Konkurrenzkraft) der Arten durch ein zusätzliches Stickstoffangebot sowohl auf basischen als auch auf schwach saurem Untergrund gefördert.

Diese Förderung fällt allerdings auf schwach saurem Untergrund stärker aus als auf basischem.

Aufgrund einer im basischen Milieu rascher ablaufenden Mineralisation von Stickstoff steht dieser generell in ausreichender Menge zu Verfügung. Diesen Überlegungen folgend dürfte ein zusätzlicher Stickstoffeintrag in Wälder auf basischem Untergrund nur eine untergeordnete Rolle für die Vegetationsentwicklung spielen.

Aus diesen Erkenntnissen lassen sich Unterschiede bei den Buchen-Eichenwäldern und Erlen-Eschenwäldern ableiten. Während Probeflächen der bodensauren Buchenwälder bei umgebenden Biotptypen mit potentieller Stickstoffemission auch erhöhte Eutrophierungsgrade zeigen, gibt es bei den Waldgesellschaften mit weniger sauren Böden geringere Auswirkungen (s. Kap. IV 9.2.6).

Eine weitere wichtige Steuergröße bezüglich der Eutrophierungseffekte ist neben der Bodenacidität auch der Lichteinfall auf den Waldboden (n. ROLAND 2009). Die generell höheren Baumschichtdeckungen der Buchen-Eichenwälder im Vergleich zu den Erlen-Eschenwäldern, stehen in einem statistischen Zusammenhang mit unterschiedlichen Eutrophierungsgraden (s. Kap. IV, 9.2.3) und den Krautschichtdeckungen. Insgesamt können negative Korrelationen zwischen Baumschicht- und Krautschichtdeckung nachgewiesen werden (IV, 9.1).

Die hohe Baumschichtdeckung bei den Buchen-Eichenwäldern bewirkt die starke Dominanz von *Fagus sylvatica* in der Baumschicht, die durch den dichten Kronenschluss und die starke Wuchskraft oftmals andere Arten nicht zulässt (n. ELLENBERG 1996). Auf den Probeflächen kann sich lediglich *Quercus robur* mit höheren Deckungsgraden neben der Rotbuche halten. Die Ursache liegt hier in der historischen Nutzung, bei der die Wälder häufig als Waldweide genutzt wurden, und die zur Mast bevorzugte Stieleiche gefördert wurde. So kam es im nordwestdeutschen Tiefland überwiegend zu einer Umwandlung der Buchenwälder in Eichen- und Eichenmischwälder (FIRBAS 1952) (s. I, 6.2). Durch die Aufgabe der Nutzung gewinnt jedoch auch in diesen Wäldern die Rotbuche immer mehr an Dominanz.

Die dichte Kronenschicht lässt die typische Hallenwaldstruktur der Buchenwaldgesellschaften entstehen bei der die Strauchschicht durch Lichtmangel nur eine geringe Deckung ausbilden kann (n. HÄRDTLE et al. 2004).

Auf den Probeflächen erreicht nur der Jungwuchs der Rotbuche und besonders beim Deschampsio-Fagetum das *Ilex aquifolium* etwas höhere Deckungsgrade. Gerade in der Krautschicht werden die Unterschiede der beiden Buchwaldgesellschaften deutlich.

Die zum Luzulo-Fagion gehörenden nährstoffarmen Drahtschmielen-Buchenwälder (POTT 1995) zeigen die niedrigsten mittleren Stickstoffzahlen in der Krautschicht (s. Anhang Tab. A3).

Nach HÄRDTLE et al. (2004) dominieren hier azidotolerante Sippen, während die anspruchsvollen Fagetalia-Arten fehlen.

Bis auf wenige Einzelnachweise fehlen auch bei den Untersuchungsflächen dieser Waldgesellschaft anspruchsvolle Arten wie *Anemone nemorosa* oder *Circaea lutetiana* (s. Kap. IV, 3.2.1). Dominant sind neben einigen Säurezeigern besonders *Ilex aquifolium* und *Dryopteris dilatata* die ihr Schwerpunktvorkommen auf sauren und nährstoffarmen Waldböden haben (BfN 2006). Die mittlere Anzahl (12,24) der Säurezeiger und deren Deckung (21,94) in der Krautschicht haben bei den Probeflächen des Drahtschmielen-Buchenwaldes den höchsten Wert unter den Waldgesellschaften (s. IV, 3.4.2). Die mittlere Reaktionszahl (4,66) ist hier am niedrigsten.

Durch den hohen Anteil der Probeflächen in Waldrandlage können sich an einigen Stellen Verlichtungsanzeiger wie *Rubus idaeus* (FISCHER 2002) und Arten der Offenlandbereiche behaupten.

BURRICHTER (1973) nennt als Kennzeichen der Krautschicht des Milio-Fagetum „die Vorherrschaft der mäßig anspruchsvollen Fagetalia-Arten“, deren häufigste Arten u.a. *Millium effusum, Anemone nemorosa, Athyrium filix femina* und *Polygonatum multiflorum* sind. Diese Arten sind auf den Probeflächen mit häufig hoher Deckung und Stetigkeit vorhanden (s. Anhang Tab. A4 & 5). Aufgrund des überwiegenden Anteils der Probeflächen im Waldinnern fehlen einige lichtbedürftige Arten, die im Deschampsio-Fagetum vorkommen.

Die Erlen-Eschenwälder haben im Gegensatz zum Buchen-Eichenbestand eine lichte Baumschicht mit einer mittleren Deckung der Erle und Esche von ca 70 % (n. DÖRING–MEDERAKE 1991). Auf den Probeflächen sind hier noch niedrigere mittlere Deckungsgrade von 63,18 (Pruno-Fraxinetum) und 67,31 % (Carici remotae-Fraxinetum) ermittelt worden. Durch die kleinere Oberfläche ist die Auskämmung von Luftschadstoffen gegenüber den Buchen-Eichenwäldern geringer (n. HEGG et al. 2004). Somit dürften in diesen Waldgesellschaften auch die Stickstoffeinträge kleiner sein. Die Stickstoffdepositionswerte des Umweltbundesamtes zeigen hier keine eindeutigen Unterschiede (vgl. IV, 6.). Sinnvoll wären hier noch weitere Messungen nahe beieinander liegender Standorte mit Buchen-Eichen- und Erlen-Eschenbestand.

Die Erlen-Eschenwälder umfassen die Waldeinheiten auf grund- und/oder stauwasser-beeinflussten, nährstoffreichen und mineralischen Böden (BRAND 2000). Durch das erhöhte Lichtangebot und die bessere Nährstoffverorgung der Böden sind Strauch- und Krautschicht beim Alno-Ulmion wesentlich stärker entwickelt als bei den Buchen-Eichenwäldern.

Erlen-Eschenwälder gehören zu den artenreichsten Waldgesellschaften in Norddeutschland (BRAND 2000).

Dies kann auch für das Untersuchungsgebiet bestätigt werden, denn mit 94 Arten wachsen auf den Auwaldstandorten mindestens 1/3 mehr Arten als in den Buchen-Eichenwäldern.

Die Krautschicht besteht aus den Artengruppen mit *Carex remota* oder *Prunus padus*, wobei ein Überschneidungsbereich vorhanden ist (DÖRING–MEDERAKE 1991). Trennartengruppen zwischen dem Carici remotae-Fraxinetum und dem Pruno-Fraxinetum sind zum einen die Arten quelliger Standorte (*Chrysosplenium alternifolium*-Gruppe) und die Arten der Frisch- bis Feuchtezeiger (*Crepis paludosa*-Gruppe). Aufgrund der unterschiedlichen Feuchtigkeitsverhältnisse lassen sich die beiden Gesellschaften in den Aufnahmen anhand dieser Artengruppen unterscheiden. (s. Tab. A6 - 9). So sind die Trennarten *Corylus avellana, Ribes rubrum* und *Prunus padus* wesentlich häufiger auf den Flächen des Traubenkirschen–Erlen-Eschenwaldes anzutreffen als die typischen Arten des Carex remotae-Fraxinetum: *Carex remota, Cirsium palustre, Galium palustre* und *Ranunculus repens*.

Die Erlen-Eschenwälder umfassen durch ihre nährstoffreichen Böden (BRAND 2000) wesentlich mehr Stickstoffzeiger als die nährstoffärmeren Buchen-Eichenwälder (s. IV, 3.4.1 Abb. 17). Die mittlere Stickstoffzahl liegt hier um mindestens 0,5 höher.

BRAND gibt für den gesamten Bereich der Hartholz-Auenwälder im nordwest-deutschen Raum mittlere Reaktionszahlen zwischen 5,5 und 6,5 an. Diese Werte stimmen mit den Untersuchungsergebnissen über die Reaktionszahlen der Erlen-Eschenwälder sehr gut überein (s. Kap. IV, 3.4.2). Die Durchschnittswerte liegen bei 6,13 bzw. 6,47. Der mittlere Anteil der Säurzeiger an der Krautschicht ist mit 2,3 bzw. 4,1 % sehr klein. Häufig wachsen keine Säurezeiger in diesen Waldgesellschaften.

Buchen-Eichenwälder zeigen niedrigere mittlere Eutrophierungsgrade als Erlen-Eschenwälder (s. IV, 5). Dies wird auch durch den MANN–WHITNEY–U–Test, bei dem die Eutrophierungsgrade auch für die Grundgesamtheit keine Gemeinsamkeiten aufweisen, bestätigt (s. IV, 8).

Die Ursachen für diesen Unterschied lassen sich nicht ausschließlich über die verschiedenen Baumschichtdeckungen erklären. Eine besonders große Rolle spielen hier auch die natürlich höheren Nährstoffverhältnisse in den Auwäldern. Dennoch zeigt die Abbildung 44 (IV, 9.2.3) mehrheitlich bei hohen Baumschichtdeckungen niedrige Eutrophierungsgrade. Besonders beim Milio-Fagetum bestehen leichte statistische Zusammenhänge mit einer hohen Signifikanz.

Baumschichtdeckungen können nur dann ein starker Faktor für den Eutrophierungsgrad sein, wenn die Fläche im Waldinnern liegt, und es von der Seite keinen erhöhten Lichteinfall gibt. So zeigen die Probeflächen des Deschampsio-Fagetum, die häufig am Waldrand liegen, keine statistichen Zusammenhänge zwischen Baumschichtdeckung und Eutrophierungsgrad.

Die höheren Stickstoffemissionen und die damit verbundenen höheren Stickstoff-depositionen führen zu einer erhöhten Verfügbarkeit von Stickstoffverbindungen im Waldboden. Dadurch kommt es zu einem vermehrten Auftreten von Nitrophyten innerhalb von Waldgebieten (u.a. ELLENBERG 1996; OTTO 1994; BERNHARDT 2005). Die Eutrophierungsgrade sind in den Erlen-Eschenwäldern auf vergleichbaren Probeflächen von 1986 bis 2006 im Durchschnitt um fast 0,4 angestiegen (s. IV, 10). So wurde in der Arbeit von MOHR (1986) *Geranium robertianum, Galium aparine, Rubus fruticosus coll.* und *Rubus idaeus* auf den vergleichbaren Probeflächen nicht bestimmt, während bei den Aufnahmen 2006 diese Arten mit Deckungsgraden bis zu 15 % vorkommen (s. Tab. A6 - 9).

Innerhalb der Buchenbestände (besonders der bodensauren Buchenbestände), die häufig auf basenarmen und nährstoffärmsten Substraten wachsen (HÄRDTLE et al. 2004), gehören Stickstoffzeiger im Gegensatz zu den Erlen-Eschenwäldern nicht zum natürlichen Arteninventar. Deshalb sind Veränderungen in der Vegetation aufgrund erhöhter Stickstoffvefügbarkeit leichter zu erkennen. ELLENBERG (1996) beschreibt eine starke Ausbreitung der großen Brennessel (*Urtica dioica*) auf Buchenwald-standorten innerhalb weniger Jahre. Als gesellschaftsfremde Ruderalpflanze ist sie bei früheren Aufnahmen nie bestimmt worden. Auch bei den Vegetationsaufnahmen in dieser Arbeit ist *Urtica dioica* auf bodensauren Buchenwaldstandorten gefunden worden.

Auch RÖDER et al. (1996) beobachtete ein Anstieg der mittleren N-Zeigerzahl von 3,4 auf 4,6 in einem Zeitraum von 1950 bis 1981 im Luzulo-Fagetum.

Mit einer Ausnahme konnten auf allen Probeflächen gesellschaftsfremde Nitrophyten nachgewiesen werden. Die Höhe des Eutrophierungsgrades kann jedoch aufgrund der unterschiedlichen Standorte und je nach Waldgesellschaften zwischen 1,1 und 5,4 schwanken.

Sehr häufig und mit hohen Deckungen sind *Urtica dioica, Geum urbanum, Poa trivialis, Geranium robertianum* und *Galium aparine* bei den Erlen-Eschenwäldern und *Rubus fruticosus coll., Rubus idaeus* und *Impartiens parviflora* bei den Buchen-Eichenwäldern bestimmt worden.

Durch die schon beschriebenen Faktoren wie Nährstoffverfügbarkeit, Basensättigung und Baumschichtdeckung, ist der mittlere Eutrophierungsgrad in den Erlen-Eschenwäldern um etwa das Doppelte höher als in den Buchen-Eichenwäldern.

Einen Zusammenhang zwischen einem hohen Eutrophierungsgrad und einer hohen Deckung bzw. Anzahl der Säurezeiger in der Krautschicht gibt es entgegen der Erwartungen nicht.

RÖDER et al. (1996) konnten bei ihren Untersuchungen der Methode der Quasi-Dauerfläche in Wäldern des Luzulo-Fagetum einen Anstieg der Reaktionszahlen in den zurückliegenden 30 Jahren beobachten, obwohl die Stickstoffbelastungen in dieser Zeit stark angestiegen waren. Hierzu sei auf die Ausführungen von FISCHER (2002) verwiesen, die im vorherigem Kapitel ausführlich zitiert worden sind (V, 2). Darin vermutet er, dass die erhöhte N-Verfügbarkeit die Bodenversauerung aufgrund von Stickstoffzeigern, die dem pH-Wert gegenüber indifferent sind, überkompensiert. Auch auf den Probeflächen konnte dieser Zustand nachgewiesen werden (vgl. V, 2).

In den Waldgesellschaften wurden insgesamt 19 gefährdete Arten bestimmt (s. Tab. A1a & b). 80 % dieser Arten wachsen in den Erlen-Eschenwäldern (s. IV, 4). Bedingt durch die Bedrohung von Auwaldgesellschaften in Niedersachsen (RENNWALD 2001), ist die hohe Zahl der gefährdeten Arten nicht verwunderlich. HUNTKE (2002) konnte allein auf den frisch-feuchten Laubwaldstandorten des Mansholter Holzes 20 gefährdete Arten bestimmen. Darunter sind *Platanthera chlorantha, Chrysosplenium alternifolium, Chrysosplenium oppositifolium* und *Ulmus laevis* u.a. zu finden. Diese Arten konnten auch auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Zusätzlich wurden gefährdete Arten bestimmt, die als Zeigerarten für historisch alte Waldstandorte gelten (Mercurialis perennis, Paris quadrifolia u.a.) und belegen, dass diese Waldstandorte als Rückzugsort gefährdeter Arten dienen können (WULF 1994).

Der Gefährdungsgrad zeigt die Konzentration der gefährdeten Arten auf den einzelnen Probeflächen an (s. III, 3.4).

Besonders hohe Gefährdungsgrade haben die Probeflächen der Erlen-Eschenwälder im Wold (2), Schippstroth (20), Goelriehenfeld (35), Altes Südholz (32) und Michelshorn (31).

Die Eutrophierung der Wälder führt zu einer Verdrängung typischer Waldpflanzen bzw. einer Förderung ubiquitärer Ruderalvegetation (SCHERZINGER 1996).

SCHERZINGER stellte überspitzt die Frage ob statt Orchideen bald nur noch Brennesseln im Wald wachsen werden. Dieser Frage, ob seltene Arten durch eine hohe Anzahl von Nicht-Wald-Nitrophyten verdrängt werden, soll hier nachgegangen werden.

Ein schwacher statistischer Zusammenhang zwischen einem hohen Eutrophierungsgrad und einem niedrigen Gefährdungsgrad konnte beim Carici remotae-Fraxinetum festgestellt werden (s. IV, 9.2.7). Beim Pruno-Fraxinetum zeigt die Abbildung 49 einen positiven Zusammenhang, so dass insgesamt hier keine eindeutigen Aussagen getroffen werden können. Auch ROLAND (2009) konnte auf Buchenwaldstandorten nur geringe Abweichungen in der Anzahl der Rote-Liste-Arten in einem Zeitraum von 5 Jahren feststellen. Zu dieser Fragestellung könnten umfangreichere Untersuchungen genauere statistische Aussagen ermöglichen.

4. Bedeutung bodenchemischer Faktoren für die Eutrophierung von Laubwäldern

Die bodenchemischen Faktoren sind für die Beurteilung der Eutrophierungssituation der Waldgesellschaften von zentraler Bedeutung. Die durchgeführten Bodenuntersuchungen ermöglichen eine Beurteilung des Nährstoffversorgungszustandes und des Versauerungsgrades der Waldböden.
Die Korrelationsanalysen sind dabei insgesamt unter Vorbehalt zu interpretieren, denn die Probenanzahl ist mit N = 5 pro Waldgesellschaft sehr klein.

Humusformen

Die Humusform hängt im Wesentlichen von der Art und Menge der jährlich produzierenden Streumenge der Vegetation und von den Wärme-, Wasser-, Luft- und Nährstoffvehältnissen eines Standortes ab (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Somit unterscheiden sich die Humusformen der bodensauren Buchenwälder, der Flattergras-Buchenwälder und der Erlen-Eschenwälder stark voneinander.
Rohhumus bildet sich insbesondere bei sehr nährstoffarmen Böden unter einer Vegetationsdecke, die schwer abbaubare und nährstoffarme Streu liefert. Das Deschampsio-Fagetum begünstigt durch die hohe Baumschichtdeckung der Rotbuche mit wenig krautigem Unterwuchs die Rohhumusbildung. Bei ¼ der Probeflächen dieser Waldgesellschaft konnte Rohhumus als biotisch ungünstigste Humusform ermittelt werden (s. Kap. IV, 7.1). Dies deutet auf eine geringe Aktivität der Bodenfauna, saure Bodenverhältnisse und eine geringe Nährstoffverfügbarkeit hin (n. REHFUESS 1981). Als Folge davon ist eine hohe Anzahl von Säurezeigern mit größtenteils hohen Deckungen bestimmt worden (s. Tab. A2).

Stickstoffzeiger sind auf diesen Probeflächen im Gegensatz zu den Arten, die auf N-armen Standorten wachsen eher selten (s. Tab. A3).

Weitaus häufiger sind im Deschampsio-Fagetum Moder-Humusformen vorhanden (75 %). Azidophile Buchenwälder werden daher häufig auch als „Sauerhumus-“ oder „Moderbuchenwälder“ bezeichnet (DIERSCHKE 1985, ELLENBERG 1996). Moder bildet sich ebenfalls vor allem in Böden unter krautarmen Laub- und Nadelwäldern aus relativ nährstoffarmen Substrat (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die Auflagehumusform Moder spricht ebenfalls für eine verminderte Abbaurate anfallender Streu durch gehemmte Bodenaktivität, wodurch die Nährstoffverfügbarkeit und Basen-sättigung schlechter ist als beim Mull.

Dies zeigt auch das C/N-Verhältnis bei den Probeflächen des Milio-Fagetum, deren Humusform Moder ist. Hier liegen die C/N-Verhältnisse etwas weiter auseinander, als bei Standorten mit Mineralboden-Humusformen. Zumeist dominiert jedoch beim Flattergras-Buchwald der Mull (s. IV, Tab. 24) und weist damit auf eine schnelle Streuzersetzung und gute Nährstoffverfügbarkeit hin.

Die Erlen–Eschenwälder hinterlassen leicht abbaubare Vegetationsrückstände. In der Verbindung mit guter Wasser-, Luftversorgung und neutralem pH-Wert (vgl. Kap.7.2), entstehen hier Mineralboden–Humusformen als Kennzeichen nährstoffreicher und biotisch aktiver Böden.

PH-Werte

Bodenversauerung entsteht durch den Verlust basisch wirkender Kationen und Carbonaten in Folge von bodeninterne Säureproduktion, Säureeinträge und Auswaschung (AG BODEN 2005).

Die pH-Werte der Buchen-Eichenwälder und der Erlen-Eschenwälder auf den Probe-flächen unterscheiden sich grundlegend. Auch in der Grundgesamtheit zeigt der MANN–WHITNEY–U–Test keine Übereinstimmung (vgl. IV, 8). Während die Buchenwälder im sehr basenarmen bis basenarmen Milieu wachsen (pH-Wert: 2,82 – 3,75), stocken die Auenwälder auf Böden mit einem mittelbasischem bis sehr basenreichem Substrat (pH-Wert: 4,07 – 6,12) (AG BODEN 2005) (vgl. Kap. IV, 7.2). Nach POTT & HÜPPE (2007) liegen die Böden im extrem sauren bis sehr stark saurem Bereich (Buchen-Eichenwäldern) und im stark sauren bis schwach saurem Bereich (Erlen-Eschenwälder). Für das Pflanzenwachstum, den Humusgehalt im Boden und die Nährstoffverfügbarkeit werden von der AG BODEN (2005) optimale Boden-pH-Werte von 5,4 bis 7,0 angegeben.

Innerhalb dieser Spanne konnte nur der pH-Wert der Probefläche 24 im Dunghorst bestimmt werden. Diese Fläche wurde 1996 gekalkt (FRITZ 2007).

Durch die niedrigen pH-Werte liegen die Böden der Buchen-Eichenwälder im Untersuchungsgebiet meistens in einem ungünstigen Pufferbereich. Bei pH-Werten unter 4,2 ist dies der Aluminium-Pufferbereich. Durch die größere Menge der H^+-Ionen kommt es zu einem Austausch an den Austauscherplätzen mit anderen Kationen. Hiervon betroffen sind besonders die wichtigen Nährstoffe Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ und die toxisch wirkenden Al^{3+} - Ionen. Diese Stoffe lösen sich, werden ausgewaschen und stehen als Nährstoffe nicht mehr zu Verfügung. Die Aluminiumionen können durch diesen Vorgang eine schädigende Wirkungen auf die Pflanzen ausüben. Die Hälfte der pH-Werte im Deschampsio-Fagetum sind noch weiter auf unter 3 abgesunken. Bei diesem extrem sauren Boden kommt es zu einem Nährstoffmangel in dem Al^{3+}, Fe^{3+} und H^+ vorherrschend sind (AG BODEN 2005).

Trotz niedriger pH-Werte ist die Stickstoffversorgung der Moderbuchenwälder ausreichend (n. HÄRDTLE et al. 2004). Allerdings ist die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat durch die gehemmte Aktivität der chemoautotrophen Bakterien stark reduziert. Dadurch kommt es zu einer Dominanz von Ammoniumstickstoff verwertender Pflanzen, wie *Deschampsia flexuosa* oder *Vaccinium myrtillus*. Besonders die Probeflächen des Deschampsio-Fagetum zeigen eine hohe Anzahl von Säurezeigern (s. IV, 3.4.2 Abb. 19), die auch Ammoniumstickstoff verwerten können.

Nach den Angaben und Aufnahmen von MOHR (1986), ELLENBERG (1996) und BRAND (2000) waren die pH-Werte der Erlen-Eschenwälder in diesen Arbeiten um 0,5-1 höher als bei den Untersuchungen der hier vorliegenden Arbeit im Jahr 2006. Besonders durch die Untersuchungen von MOHR vor 20 Jahren, konnten aufgrund einer fast identischen Lage der Probeflächen im Wold und den Heller Büschen, direkte pH-Wertvergleiche durchgeführt werden.

Hierbei zeigt sich beim Wold eine Erniedrigung des pH-Wertes von 5,15 auf 4,13 ($CaCl_2$) und bei den Heller Büschen von 5,7 auf 4,38 ($CaCl_2$). Bei einem pH-Wert unter 4,5 (H_2O) sind Schäden an den Eschen wahrscheinlich (ELLENBERG 1996).

Auch die Buchen-Eichenwälder zeigen besonders beim Milio-Fagetum in der Vergangenheit basenreichere Böden als bei diesen Aufnahmen (vgl. ELLENBERG 1996). In der Arbeit von HUNTKE wurden 2002 beim Deschampsio-Fagetum und Oxalido-(Milio-)Fagetum im Mansholter Holz schon ähnlich saure Verhältnisse gemessen wie 2006.

Die verstärkten Stickstoffdepositionen bewirken eine Stickstoffsättigung des Waldökosystems. Durch die pflanzliche Aufnahme von Ammonium unter Abgabe von Wasserstoffionen kommt es zu einer Versauerung des Bodens. Ist die Aufnahmekapazität für Stickstoff erreicht, kann ein verstärkter Nitrataustrag in das Grundwasser erfolgen. Dieser induziert eine Auswaschung von basischen Kationen, und es kommt zu einer weiteren Versauerung des Bodens (BERNHARDT 2005).

Ein Zusammenhang von niedrigen pH-Werten und hohen Stickstoffdepositionswerten oder $EB_{ges.}$-Werten kann in dieser Arbeit an vielen Probeflächen nachgewiesen werden (s. IV, Kap. 1,6 & 7.2; z. B. bei Fl.: 11, 39, 8 & 3). Eine geringerer pH-Wert im organischem Horizont als im humosen Oberbodenhorizont auf den Probeflächen der bodensauren Buchenwälder (vgl. IV, 7.2), ist ein weiteres Indiz für anhaltende sauer wirkende Stoffeinträge aus der Atmosphäre.

Beim Milio-Fagetum gibt es kaum Unterschiede zwischen den pH-Werten der beiden Horizonte. Auch für die Grundgesamtheit zeigt der WILCOXON-Test zu 78,6 % eine gleiche Verteilung. Ursache könnte die häufiger vorkommende Humusform Mull sein. Durch den etwas höheren pH-Wert ist das Pufferungsvermögen der Böden des Milio-Fagetum etwas besser als beim Deschampsio-Fagetum.

Anders stellt sich die Situation in den Erlen-Eschenwäldern dar. Hier fallen die pH-Werte mit zunehmender Bodentiefe. Die rasche Streuzersetzung hat eine schnelle Abgabe der gebundener Mineralstoffe zur Folge, die dann teilweise basisch wirken können (Ca^{2+}, Mg^{2+}, etc.) und eine Auflösung und Umwandlung der sauer wirkenden Huminstoffe bewirken (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Zusätzlich findet bei dem höheren pH-Wert des Bodens der Erlen-Eschenwälder kaum eine NH_4^+-Ernährung der Pflanzen und damit in diesem Zusammenhang auch kaum eine sauer wirkende H^+-Ionenfreisetzung statt (s.o.). Einen weitere Erklärung könnte die Wirkung der Kalkungsmaßnahmen in den Waldgebieten liefern. Während in den letzten Jahren überwiegend in den Erlen-Eschenwäldern gekalkt wurde, war dies nachweislich auf Probeflächen des Deschampsio-Fagetum häufig nicht der Fall gewesen (s. IV, 2 & V, 1). Diese These wird durch die pH-Werte des Ihlower Forstes im Carici remotae-Fraxinetum unterstützt. Als einzige Probefläche der Erlen-Eschenwälder sind die Werte in den unteren Horizonten höher als in den oberen (vgl. IV, 7.2). Hier fand nach DÄHLMANN (mündl. Forstamt Kloster-Barthe) keine Kalkung statt.

Insgesamt ist an dieser Stelle festzuhalten, dass aufgrund der geringen Probenanzahl von fünf Bodenproben pro Gesellschaft hier noch weitere Untersuchungen sinnvoll wären.

Da die Basennachlieferung im wesentlichen vom Nachschub durch das Grundwasser abhängt (DÖRING–MEDERAKE 1991), ist der Median (5,1) und mittlere pH-Wert (5) beim Carici remotae-Fraxinetum am höchsten.

Diese Gesellschaft zeigt im Vergleich zu den drei anderen untersuchten Waldgesellschaften die feuchtesten Bodenverhältnisse (s. IV, 3.3). Hierdurch könnten sich auch die leichten Unterschiede zum Pruno-Fraxinetum erklären lassen. Die etwas trockeneren Standorte bewirken dann einen etwas kleineren Median der pH-Werte im Boxplotdiagramm (s. IV, 7.2, Abb. 30). Nach dem MANN–WHITNEY–U–Test gibt es auch in der Grundgesamtheit bei den pH-Werten nur zu 34,7 % einen Zusammenhang der beiden Waldgesellschaften.

Ein hoher pH-Wert des Waldbodens bewirkt eine hohe mittlere Reaktionszahl (n. ELLENBERG et al. 1992) der krautigen Pflanzen auf der Probefläche. Dieser Zusammenhang lässt sich größtenteils durch einen starken Korrelationskoeffizienten belegen (s. IV, 9.4.2).

PH-Werte und Eutrophierungsgrade haben je nach Waldgesellschaft unterschiedliche statistische Zusammenhänge. Die meisten der für die Berechnung des Eutrophierungsgrades bestimmten Nicht-Wald-Nitrophyten sind dem pH-Wert gegenüber indifferent (67 %). Die verbliebenen relevanten Nitrophyten haben ca. zur Hälfte die Reaktionszahl 7, zur anderen Hälfte wird nach ELLENBERG et al. (1992) die Reaktionszahl 6 zugeordnet (bzw. *Polygonum hydropiper*, R = 5). Damit wachsen ca. 33 % der Nicht-Wald-Nitrophyten nie oder selten auf stark sauren Böden (n. ELLENBERG et al. 1992). Demnach sind positive oder keine Zusammenhänge zwischen pH-Wert und Eutrophierungsgrad zu erwarten. Mit Ausnahme des Milio-Fagetum konnte diese Erwartung mit einem Korrelationskoeffizienten (n. SPEARMANs Rho) von 0 bis 0,87 bestätigt werden (vgl. IV 9.2.2).

Ein wichtiger Faktor für die Höhe des Eutrophierungsgrades ist die Lage der Probefläche im Wald (s. IV 2). Bei dem Vergleich von pH-Wert und Eutrophierungsgrad im Milio-Fagetum liegt eine der fünf Probeflächen am Waldrand. Diese Fläche hat mit Abstand den höchsten Eutrophierungsgrad und gilt deshalb als Ausreißer (vgl. IV, 5). Diese Probefläche hat einen erheblichen Anteil an der negativen Korrelation zwischen den beiden Variablen. Ohne diese Probefläche wäre die negative Korrelation zwischen pH-Wert und Eutrophierungsgrad schwächer.

Austauschbare Kationen

Die Hauptnährelemente (Makronährelemente) der Pflanzen sind N, K, Ca, Mg, P und S (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Aus den Bodenproben wurde der Gehalt der basisch wirkenden Kationen Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^{+} bestimmt. Diese Hauptnährelemente können leicht durch erhöhten N-Eintrag und die damit einhergehende Bodenversauerung ausgewaschen werden, weshalb deren Gehalt eine wichtige Aussage über den Grad der Eutrophierung, die Pufferkapazität und die Nährstoffverfügbarkeit im Boden liefern kann.

Die Ergebnisse der austauschbaren Kationen (aK) lassen sich schlecht mit den Daten aus der Literatur vergleichen, denn hier erfolgt die Bewertung fast immer über die Kationenaustauschkapazität (KAK) oder die Basensättigung (BS) (z.B. BRAND 2000 o. WOLFF & RIEK 1997). Somit werden hauptsächlich die Probeflächen untereinander verglichen und nur eingeschränkt kann ein Vergleich mit der Literatur stattfinden.

Calcium

Die Böden der Probeflächen im Untersuchungsgebiet können insgesamt als ausreichend calciumversorgt angesehen werden. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) tritt Ca-Mangel bei Konzentrationen in der Bodenlösung von unter 0,1 bis 5mg Ca pro Liter auf. Bei diesen Konzentrationen kann es zu Wurzelstörungen und Ernährungsstörungen der Waldbäume kommen. Nimmt man die Calciumwerte vom Kationenbelag (der sich aus den austauschbaren Kationen bildet) und der Bodenlösung einer stark sauren Braunerde als Orientierungshilfe, so ergeben sich Verhältnisse der Calciumkonzentrationen von 1:22 (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Damit errechnen sich Grenzwerte für einen Calciummangel von unter 2,2 bis 110 mg Ca^{2+}-Ionen pro kg Boden.

Deutlich unter diesen Grenzwerten liegen mit 15 bzw. 57 mg/kg die Ah2-Horizonte der Probeflächen im Hasbruch und Neuenburger Urwald des Milio-Fagetum.

Sichtbar werden hier die Auswirkungen der historischen Nutzung (s. Kap V, 1) und die Auswaschung der Ca^{2+}-Ionen im mineralischen Horizont durch die steigende Versauerung (vgl. Kap. IV, 7.2), während der humusreichere Oberboden durch die ständige Nachlieferung organischen calciumhaltigen Materials noch höhere Calciumwerte aufweist. Hier liegen die Werte um das 23- bzw. 3-fache höher, so dass dadurch der Ca-Mangel wahrscheinlich kompensiert wird (vgl. IV, 7.3.1). Nach REHFUESS (1981) ist Ca-Mangel von Waldbaumarten bislang auch nicht auf Podsolen eindeutig nachgewiesen worden.

Podsol oder Pseudogley mit Podsolierungsmerkmalen ist der vorherrschende Bodentyp auf den Probeflächen mit Buchenbestand (s. Abb. A2-8 & A10-12). Der Podsol besteht aus sandigem Substrat mit einem geringen Calciumgehalt (REHFUESS 1981; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Bei den Buchen-Eichenwäldern der Probeflächen wurden Calciumgehalte von 15 bis 3230 mg/kg ermittelt. ROLAND (2009) ermittelte für Buchen-Eichenwälder Calciumgehalte von 222,5 bis 6425 mg/kg. Diese Werte sind jedoch nur bedingt aussagekräftig, da die Untersuchungen auf calciumhaltigem Ausgangsgestein des Bodentyps Rendzina oder Braunerde stattfanden.

Aufgrund eines anderen Feuchtzustandes, besserer Zersetzbarkeit der Streu und einem höheren pH-Wert, stellt sich die Situation der Calciumgehalte in den Erlen–Eschenwäldern völlig anders dar. Hier schwanken die Gehalte von 1303 bis 16175 mg/kg. Auch in der Arbeit von BRAND (2000) wird in den Erlen-Eschenwäldern eine hohe Basensättigung und Kationenaustauschkapazität festgestellt.

Unterschiede der Calciumgehalte zwischen den Bodenhorizonten sind beim Alno-Ulmion nicht so ausgeprägt wie bei den Buchen-Eichenwäldern. Hier zeigt die Humusform „L-Mull“ eine schnelle Zersetzung des organischen Materials innerhalb eines Jahres und eine zügige Einarbeitung in den mineralischen Horizont (AG BODEN 2005). Somit gelangt auch Calcium schnell in größere Bodentiefen, und wird durch das höhere Puffervermögen auch nicht durch sauer wirkende Stoffeinträge ausgewaschen.

Besonders auffällig sind die extrem hohen Calciumwerte (7290 bzw. 16175 mg/kg) im Boden des Ihlower Forstes. Bei der Entnahme der Bodenproben wurde ein stark humoser und nasser Boden vorgefunden. Der hohe Humusgehalt im Boden und der hohe Grundwasserstand bewirken eine ständige Nachlieferung gelöster Stoffe (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Der Ihlower Forst liegt in Meeresnähe (Dollart) und auf Meereshöhe im Gebiet der ehemaligen Leybucht, so dass der Einfluss des Meeres in Form von Rückständen (z.B. Ca^{2+}, K^{+} und Mg^{2+}), die vor der Eindeichung und Entwässerung des Gebietes abgelagert wurden, in den unteren Bodenschichten denkbar ist (vgl. IV, Kap. 7.3). Somit wäre der höhere Wert im Ah2–Horizont zu erklären.

Die Zusammenhänge zwischen einem hohem Calciumgehalt im Boden und einem hohen pH-Wert sind in den Waldgesellschaften fast immer positiv (s. IV, 9.4.1.1). Dies wird für die Grundgesamtheit mit hohen Signifikanzen von größtenteils über 60 % bestätigt. Auch BRAND (2000) beobachtete bei einer starken Zunahme des pH-Wertes eine Zunahme der relativen Anteile von Ca^{2+} und Mg^{2+} von 20 auf annähernd 100%.

ROLAND (2009) stellte eine starke positive Korrelation zwischen dem pH-Wert und dem austauschbaren Calcium fest.

Der prozentuale Anteil der Summe von austauschbaren Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^{+} an der Kationenaustauschkapazität (KAK) wird auch Basensättigung genannt (MÜCKENHAUSEN 1993). Somit steigt der pH-Wert der Böden häufig mit steigendem Anteil dieser Kationen am Ionenbelag. Neben dem pH-Wert hat aber auch der Tonanteil des Mineralbodens eine starke Wirkung auf die KAK.

Die beiden negativen Zusammenhänge im Ah-Horizont des Deschampsio-Fagetum und im Ah1-Horizont des Carici remotae-Fraxinetum könnte durch die geringe Probenzahl (N = 5) bedingt sein. Dafür sprechen die geringen Unterschiede in den generell sehr niedrigen Calciumgehalten in den unteren Bodenschichten des Deschampsio-Fagetum und der leicht positive lineare Zusammenhang in den oberen Bodenschichten des Carici remotae-Fraxinetum.

Magnesium

Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) schwankt die Mg-Konzentration in der Bodenlösung mitteleuropäischer Böden zwischen < 0,1 bis 60 mg/l. Bei stark versauerten Waldböden kann sich diese Spanne auf < 0,1 bis 10 mg/l verringern. Dies entspricht etwa einem Bereich von < 1,4 bis 140 mg/kg austauschbarer Magnesium-ionen in sauren Waldböden. Die Werte der Buchen-Eichenwälder lassen sich mit Ausnahme des oberen Extremwertes (Fl.: 22) in diese Spanne gut eingliedern. Sie liegen zwischen 14 und 185 mg/kg. ROLAND (2009) ermittelte für Buchenwald-standorte einen Mg-Gehalt von 20,3 bis 427,3 mg/kg. Allerdings ist hier der vorherrschende Bodentyp die Rendzina mit einem von Natur aus höheren Basengehalt.

Die mittleren Mg-Gehalte im Boden der Erlen-Eschenwäldern liegen aufgrund des höheren pH-Wertes sehr viel höher (s. Kap. IV, 7.3.2).

Der überwiegende Anteil des Magnesiums in Böden liegt in Silicaten vor. Deshalb sind quarzreiche Sandböden (z. B. bei podsolierten Böden) in der Regel Mg-arm und silicatreiche Tonböden Mg-reich (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). 85 % der Probeflächen des Untersuchungsgebietes haben lehmigen Sand als Bodenart (s. Abb. A2-12). Somit kann man aufgrund der Bodenart mit geringen Magnesiumgehalten im Boden rechnen. Auf drei Untersuchungsflächen (Ihlower Forst (Fl.: 49 & 50) & Barneführer Holz bei Sannum (Fl.: 11)) besteht der Boden aus reinem Sand. Im Vergleich zu den anderen Probeflächen sind hier dementsprechend die niedrigsten Magnesiumgehalte zu finden (s. IV, 7.3.2).

Eine Bestimmung des Ton- und Schluffgehaltes der Böden wäre hier in weiteren Untersuchungen sinnvoll. Somit wäre festzustellen, ob mit dessen steigendem Gehalt auch der Gehalt an austauschbaren Mg steigt.

Die Magnesiumaufnahme kann durch Ionenkonkurrenz stark erniedrigt werden. Durch hohe NH_4^+-, K^+- und Ca^{2+}- Konzentrationen wird die Mg-Aufnahme stark erniedrigt und es kann zu einem Mg-Mangel in der Pflanze kommen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Bei stark sauren Böden kann zusätzlich eine starke Ionenkonkurrenz durch H^+ und Al^{3+} auftreten. Auf den Probeflächen tritt besonders in den Buchen-Eichenwäldern Mg-Mangel durch saure Bodenverhältnisse auf.

Die Probeflächen 8, 11 (Barneführer Holz), 39 (Hasbruch), 47 (Neuenburger Urwald) und 49 (Ihlower Forst) zeigen mit pH-Werten von 2,82 bis 3,13 die sauersten Bodenverhältnisse. Der Gehalt des austauschbaren Magnesiums hat dadurch besonders im Ah-Horizont mit 14 bis 25 mg/kg den niedrigsten Wert unter den Probeflächen. Die Mg-Werte in den oberen Bodenhorizonten sind durch die Magnesiumgehalte der Streu mindestens doppelt so hoch. Die großen Unterschiede zwischen den Bodenhorizonten wurde auch für die Grundgesamtheit errechnet (s. IV, 8). Hier ergeben sich zu 92 bis 95,7 % keine Übereinstimmungen (n. dem WILCOXON-Test).

Durch niedrige pH-Werte gelangt u.a. zunehmend toxisch wirkendes Aluminium und vermehrt H^+ in die Bodenlösung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Gleichzeitig werden für die Pflanzenernährung wichtige basische Kationen ausgewaschen (z.B. Mg). Dies konnte ROLAND (2009) anhand der Korrelations-analyse für Magnesium mit dem pH-Wert nachweisen.

Die Korrelationsanalyse zwischen pH-Wert und den austauschbaren Magnesiumionen zeigen auch in dieser Untersuchung mit Koeffizienten von 0,6 bzw. 0,9 und Signifikanzen von 71,5- bis 96,3 % ebenfalls starke Zusammenhänge an (vgl. Kap. IV, 9.4.1.3). Zusätzlich lassen enge C/N-Verhältnisse und/oder hohe Stickstoffdepositions-werte bzw. EB-Werte hohe NH_4^+-Konzentrationen im Boden vermuten, so dass es hier zu einer weiteren Ionenkonkurrenz kommen kann.

Des weiteren sind sehr niedrige Magnesiumgehalte (20 bis 25 mg/kg) in den oberen Bodenhorizonten der Fläche 30 (Michelshorn) des Milio-Fagetum, sowie der Probe-flächen 37 (Hasbruch) und 50 (Ihlower Forst) der Erlen-Eschenwälder festgestellt worden. Hier führen der höchste Wert an austauschbarem K^+ (Fl.: 30 & 37) und der höchste Ca^{2+}-gehalt (Fl.: 50) zu einer starken Ionenkonkurrenz.

Die Rangkorrelationskoeffizienten im Ah1-Horizont zwischen K^+ und Mg^{2+} zeigen hier jedoch nur einen schwach negativen Zusammenhang. Stärker negativ ist die Korrelation in den unteren Bodenhorizonten (s. IV, 9.5).

Kalium

Die Böden der Probeflächen haben im Gegensatz zum Ca^{2+} und Mg^{2+} eine wesentlich homogenere Verteilung des austauschbaren Kaliumgehaltes. Unterschiede zwischen Erlen-Eschen- und Buchen-Eichenwäldern sind kaum vorhanden. Die Böden mit Erlen-Eschenbestand weisen Kaliumgehalte von 24 bis 145 mg/kg auf, während Probeflächen, die mit Buchen und Eichen bestockt sind, einen Wertebereich von 27 bis 121 mg/kg aufweisen. Im Vergleich zu den anderen getesteten Parametern ergibt sich nach dem MANN–WHITNEY–U–Test mit knapp 40 % auch die größte Über-einstimmung für die Grundgesamtheit.

Auch ROLAND (2009) hat bei seinen Ergebnissen eine homogenere Verteilung der Kaliumgehalte in den Böden der Buchenwälder vorgefunden als bei den Calcium- oder Magnesiumgehalten. Die Wertespanne liegt mit 34,1 bis 151,3 mg/kg in einem ähnlich hohen Bereich wie es bei diesen Untersuchungen der Fall ist.

Die geringen Unterschiede der beiden Waldgesellschaften könnten dadurch bedingt sein, dass ein Teil des Kaliums ständig im System Pflanze–Boden zirkuliert. Ein anderer Grund ist die ständige Nachbildung des pflanzenverfügbaren austauschbaren Kaliums aus dem nicht austauschbaren K+ des Substrates. Nach SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL (2002) fördert ein sinkender pH–Wert diese Nachbildung, obwohl in stark sauren Böden Kalium leicht durch Ammonium und Aluminium verdrängt wird und so ausgewaschen werden kann.

Im Unterschied zum Calcium oder Magnesium ist Kalium vermehrt im sandigen Substrat (Bindung an den Feldspäten im Sand) enthalten. Die Kaliumversorgung der Böden lässt sich also nicht allein über den Gehalt des austauschbaren Kaliums festlegen, sondern hier muss das nicht austauschbare Kalium des Substrats mit einbezogen werden. Die Kaliumvorräte der Podsole variieren in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein erheblich (REHFUESS 1981). Somit sind hier weitere Untersuchungen zur Bodenzusammensetzung und zur Nachbildung austauschbaren Kaliums notwendig.

Wesentlich größere Unterschiede der K^+-Konzentrationen sind innerhalb der Probe-flächen zwischen den Horizonten nachgewiesen worden (s. Kap IV, 7.3.3). Dies wird auch für die Grundgesamtheit mit Hilfe des WILCOXON–Tests mit nur geringe Übereinstimmungen von 4,3 bis 8 % bestätigt.

In den oberen Bodenhorizonten gibt es durchschnittlich auf jedes Kilogramm Boden 33 mg mehr austauschbares K^+ als in den unteren Bodenhorizonten. Die Messungen von ROLAND (2009) ergaben ebenfalls unterhalb der oberflächennahen Horizonte größtenteils niedrigere Werte.

Die Unterschiede zwischen den Bodenhorizonten lassen sich hauptsächlich durch den hohen Kaliumgehalt der Biomasse erklären. Während Huminstoffe praktisch kein Kalium aufweisen, kann es bei der mikrobiellen Biomasse Kaliumgehalte von bis zu 50 kg/ha geben (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Zusätzlich wird das u.a. für die Spaltöffnungen der Blätter gebrauchte Kalium in einer relativ großen Menge über die Pflanzen wieder ausgeschieden und mit dem Stammabfluss durch das Regenwasser in die oberen Bodenhorizonte transportiert (ELLENBERG 1996).

Gelangt die organische Substanz auf den Boden, erfolgt durch die beginnende Mineralsierung eine Freisetzung der Nährstoffe (z.B. K^+) und ein Einbau des Stickstoffs in die mikrobielle Biomasse. Demnach sollte es zwischen einem engen C/N-Verhältniss und einem hohen K^+-Gehalt einen Zusammenhang geben.

Dieser Zusammenhang konnte bei den oberen Bodenhorizonten mit einem Koeffizienten von -0,6 nur beim Deschampsio-Fagetum bestätigt werden (s. IV, 9.6.1.2). Wesentlich eindeutiger sind die Zusammenhänge (mit Ausnahme der Böden des Pruno-Fraxinetums) der beiden Variablen im Ah- bzw. Ah2-Horizont. Hier können niedrige K+-Gehalte im Boden direkt mit weiten C/N-Verhältnissen in Verbindung gebracht werden (z.B. Fl. 22: K^+ = 38 mg/kg, C/N = 1:27 oder Fl. 4: K^+ = 27 mg/kg, C/N = 1:44, u.a.).

Ein weitere Ursache für die höheren Werte in oberflächennahen Bodenhorizonten könnte sich durch die Düngung landwirtschaftlicher Flächen mit kaliumhaltigem Dünger ergeben (z. B. Gülle), da der Eintrag seit Jahrzehnten weit über den Verbrauch durch Ernte und Wachstum liegt (SCHEFFER/ SCHACHTSCHABEL 2002) und somit leicht verfrachtet werden kann.

Die in der Literatur beschriebenen Einflüsse der konkurrierenden Kationen Al^{3+}, Ca^{2+} und Mg^{2+} auf den Kaliumgehalt der Böden (z.B. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002), konnte hier bis auf wenige Ausnahmen nicht festgestellt werden (vgl. Kap. IV, 7.3.1, 9.4.1.2 & 9.5). Möglicherweise ist hier die Probenanzahl (N = 5) für eine signifikante Aussage in der Korrelationsanalyse zu gering.

C/N-Verhältnisse

Das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N-Verhältnis) in Böden gibt Auskunft über die Zersetzbarkeit bzw. die Geschwindigkeit der Mineralisierung der organischen Substanz (POTT & HÜPPE 2007). Wichtige Aussagen über die Humusqualität, die biologische Aktivität und die Nährstoffversorgung sind dadurch möglich (n. BODEN AG 2005 & SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Der zunehmende atmosphärische N-Eintrag führt zu einer deutlichen Einengung der natürlichen C/N-Verhältnisse in Waldböden.

Die Erlen-Eschenwälder der Probeflächen haben mittlere C/N-Verhältnisse von 1:12. Dieses enge Verhältnis spricht für hochaktive eutrophe Böden mit einem hohen Anteil an mikrobieller Biomasse (n. SUCCOW 1988 & SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002) und einer guten Stickstoffverfügbarkeit für die Pflanzen im Boden. Dies zeigt auch die Humusform Mull und das verstärkte Vorkommen von Nitrophyten in den Erlen–Eschenwäldern (vgl . IV, Kap. 7.1 & 3.4.1).

Die Untersuchungen von BRAND (2000) und DÖRING-MEDERAKE (1991) zeigen in Böden von Erlen-Eschenwaldstandorten ein ähnlich enges C/N-Verhältnis von 1:11 bis 1:13 bzw. 1:12 bis 1:15. Bei einem Vergleich der Mediane mit den Untersuchungen in Nordwestdeutschland vor 15 Jahren von DÖRING-MEDERAKE kann eine Tendenz zu engeren C/N-Verhältnissen festgestellt werden. DÖRING-MEDERAKE ermittelte Mediane von durchschnittlich 1:13,3, während sie in dieser Arbeit bei 1:12,3 liegen. Bei den Probeflächen Ihlower Forst (50) und Ipweger Büsche (12) sind sie mit 1:8 und 1:9 noch niedriger. Der Unterschied der mittleren Mediane könnte in der steigenden Stickstoffbelastung der Atmosphäre begründet sein.

Nach ELLENBERG (1996) hat die Streu von Erle und Esche ein C/N-Verhältnis von 1:15 bzw. 1:21 bei einer durchschnittlichen Abbaudauer von einem Jahr. Unter vergleichbaren Bedingungen ist das Verhältnis der Streu von Rotbuche und Eiche wesentlich weiter (1:51 bzw. 1:47), und deren vollständiger Abbau ist erst innerhalb von drei Jahren abgeschlossen. Somit ergeben sich u.a. aufgrund der unterschiedlichen C/N-Verhältnisse der Streu dieser Baumarten die Unterschiede in den C/N-Verhältnissen der Waldböden von Buchen-Eichenwälder und Erlen-Eschenwälder. Des weiteren hemmt der extrem bis stark saure Boden der Buchen-Eichenwälder die Abbaurate der Streu und die Bereitstellung von Nährstoffen, wodurch die ungünstigeren Humusformen Moder oder Rohhumus entstehen.

Die Buchen-Eichenwälder haben auf den Probeflächen ein um ca. die Hälfte weiteres mittleres C/N-Verhältnis (1:18,5) als die Erlen-Eschenwälder.

Diese Unterschiede bestätigt der MANN–WHITNEY–U–Test bei dem die C/N-Verhältnisse der Buchen-Eichenwälder und der Erlen-Eschenwälder nur zu 0,1 % derselben Grundgesamtheit entstammen.

Die Bodentypen auf den Probeflächen des Deschampsio-Fagetum sind Podsole oder Böden mit Podsolierungsmerkmalen. REHFUESS (1981) beschreibt ein C/N-Verhältnis der organischen Auflage der Podsole unter Wald von über 1:25. Auch SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) gibt weite Verhältnisse von 1:25 bis 1:30 an. Jedoch mit dem Hinweis, dass aufgrund zunehmenden atmosphärischen N-Eintrags selbst in sauren Podsolen C/N-Verhältnisse von < 1:15 auftreten können.

Diese Entwicklung lässt sich auch anhand der C/N-Verhältnisse auf den Probeflächen nachvollziehen. Der mittlere Medianwert beim Deschampsio-Fagetum liegt bei 1:19 und hat einen Mittelwert (ohne Extremwerte und Ausreißer) von 1:18.

Aufgrund der feuchteren Bodenverhältnisse (Bodentyp: Pseudogley) und den häufig günstigeren Humusformen (s. Kap.IV, 7.1) sind die C/N-Verhältnisse im Milio-Fagetum etwas enger als im Drahtschmielen-Buchenwald (Ø: 1:16,5 ohne Extremwert). REHFUESS (1981) gibt für einen sekundären Pseudogley unter Eichen-Hainbuchen-wald C/N-Verhältnisse von 1:21 für den OH- und 1:22 für den Ah-Horizont an. Somit gilt auch für den Pseudogley unter Buchen-Eichenwald, dass die C/N-Verhältnisse vermutlich durch zunehmende Stickstoffdepositionen immer enger werden.

Extremwerte und Ausreißer innerhalb der Verteilung der C/N-Verhältnisse gibt es sowohl im unteren als auch im oberen Bereich (s. IV, 7.4).

Die Böden der Probeflächen 11 (Ah) im Deschampsio-Fagetum und 37 (Ah1) im Pruno-Fraxinetum liegen mit Verhältnissen von 1:2 bzw 1:4 weit unter den Medianwerten dieser Waldgesellschaften von 1:20 und 1:11. Die engen Verhältnisse lassen untypische Werte für den Waldboden vermuten, welche durch lokale Stickstoffkonzentrationen in Form von Kadavern oder Kot hervorgerufen sein könnten. Die C/N Verhältnisse im OH- bzw. Ah2–Horizont der beiden Flächen sind mit 19:1 und 13:1 wesentlich höher. Durch den auffallend hohen Kaliumwert von 145 mg/kg im Ah1-Horizont wird diese These bei der Fläche 37 (s. Kap. IV, 7.3.3) bekräftigt. Erhöhte Kaliumgehalte sind u.a. in der mikrobiellen Biomasse zu finden (s. S. 162). Vorstellbar ist auch ein Fehler bei der Messung im Wärmeleitfähigkeitsdetektor. Beim Ah-Horizont der Fläche 11 gibt es keine auffälligen Zusammenhänge zwischen dem C/N-Verhältnis und anderen Parametern.

Sehr weite C/N-Verhältnisse von 1:44 und 1:27 sind in den Ah-Horizonten der Probefläche 4 (Gerdshorst) und der Fläche 22 (Mansholter Holz) der Buchen-Eichenwälder zu finden. POTT & HÜPPE (2007) legen das C/N-Verhältnis von 1:25 als Richtwert für einen gehemmten Abbau des organischen Materials fest, weil dann in der Regel der Stickstoff für die zersetzenden Mikroorganismen limitiert ist.

Durch das weite C/N-Verhältnis und die geringere biologische Aktivität im Boden der beiden Probeflächen werden weniger Nährstoffe freigesetzt. Demnach sollte die Anzahl der Nitrophyten und der Gehalt austauschbarer Kationen gering sein, sowie die Humusform zum biotisch ungünstigen Rohhumus oder Moder tendieren. Diese Zusammenhänge können nur eingeschränkt auf die Probefläche 22 übertragen werden (Eutrophierungsgrad: 1,1, mittlere N-zahl: 5,36, K^+: 38 mg/kg). Die Untersuchungsfläche 4 im Gerdshorst zeigt mit Ausnahme des Ca^{2+} und K^+-Gehaltes wenig Zusammenhänge. Eutrophierungsgrad und mittlere Stickstoffzahl sind hier sogar erhöht (vgl. Tab. A3 & IV, 5). Die mögliche Ursache dieses hohen C/N-Verhältnisses könnte an einem hohen Gehalt organischer Substanzen (z.B. vermodertes Holz) in der Bodenprobe begründet sein. Dadurch steigt der Kohlenstoffgehalt im Verhältnis zum Stickstoff stark an. So hat das Holz der Buche C/N-Verhältnisse von 1:100 bis 1:400 (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die Humusform auf beiden Probeflächen ist Moder.

Insgesamt konnten jedoch einige signifikanten Zusammenhänge zwischen dem C/N-Verhältnis und dem Eutrophierungsgrad, der mittleren Stickstoffzahl und den austauschbaren Kationen festgestellt werden.

Der Eutrophierungsgrad ist neben dem Nährstoffangebot besonders von der Deckung der Baumschicht (Lichtangebot) abhängig. Ob die Probefläche am Waldrand oder im Wald liegt, ist entscheidend für dir Höhe des Eutrophierungsgrades (s. Kap. V, 3). Aufgrund des dominanten Faktors „Lichtangebot“ konnten zwischen C/N-Verhältnis und Eutrophierungsgrad häufig keine stark negativen Korrelationen festgestellt werden. Lediglich im Ah-Horizont des Milio-Fagetum konnte eine negative Korrelation von -0,7 ermittelt werden (Signifikanz: 81,2 %) (s. IV, 9.2.1). Das Deschampsio-Fagetum zeigt hier eine sehr schwach positive Korrelation. Nimmt man allerdings den Extremwert der Fläche 4 (1:44) aus der Berechnung heraus, ergibt sich ein Korrelationskoeffizient (n. SPEARMANs Rho) von -0,8 (Signifikanz: 80 %). Insgesamt ergibt sich dann in den Buchen-Eichenwäldern ein stark negativer Zusammenhang zwischen einem hohem Eutrophierungsgrad und einem niedrigem C/N-Verhältnis.

Auch PÖHLKER (2006) hat mittelstarke statistische Zusammenhänge zwischen einem weiten C/N-Verhältnis und niedrigen Eutrophierungsgraden errechnet.

ROLAND (2009) hingegen beschreibt, dass auf Flächen mit stärkeren Bodenbeeinträchtigungen (starke Versauerungen und weite C/N-Verhältnisse) die Anteile der Nitrophyten und säuretoleranten Arten teilweise deutlich höher ausfallen. Dieser Ansatz würde die mittelstark bis stark positiven Korrelationen in den oberen Bodenhorizonten der Waldgesellschaften erklären. Hier existieren statistische Zusammenhänge zwischen weiten C/N-Verhältnissen und hohen Anteilen der Nicht-Wald-Nitrophyten auf den Probeflächen. Um diese widersprüchlichen Korrelationen abschließend erklären zu können, wären hier noch weitere Untersuchungen mit einer größeren Anzahl von Bodenproben notwendig.

Die Erlen-Eschenwälder wachsen auf einem basenreichen Substrat mit wesentlich höheren pH-Werten. Das führt zu einer erhöhten biologischen Aktivität und dadurch zu einer höheren Nährstoffverfügbarkeit (n. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die C/N-Verhältnisse sind relativ konstant eng, so dass Nitrophyten hier generell bessere Lebensbedingungen vorfinden. Durch die geringeren Unterschiede in den C/N-Verhältnissen im Ah-Horizont lassen sich nur geringe Zusammenhänge mit dem Eutrophierungsgrad errechnen (s. IV, 9.2.1).

Die Verteilung von engen C/N-Verhältnissen in Erlen-Eschenwäldern und weiteren Verhältnissen in Buchen-Eichenwäldern lässt sich auch an der Verteilung der mittleren Stickstoffzahlen n. ELLENBERG et al. (1992) auf den Probeflächen ablesen. So errechnet sich insgesamt ein signifikanter Zusammenhang zwischen weiten C/N-Verhältnissen und niedrigen mittleren Stickstoffzahlen (s. Kap. IV, 9.6.2). In den einzelnen Waldgesellschaften sind diese statistischen Zusammenhänge mit sowohl negativen als auch positiven Korrelationen widersprüchlich.

Das C/N-Verhältnis gibt einen guten Hinweis auf die Zersetzbarkeit organischer Substanz und damit auf die erneute Bereitstellung der mineralischen Nährstoffe (POTT & HÜPPE 2007). Eine hohe und schnelle Zersetzbarkeit der Streu bewirkt ein niedriges C/N-Verhältnis und eine schnelle Freisetzung der gebundenen Nährstoffe. Somit stehen enge C/N-Verhältnisse mit einem hohen Gehalt an austauschbaren Kationen im Zusammenhang. Nach der Korrelationsanalyse von ROLAND (2009) wird je nach Nährelement dieser Zusammenhang mit einer schwachen bis starken Korrelationen bestätigt.

Besonders bei den Calcium- und Magnesiumionen ist auch in dieser Arbeit insgesamt ein schwach bis stark negativer Rangkorrelationskoeffizient errechnet worden (s. IV, 9.6.1). Ca^{2+}-gehalt und C/N-Verhältnis zeigen hier sogar eine auf dem 0,05 bzw. 0,01-Niveau signifikante negative Korrelation für die Grundgesamtheit.

Zwischen den K^+-Ionen im Boden und den C/N-Verhältnissen sind hingegen uneinheitliche Korrelationen bestimmt worden (s. IV, 9.6.1.2).
Die Ursache der widersprüchlichen Zusammenhänge könnte in der Zusammensetzung des austauschbaren Kaliums im Boden liegen. Die Menge des pflanzenverfügbaren austauschbaren Kaliums aus dem nicht austauschbaren K+ des Substrates (s. S. 161) kann einen großen Anteil an der Gesamtmenge der K^+-Ionen haben. Somit gibt es neben der Freisetzung des gebundenen Kaliums aus der organischen Substanz noch einen weiteren gewichtigen Faktor für die Bestimmung der Gesamtmenge austauschbaren Kaliums.

5. Zusammenführende Diskussion

In der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass Waldnutzung, Waldstruktur, boden-chemische Faktoren und die umgebenden Biotoptypen einen wesentlichen Einfluss auf die Eutrophierung von Laubwäldern haben.

Aufgrund der generell unterschiedlichen Vegetation und Bodenverhältnisse in Erlen-Eschenwäldern und Buchen-Eichenwäldern (s. Kap. IV) erfolgt in diesem Kapitel eine getrennte Betrachtung der beiden Waldgesellschaften.

Erlen-Eschenwälder

Die historisch alten Wälder im Untersuchungsgebiet sind weitgehend von der forstlichen Nutzung ausgeschlossen (mündl. PELSTER 2006).
Hierunter fallen auch die Erlen-Eschenwälder der Probeflächen, wobei in den Privatwäldern bei den Untersuchungen augenscheinlich Holzeinschläge festgestellt wurden. Anthropogene Einflüsse gibt es auch in Form von Kalkungen, Entwässerungen und den historischen Nutzungen, die noch heute Einfluss auf den Nährstoffhaushalt der Waldböden haben (POTT 1990).
Ein Einfluss der Kalkung bei Erlen-Eschenwäldern konnte durch höhere pH- und Calciumwerte im Oberboden nachgewiesen werden. Bei vielen gekalkten Probeflächen ist zudem ein erhöhter Eutrophierungsgrad festgestellt worden, der durch die verstärkte Mineralisierung infolge eines zusätzlichen Calciumangebotes ausgelöst worden sein könnte (BRINKMANN 2002).

HUNTKE (2002) beschreibt starke Entwässerungen der Erlen-Eschenwälder im Mansholter Holz durch die Anlage von Entwässerungensgräben. Die Erlen-Eschenwaldstandorte im Untersuchungsgebiet sind ebenfalls von Entwässerungsgräben durchzogen. Dies führt zu nährstoffärmeren Verhältnissen als in nicht entwässerten Feuchtwäldern, da gelöste Nährstoffe die oberen Bodenschichten seltener erreichen (Scheffer / Schachtschabel 2002). Der Einfluss der historischen Nutzung zeigt sich besonders beim „Dung“horst. Das Wort „Dung“ im Namen dieses Waldgebietes, lässt auf vermehrte Kotablagerungen in der Vergangenheit schließen. Hohe Eutrophierungsgrade, Calcium- und Magnesiumwerte scheinen diese Vermutung zu bestätigen.

Aufgrund der geringeren Oberfläche der Baumschicht in den Erlen-Eschenwäldern ist die Auskämmung von Stickstoffverbindungen aus der Luft im Vergleich zu anderen Waldgesellschaften geringer (n. HEGG et al. 2004). Dem entgegen wirkt der starke Lichteinfall auf den Waldboden, so dass Nitrophyten leichter einwandern können (ROLAND 2009). Diese Eigenschaft der Wald-gesellschaft wirkt sich auch auf den Eutrophierungsgrad aus (s. Kap. IV, 9.2.3). Waldrandeffekte sind aufgrund des generell hohen Lichtangebotes und der basischen Bodenverhältnisse abgemildert.

Ein zusätzliches Stickstoffangebot wirkt sich auf die basischen Bodenverhältnissen der Erlen-Eschenwälder schwächer aus als auf die sauren Bodenverhältnisse der Buchen-Eichenwälder (BERNHARDT 2005). Dies konnte durch Korrelationsanalysen zwischen Eutrophierungsgraden und $EB_{ges.}$-Werten bzw. Stickstoffdepositionswerten größtenteils nachgewiesen werden (s. Kap. IV 9.2.6 & 9.2.5). Lediglich beim Pruno-Fraxinetum sind Stickstoffdepositionswerte und Eutrophierungsgrade mittelstark miteinander korreliert. Hier sind die pH-Werte insgesamt niedriger als im Carici remotae-Fraxinetum und liegen teilweise nur wenig über 4 (s. Kap. IV, 7.2 Abb. 30).

Die Böden auf den Probeflächen in den Erlen-Eschenwäldern bestehen aus einem mittelbasischen bis basenreichen Substrat mit biotisch aktiven Mineralboden-Humusformen. Die hohen Wasser-stände bewirken eine ständige Basennachlieferung und somit eine gute Nährstoffversorgung (s. IV. 7). Die Standorte der Erlen-Eschenwälder werden im allgemeinen als ausreichend basenversorgt und nährstoffreich charakterisiert (DÖRING-MEDERAKE 1991, BRAND 2000, u. a.). Somit wachsen in diesen Wäldern vergleichsweise viele Stickstoffzeiger. Aufgrund der im basischem Milieu rascher ablaufenden Mineralisation von Stickstoff steht dieser meistens in ausreichender Menge zu Verfügung, und ein zusätzlicher Stickstoffeintrag hat wenig Auswirkungen auf die Vegetationsentwicklung (BERNHARDT 2005).

Ein Vergleich der pH-Werte und C/N-Verhältnisse mit früheren Arbeiten (MOHR 1986, & BRAND 2000) zeigt hier jedoch schon eine Entwicklung zu stark sauren Bodenverhältnissen und engeren C/N-Verhältnissen in den Erlen-Eschenwäldern, die aufgrund der sauer wirkenden Stickstoffeinträge hervorgerufen worden sein könnten. Dies bestätigt auch der Zusammenhang zwischen hohen Stickstoffdepositionswerten oder $EB_{ges.}$-Werten und einem niedrigen pH-Wert auf vielen Probeflächen (s. IV, Kap. 1,6 & 7.2). Auch ELLING et al. (2007) beschreibt Bodenversauerungen und engere C/N-Verhältnisse in Waldökosystemen, die auf Stickstoffeinträge zurückzuführen sind. Durch sinkende pH-Werte werden auch die Calcium- und Magnesiumgehalte im Boden niedriger (s. IV, 9.4.1.1 & 9.4.1.3).

Buchen-Eichenwälder

Aufgrund der saureren und nährstoffärmeren Bodenverhältnisse in den Buchen-Eichenwäldern wirkt sich ein zusätzliches Stickstoffangebot in diesen Waldgesellschaften wesentlich stärker aus (n. BERNHARDT 2005).

Kalkungsmaßnahmen werden in der Literatur sehr unterschiedlich bewertet (SCHERZINGER 1996). Einerseits wird der pH-Wert durch die basisch wirkenden Ca^{2+}-Ionen angehoben, anderer-seits kann durch die verstärkte Mineralisation zusätzlich Stickstoff freigesetzt werden (n. BRINKMANN 2002).

Unter den Probeflächen der Buchen-Eichenwälder ist von nur drei Flächen bekannt, dass sie gekalkt wurden (Fl.1, 30 & 31). Von diesen drei Flächen wurde nur die Probefläche im Michelshorn auf den pH-Wert und den Calciumgehalt im Boden untersucht. Diese Werte sind gegenüber den Messungen im Ah-Horizont und den nicht gekalkten Flächen größtenteils erhöht.

Wesentlich deutlicher kann der Einfluss der Waldnutzung an den Buchen-Eichenwäldern des Neuenburger Urwalds und des Hasbruchs nachgewiesen werden. Diese Waldgebiete sind in der Vergangenheit sehr stark als Hudewälder genutzt worden (TIELKING 1999 & RÜTHER 1998). Infolge des starken Nährstoffentzuges könnten sich die sehr niedrigen Calcium-, Magnesium- und pH-Werte auf den Böden dieser Probeflächen entwickelt haben (s. Kap. 7.2, 7.3.1 & 7.3.2). Auch die Eutrophierungsgrade sind hier niedriger als auf vergleichbaren Probeflächen (s. IV, 5). GLATZEL (1990) beschreibt ebenfalls einen schlechten Nährstoffversorgungszustand auf Waldböden aufgrund von historischer Nutzung.

Der Lichteinfall ist bei den Buchen-Eichenwäldern wesentlich geringer als bei den Erlen-Eschenwäldern.

Die Baumschichtdeckungen auf den Probeflächen liegen meistens bei über 85 %. Besonders bei den bodensauren Buchenwäldern ist die Krautschicht - aufgrund des geringen Lichteinfalls auf den Waldboden - wenig entwickelt (s. Kap. IV, 9.1), so dass oftmals die typische Hallenwaldstruktur entsteht (HÄRDTLE et al. 2004). Nitrophyten haben es dementsprechend schwerer in diese Waldgesellschaft einzuwandern (s. IV, 5 Abb. 25), außer Licht, Samen und auch Nährstofffrachten können an Lichtungen oder Waldrändern über die Seite eindringen. Dies verdeutlicht der mit einer hohen Signifikanz ermittelte Zusammenhang zwischen einem hohen $Eb_{ges.}$-Wert und einem hohen Eutrophierungsgrad auf den Probeflächen des Deschampsio-Fagetum (s. Kap. IV, 9.2.6). Außerdem liegen alle Untersuchungsflächen der Buchen-Eichenwälder mit hohen Eutrophierungsgraden am Waldrand (s. Kap. IV, 5 & Karte A13 – A31). Nach ELLENBERG (1996) ist für Nitrophyten neben dem Stickstoffangebot das Lichtangebot der wichtigste Faktor für das Ansiedeln dieser Pflanzen in den Waldgesellschaften. Zusätzlich erhalten Nitrophyten gegenüber anspruchsvolleren Waldarten einen Standortvorteil, denn sie reagieren auf die sauren Bodenverhältnisse indifferent (FISCHER 2002). Unterschiedliche Auswirkungen auf die Vegetation wurden am Waldrand und im Waldinnern durch zusätzlicher Stickstoffeinträge auch schon von BERNHARDT (2005), SPANGENBERG et al. (2002) und ROLAND (2009) festgestellt.

Die versauernde Wirkung von erhöhten Stickstoffeinträgen zeigt sich auch bei den Buchen-Eichenwäldern durch niedrige pH-Werte im Waldboden. Eine Zunahme der Säurezeiger auf den Probeflächen konnte dabei nicht beobachtet werden. Nach FISCHER (2002) wird die versauernde Wirkung der Stickstoffeinträge meistens von der eutrophierenden Wirkung überdeckt. So breiten sich auf den Probeflächen mit hohen Stickstoffdepositionswerten vermehrt konkurrenzstarke und dem pH-Wert gegenüber indifferente Nicht-Wald-Nitrophyten aus, verdrängen die anspruchsvollen Waldarten und geben typischen Säurezeigern wenig Möglichkeiten zur weiteren Ausbreitung.

Die Humusformen Moder oder Rohhumus des Großteils der Buchen-Eichenwälder deuteten schon auf saurere und nährstoffärmere Bodenverhältnisse (REHFUESS 1981) als bei den Erlen-Eschenwäldern hin. Die mittleren pH-Werte von knapp über 3 und C/N-Verhältnisse von 1:18 bestätigen diese Vermutung nur teilweise. Nach den Aufnahmen von REHFUESS (1981) und SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) liegen die C/N-Verhältnisse auf Podsolen oder Pseudgleyen unter einem Buchen-Eichenbestand bei 1:21 bis 1:30.

Somit lässt sich im Laufe der Zeit eine Verengung der C/N-Verhältnisse feststellen, die mit der höheren Stickstoffemission in den letzten Jahrzehnten zusammenhängen könnte. Auch ELLING et al. (2007) bestätigt Beobachtungen, wonach die anhaltend hohen N-Einträge zu deutlichen Verengungen der C/N-Verhältnisse geführt haben. Das enge C/N-Verhältnis begünstigt das Auftreten von Nicht-Wald-Nitrophyten auf den Probeflächen der Buchen-Eichenwälder (s. Kap IV, 9.2.1 Abb. 41 ohne d. Extremwert 1:44). Nach BOBBINK et al. (1998) führen die erhöhten Stickstoffeinträge zu einer verbesserten Stickstoffverfügbarkeit für Pflanzen, wodurch der Anteil der Nitrophyten in der Krautschicht steigt.

Häufig kommt es zusammen mit einer Eutrophierung zur Absenkung der pH-Werte der Böden (Falkengren-Grerup, 1987). Auch in dieser Arbeit hatten besonders beim Deschampsio-Fagetum, die Probeflächen mit einem hohem EB_{ges}.-Wert und/oder hohem Stickstoffdepositionswert höhere pH-Werte im OH-Horizont als im Ah-Horizont.

Ein weites C/N-Verhältnis im Waldboden der Buchen-Eichenwälder zeigt eine niedrige biologische Aktivität mit einer langsamen Freisetzung der in der Streu gebundenen Nährstoffe (n. POTT & HÜPPE 2007). Hierdurch sind die Calcium- und Magnesiumgehalte auf den Untersuchungsflächen der Buchen-Eichenwälder vergleichsweise wesentlich kleiner als in den Erlen-Eschenwäldern.

Nach FISCHER (2002) bestimmt der pH-Wert die Mobilität der Nährionen. So steigt die Konzentration von Al^{3+}- und H^{+}-Ionen unterhalb einem pH-Wert von 4,5 in der Bodenlösung an und geht in Ionenkonkurrenz zu den Nährionen. Diese sind hierdurch mobiler und können ausgewaschen werden. Dies führt zu einem positiven Zusammenhang zwischen niedrigen pH-Werten mit niedrigen Calcium- und Magnesiumgehalten auf den Probeflächen (s. IV, 9.4.1.1).

Ein Magnesiummangel durch eine Ionenkonkurrenz mit hohen K^{+} und Ca^{2+}-Gehalten besteht auf den Böden der Probeflächen 30, 37 und 50. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) wird die Magnesiumaufnahme durch einen hohen Gehalt dieser Ionen stark verringert.

Nur die Kaliumgehalte auf den Probeflächen der Buchen-Eichenwälder weisen ähnlich hohe Werte wie die der Erlen-Eschenwälder auf. Hier fördert ein sinkender pH-Wert die Nachbildung des austauschbaren Kaliums aus dem kaliumhaltigen, sandigen Substrat (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Zudem erfolgt eine verstärkte Nachbildung aus dem organischem Material. Dies führt zu einem verstärkten Vorkommen an K^{+}-Ionen auf den Probeflächen der oberen Bodenhorizonte (Kap. IV, 7.3.3).

VI. Ausblick

Diese Arbeit soll einen Beitrag zu den Untersuchungen über die starken Standortveränderungen von naturnahen Waldgesellschaften in Nordwestdeutschland durch Stickstoffdepositionen leisten.

Das nördliche Weser-Ems-Gebiet wurde als Untersuchungsgebiet ausgewählt, da hier flächendeckende Untersuchungen zu diesem Thema bisher fehlten. Besonders die Bedeutung einzelner Faktoren für die Eutrophierung von basen- und nährstoffreichen Erlen-Eschenwäldern sind bisher noch nicht untersucht worden. Zudem war die Bewertung der umgebenden Biotoptypen für die Veränderungen der Vegetation und des Bodens im Wald ein Untersuchungsschwerpunkt.

Ein Faktor für die Bewertung der Eutrophierungssituation in Laubwäldern ist die Waldnutzung. Besonders die Einflüsse von Kalkungen und historischen Nutzungsformen konnten als wichtige Ursachen für die Nährstoffversorgungszustände auf den Probeflächen bestimmt werden. Zur Kalkung lassen sich in Zukunft genauere Zusammenhänge ermitteln, denn nach ACKERMANN (FVA 2008) sind Kalkungsdaten zu den Waldgebieten bald in digitalisierter und genauer Form vorhanden. Ein erhöhter Untersuchungsbedarf zu den Auswirkungen von Kalkungen auf die Vegetation und der Stickstoffspeicherung gibt es generell in Laubwäldern, denn bisher waren meistens Nadelwälder Gegenstand dieser Untersuchungen (z. B. MOHR 2001, BRINKMANN 2002 etc.). Kalkungen können neben den Vorteilen, wie die pH-Wertanhebung, auch Nachteile beinhalten. Dazu zählt die zusätzliche Freisetzung von Stickstoff durch den gesteigerten Stoffumsatz und die Verdrängung gefährdeter Säurezeiger. Somit wäre es wichtig Kalkungsmaßnahmen den unterschiedlichen Standortsverhältnissen anzupassen (n. MELLERT & KÖLLING 2006).

Laubwälder können durch die größere Durchwurzelungstiefe und die vorherrschenden Mineralhumusformen wesentlich mehr und stabiler Stickstoff speichern als Nadelwaldbestände (z.B. HEGG et al. 2004). Hier wäre es sinnvoll den Laubwaldanteil in den durch Stickstoffeinträge stark belasteten Wäldern zu erhöhen, da besonders junge Laubbäume mehr Stickstoff festlegen und nutzen als Altbestände (HEGG et al. 2004).

Der Einfluss der umgebenden Biotoptypen auf Laubwälder durch Stickstoffemissionen ist je nach Lage der Probefläche sehr unterschiedlich. Probeflächen am Waldrand zeigten starke Reaktionen, während die Erlen-Eschenwälder und die Probeflächen im Waldinnern wenig Reaktionen zeigten (s. V, 2).

Nahe gelegene Äcker, Viehweiden und Verkehrsflächen haben unter den untersuchten Biotoptypen die größte Wirkung auf den Eutrophierungsgrad der Waldflächen.
Dabei spielt auch das Lichtangebot in Verbindung mit der Baumschichtdeckung eine große Rolle (ELLENBERG 1996).
Bei den Erlen-Eschenwäldern konnte kein einheitlicher Zusammenhang zwischen Eutrophierungsgrad und $EB_{ges.}$-Wert festgestellt werden. Die Gründe für den fehlenden Zusammenhang liegen im Wasserhaushalt dieser Waldgesellschaften. Den hohen Nährstoffgehalt beziehen die Erlen-Eschenwälder zu einem großen Teil aus den hohen Grundwasser- oder Stauwasserständen (DÖRING-MEDERAKE 1991). Welche Anteile eutrophierte Wasserläufe und Stickstoffdepositionen aus der Atmosphäre am Stickstoffgehalt der Böden haben, bedarf noch der Klärung.
Die Formel zur Ermittlung des EB-Wertes (s. III, 1.2) ermöglicht einen direkten Vergleich der Bedeutung der Biotoptypen für die Eutrophierung der Laubwälder mit anderen Faktoren. Ob sich diese Formel auch auf andere Untersuchungen übertragen lässt, sollte durch weitere Anwendungen bewiesen werden.
Infolge des zusätzlichen Stickstoffangebotes konnten besonders in den Buchen-Eichenwäldern eine hohe Anzahl konkurrenzstarker gesellschaftsfremder Nitrophyten festgestellt werden. Hierzu wurde untersucht, ob bei einem steigendem Eutrophierungsgrad die Anzahl und Deckung gefährdeter Arten zurückgeht. Zu dieser Frage konnte die Arbeit keine eindeutigen Ergebnisse liefern (s. IV, 9.2.7). Weitere Untersuchungen im Hinblick auf den Artenschutz wären sinnvoll.
Die Anzahl von fünf Probeflächen pro Waldgesellschaft, für die Bodenuntersuchungen vorgenommen worden sind, ist sehr klein. Deshalb sind die mit der geringen Probenzahl ermittelten Korrelationskoeffizienten und Signifikanzen noch genauer zu überprüfen, um sie eventuell durch weitere Bodenproben zu ergänzen.

VII. Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit untersucht die Auswirkungen von Stickstoffdepositionen auf natürliche Waldgesellschaften.

Während der Vegetationsperiode 2006 wurden im nördlichen Weser-Ems-Raum vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen an Eichen-Buchenwald- und Erlen-Eschenwaldstandorten durchgeführt. Des weiteren sind die umliegenden Biotoptypen bis 1km Entfernung nach DRACHENFELS (2004) bestimmt worden. Im Frühjahr 2007 erfolgten dann bodenkundliche Auswertungen.

Für die Untersuchungen wurden 12 Probeflächen im Drahtschmielen-Buchenwald, 13 im Flattergras-Buchenwald, 11 im Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald und 13 im Winkelseggen-Erlen-Eschenwald ausgewählt. Bei der Auswahl der Probeflächen wurde neben der typischen Vegetation der jeweiligen Waldgesellschaft, auf eine gleichmäßige Verteilung der Flächen in den naturnahen historisch alten Waldgebieten des Untersuchungsgebietes geachtet. Die Vegetationsaufnahmen konzentrierten sich besonders auf die nitrophytischen Arten, die in der natürlichen Krautschicht dieser Waldgesellschaften nicht vorkommen. Aus der Anzahl und Deckung dieser Arten wurde der Eutrophierungsgrad nach BUCHWALD (2006) errechnet, der als Maß für die Veränderung der Krautschicht durch Nicht-Wald-Nitrophyten einen wichtigen Hinweis zur Eutrophierung der Probefläche liefert. Um einen Überblick über die Nährstoff- und Versauerungssituation der Standorte zu bekommen, wurden die Vegetationsaufnahmen nach den Stickstoffzahlen und Reaktionszahlen (ELLENBERG et al. 1992) geordnet.

Die Aufnahmen der umliegenden Biotoptypen nach DRACHENFELS (2004) erfolgten in Verbindung mit weiteren Faktoren wie den Hemerobiestufen nach BLUME, SUKOPP und KOWARIK (1976 & 1988), der Größe des Biotoptyps, der Entfernung des Biotoptyps zur Probefläche, der Durchlässigkeit des Biotoptyps zur Probefläche und der Himmelsrichtung in der der Biotoptyp zur Probefläche steht. Aus diesen Faktoren wurde eine Formel entwickelt, nach der der Einfluss der umliegenden Biotoptypen auf die Probefläche ($EB_{ges.}$-Wert) errechnet werden kann. Die Lage der Biotoptypen und Probeflächen sind mittels ArcGis 9 in die entsprechenden Karten eingearbeitet worden.

Die bodenkundlichen Untersuchungen umfassen den pH-Wert, das C/N-Verhältnis und die Nährstoffgehalte in Form der Nährelemente Calcium, Magnesium und Kalium. Des weiteren wurden die Humusformen bestimmt.

Informationen zur Kalkungen, Düngungen und Stickstoffdepositionen auf den Probeflächen vervollständigen das Bild über die Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge auf Waldökosysteme.

Die Datenauswertungen orientieren an den Fragen zur Bedeutung der Waldnutzungen, umgebenden Biotoptypen, Waldstrukturen, Vegetation und bodenchemischer Faktoren für die Eutrophierung von Laubwäldern.

Die Recherche und Befragung zur Waldnutzung ergab einen starken Einfluss der Kalkung und der historischen Nutzung auf die Eutrophierung der untersuchten Waldgebiete. So ist der pH-Wert und der Calciumgehalt der oberen Bodenhorizonte im Vergleich zu den unteren aufgrund von Kalkungsmaßnahmen erhöht. Dadurch findet auf gekalkten Probeflächen eine stärkere Mineralisierung mit einer höheren Stickstofffreisetzung statt, und der Eutrophierungsgrad ist mehrheitlich höher als auf nicht gekalkten Flächen.

Einige Probeflächen sind in der Vergangenheit intensiv als Waldweide genutzt worden (z.B. Hasbruch). Die Auswirkungen dieser Nutzungen sind auffallend niedrige Calcium-, Magnesium- und pH-Werte, sowie ein niedriger Eutrophierungsgrad. Andere Waldgebiete mit Erlen-Eschenbestand weisen namentlich auf die ehemaligen Nutzungsformen hin (z. B. Dunghorst). Diese gut gepufferten Bestände haben häufig auffallend hohe Nährstoffgehalte und Eutrophierungsgrade.

Die Einflüsse der umgebenden Biotoptypen durch potentielle Stickstoffemissionen ($EB_{ges.}$-Wert) sind bei den bodensauren Probeflächen am Waldrand der Buchen-Eichenwälder durch höhere Eutrophierungsgrade und teilweise niedrige mittlere Reaktionszahlen gut nachweisbar. Untersuchungsflächen im Waldinnern oder mit Erlen-Eschenbestand zeigen hingegen wenig Reaktionen auf hohe $EB_{ges.}$-Werte. Die Stickstoffeinträge werden hier durch die Filterwirkung der Bäume abgepuffert oder durch die hohen Grund- bzw. Stauwasserstände mit unterschiedlichen Nährstoffzufuhren überlagert. Besonderes starke Einflüsse konnten bei intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen und stark frequentierten Verkehrswegen beobachtet werden.

Die Stickstoffdepositionswerte des UMWELTBUNDESAMTES (2008) zeigen höhere Werte im Süden als im Norden des Untersuchungsgebietes. Hier machen sich die unterschiedlichen Landnutzungen bemerkbar. Während im Norden hauptsächlich Grünlandnutzung vorherrscht, verstärken sich im Süden die Stickstoffemissionen durch Massentierhaltung und Ackerbau. Im Gegensatz zu den EB_{ges}-Werten zeigen die großräumigen meist modellierten Stickstoffdepositionswerte im Waldinnern der Buchen-Eichenwälder stärkere Zusammenhänge mit dem Eutrophierungsgrad als am Waldrand.

Die Ursache liegt in der Methode zur Erfassung der Daten durch das Umweltbundesamt. Kleinräumige Unterschiede, wie zum Beispiel Waldrandeffekte durch nahe an der Probefläche liegende Emissionsquellen, sind bei den Werten nicht berücksichtigt worden.

Durch die positiven Korrelationen von $EB_{ges.}$-Werten und Eutrophierungsgraden am Waldrand und Stickstoffdepositionswerten und Eutrophierungsgraden im Waldinnern, konnte insgesamt ein starker Einfluss der Stickstoffemissionen durch Landwirtschaft und Verkehr auf das verstärkte Vorkommen von Nicht-Wald-Nitrophyten in der natürlichen Krautschicht der Waldgesellschaften nachgewiesen werden.

Für die Höhe der Stickstoffbelastung von Laubwäldern wurden die Waldstruktur mit dem Alter und der Deckung der Bäume sowie die Lage der Probeflächen im Waldgebiet als wichtige Faktoren ermittelt.

Das Alter der Bäume hat für die Stickstoffspeicherung eine starke Bedeutung (BRINKMANN 2002). Die Untersuchungsflächen befinden sich ausschließlich in historisch alten Waldgebieten in denen die Bäume im Vergleich zu denen in Nordwest-deutschland dominierenden Forsten ein überdurchschnittlich hohes Alter haben.

Der weitgehend geschlossene Stickstoffkreislauf bewirkt eine geringere zusätzlich Stickstoffspeicherung als bei Jungbeständen.

Die Baumschichtdeckung steht im Zusammenhang mit dem Lichteinfall auf den Waldboden. Bei den Probeflächen im Waldinnern wurden bei hohen Baumschicht-deckungungen niedrige Krautschichtdeckungen ermittelt. Dadurch zeigten sich auf diesen Flächen auch geringere Eutrophierungsgrade, weil Nicht-Wald-Nitrophyten schwerer einwandern können. Probeflächen am Waldrand wurden weniger durch die Baumschichtdeckung sondern mehr durch den seitlichen Lichteinfall, der geringen Pufferung und den umliegenden Biotoptypen beeinflusst.

Die Erlen-Eschenwälder werden durch geringe Baumschichtdeckungen und hohe Krautschichtdeckungen charakterisiert. Die Auskämmung von Luftschadstoffen ist durch die kleinere Oberfläche bei den beiden Baumarten geringer als bei der Buche.

Die Reaktion der Waldbodenvegetation auf die höhere Stickstoffverfügbarkeit zeigt sich durch ein verstärktes Vorkommen von Stickstoffzeigern und vermehrtes Einwandern von Nicht-Wald-Nitrophyten. Eutrophierungsgrade, mittlere Reaktionszahlen und mittlere Stickstoffzahlen sind bei den Erlen-Eschenwäldern aufgrund anderer Bodenverhältnisse, Waldstrukturen und Vegetation wesentlich höher als bei den Probeflächen mit Buchen-Eichenbestand.

Ein Vergleich der Vegetationsaufnahmen von 1986 bis 2006 zeigt eine deutlichen Anstieg des Vorkommens von Nicht-Wald-Nitrophyten in der Krautschicht aller untersuchten Waldgesellschaften.

Der Eutrophierungsgrad in Erlen-Eschenwäldern stieg auf vergleichbaren Probeflächen innerhalb von 20 Jahren im Mittel um ca. 0,4.

Das natürliche Arteninventar der Buchen-Eichenwälder beinhaltet eigentlich keine Nitrophyten (n. HÄRDTLE et al. 2004). Auf den Probeflächen des Untersuchungsgebietes wurden gesellschaftsfremde Nitrophyten vermehrt bestimmt.

Die Waldböden der Probeflächen reagieren je nach Bodentyp, Bodenart, Humusform, pH-Wert, Gehalt an austauschbaren Kationen und C/N-Verhältnis sehr unterschiedlich auf erhöhte Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre.

Bei dem größtenteils sandigen Substrat des Podsols oder Pseudogleys wurden meistens geringe Ca-, Mg-Gehalte und weite C/N-Verhältnisse festgestellt, während der grundwasserbeeinflusste und tonreichere Gley der Erlen-Eschenwälder höhere Werte und engere Verhältnisse aufweist. Die günstigen Nährstoffverhältnisse lassen bei den Erlen-Eschenwäldern die Humusform Mull entstehen bei der Stickstoff stabil gespeichert werden kann. Beim Deschampsio-Fagetum und Teilen des Milio-Fagetum hat sich der ungünstigere Rohhumus oder Moder durchgesetzt. Diese Humusformen stehen in einem Zusammenhang zu saureren Bodenverhältnissen und einer geringeren Nährstoffverfügbarkeit.

Die basenarmen Verhältnisse in den Buchen-Eichenwäldern bewirken eine hohe Anzahl von Säurezeigern in der Krautschicht, geringe Ca- und Mg-Gehalte sowie ein weites C/N-Verhältnis im Ah-Horizont. Bei den Erlen-Eschenwäldern ist der ph-Wert wesentlich höher. Dementsprechend höher ist der Gehalt an den basisch wirkenden Kationen Magnesium und Calcium. Das enge C/N-Verhältnis deutet auf einen hochaktiven Boden hin, bei dem die organische Substanz sofort zersetzt wird. Versauerungsprozesse durch Stickstoffeinträge zeigen sich besonders durch den geringeren pH-Wert auf Probeflächen, bei denen gleichzeitig hohe Stickstoffdepositionswerte oder ein hoher Einfluss umgebender Biotoptypen festgestellt wurde. Weitere Hinweise sind die niedrigeren pH-Werte im OH-Horizont des Deschampsio-Fagetum im Vergleich zum Ah-Horizont und den höheren pH-Werten bei den Aufnahmen von MOHR (1986) vor 20 Jahren auf vergleichbaren Flächen des Erlen-Eschenwaldes.

Die Calcium- und Magnesiumversorgung auf den Böden der Probeflächen verbessert sich mit einem steigendem pH-Wert und einem enger werdenden C/N-Verhältnis.

Diese Zusammenhänge konnten mit größtenteils starken Korrelationen und/oder hohen Signifikanzen ermittelt werden.

Bei dem Gehalt des austauschbaren Magnesiums in Buchen-Eichenwäldern konnten häufig Zusammenhänge zu anderen Ionengehalten festgestellt werden, die auf eine Ionenkonkurrenz durch Ca^{2+}, K^{+}, H^{+} oder NH_4^{+} schließen lassen.

Das austauschbare Kalium zeigte aufgrund der hohen Nachbildung aus Substrat und organischem Material eine wesentlich homogenere Verteilung mit weniger Zusammenhängen zu anderen untersuchten Parametern.

Nach einem Vergleich mit den Angaben über die C/N-Verhältnisse der untersuchten Waldgesellschaften von BRAND (2000), DÖRING-MEDERAKE (1991), REHFUESS (1981) und SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) konnte eine Einengung im Laufe der Zeit festgestellt werden. Bei enger werdenden C/N-Verhältnissen auf den Probeflächen in Buchen-Eichenwäldern sind im Ah-Horizont ansteigende Eutrophierungsgrade und insgesamt steigende Stickstoffzahlen n. ELLENBERG et al. (1992) ermittelt worden.

VIII. Literaturverzeichnis

ABER, J.D.; NADELHOFFER, K. J.; STEUDLER, P. & MELLILO, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems – Excess nitrogen from fossil fuel combustion may stress the biosphere. Bioscience 39: 378-386.

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. 392 S. Hannover.

AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. 438 S. Hannover.

AMMANN, M., SIEGWOLF, R., PICHLMAYER, F., SUTER, M., SAURER, M. & BRUNOLD, C. (1999): Estimating the uptake of traffic-derived NO_2 from N-15 abundance in Norway spruce needles. Oecologia 118: S. 124-131.

BAASEN, C. (1927): Das Oldenburger Ammerland: Eine Einführung in die siedlungsgeschichtlichen Probleme der nordwestdeutschen Landschaft. 227 S. Oldenburg; Littmann.

BEHRENS, H. (1994): Klimaatlas Weser-Ems: Auswertung von Datenmaterial des Deutschen Wetterdienstes seit 1881. 124 S. Wardenburg.

BERNHARDT, M. (2005): Reaktion der Waldbodenvegetation auf erhöhte Stickstoff-einträge - Analyse und Vorhersage von Vegetationsveränderungen anhand von funktionellen Merkmalen. Dissertationes Botanicae. 397.121 S. Berlin, Stuttgart.

BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS (2004): Forstlicher Rahmenplan für die Landkreise Ammerland und Oldenburg sowie die kreisfreien Städte Delmenhorst und Oldenburg, Textteil. Hannover.

BLUME, P; SUKOPP, H. (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Boden-veränderungen. Schriftenreihe Vegetationskartierung. 10. S. 7-89. Bonn, Bad Godesberg

BOBBINK, R.; HORNUNG, M.; ROELOFS, JGM (1998): The effects of air-borne pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation.- J. Ecol. 83, S. 717-738.

BRAND, J. (2000): Untersuchungen zur synsystematischen Umgrenzung und Untergliederung sowie zur standörtlichen und landschaftsräumlichen Bindung von Feuchtwäldern im nordwestdeutschen Tiefland. Dissertationes botanicae 323. 344 S. Berlin.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie - Grundzüge der Vegetations-kunde. 3. neubearb. u. erw. Aufl. 865 S. Wien, New York.

BRINKMANN, S. (2002): Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff – Weiterentwicklung des Ansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Umsetzung im Boden (Humusschicht). Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig. 115 S.

BROSIUS, F. (1998): SPSS 8: Professionelle Statistik unter Windows. 1001 S. Bonn; MITP-Verl.

BROSIUS, F. (2007): SPSS für Dummies: [statistische Analyse statt Datenchaos - Daten aufbereiten und analysieren, grafische Darstellung der Ergebnisse, Export in Excel, Word & Co.]. 413 S. Weinheim; Wiley-VCH.

BUCHWALD, R. (2006): Methodik zur Berechnung des Eutrophierungsgrades. Unveröffentlicht. o. S.

BURRICHTER, E. (1973): Die potentielle natürliche Vegetation in der Westfälischen Bucht. 58 S. Münster; Beil.

DENGLER, A.; RÖHRING, E. & BONNEMANN, A. (1980): Waldbau auf ökologischer Grundlage. 283 S. Hamburg; Parey.

Dierschke, H., (1985): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. II. Syntaxonomische Übersicht der Laubwald-Gesellschaften und Gliederung der Buchenwälder. Tuexenia 5: S. 491-521.

DÖRING–MEDERAKE, U. (1991): Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland : Gliederung - Ökologie – Schutz. Scripta geobotanica ; v19. 122 S. Göttingen; Goltze.

DRACHENFELS, O. V. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen : Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen der Biotop- und Ökosystemtypen sowie ihrer Komplexe. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 34. 147 S. Hannover.

DRACHENFELS, O. V. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. Stand März 2004. NLÖ (Hrsg.): Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen A/4. 1-240. Hildesheim.

ECKSTEIN, W. (1998): Vegetationskundliche Untersuchungen in naturnahen Privatwäldern östlich von Westerstede. Diplomarbeit. Universität Oldenburg. 70 S.

EKL (2005). Auswirkungen von reaktiven Stickstoffverbindungen auf empfindliche Ökosysteme. In: Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, Ed.). Schriftenreihe Umwelt N.r 384. S. 53-89. Bern.

EKSTRAND, S. (1994): Close range forest defoliation effects of traffic emissions assessed using areal-photography. Science of the total Environment 147: 149-155.

ELLENBERG, H.(1977): Stickstoff als Standortsfaktor insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften, Oecol. Plant. 12: S.1-22.

ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. & PAULIßEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. Scripta Geobotanica. 18: 248 S. Göttingen.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 5. stark veränd. u. verb. Aufl. 1095 S. Stuttgart.

ELLING, W., HEBER, U., POLLE, A., Beese, F. (2007): Schädigung von Waldökosystemen : Auswirkungen anthropogener Umweltveränderungen und Schutzmaßnahmen. 422 S. Heidelberg; Elsevier, Spektrum Akad. Verl.

Falkengren-Grerup, U. 1987. Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. *Environ Poll* 43::79–90.

FIRBAS, F. (1949): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. 1. Allgemeine Waldgeschichte. 480 S. Jena; Fischer.

FIRBAS, F. (1952): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. 2. Waldgeschichte der einzelnen Landschaften. 256 S. Jena; Fischer.

FISCHER, A. (2002): Forstliche Vegetationskunde : eine Einführung in die Geobotanik. 2., neubearb. u. erw. Aufl. 421 S. Berlin; Parey.

GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung. NLÖ (Hrsg.). 1/04. 76 S. Hannover.

GLATZEL G. 1990: The nitrogen status of Austrian Forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange. Plant and Soil 128, 67-74.

GUSSONE, H. A. (1983): Die Praxis der Kalkung im Walde der Bundesrepublik Deutschland. Der Forst- und Holzwirt 38. S. 63-71. Hannover.

HÄRDTLE, W (1995): Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (Querco-Fagetea) im nördlichen Schleswig-Holstein. 441 S. Kiel

HÄRDTLE, W; EWALD, J; HÖLZEL, N. (2004): Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. 252 S. Stuttgart.

HESMER, H. & SCHROEDER, F.-G. (1963): Waldzusammensetzung und Waldbehandlung im Niedersächsischen Tiefland westlich der Weser und in der Münsterschen Bucht bis zum Ende des 18. Jahrhunderts. Decheniana Beiheft 11, 304 S. Bonn; Selbstverl. d. Naturhistorischer Verein.

HUNTKE, T. (2002): Die Laubwaldgesellschaften des Mansholter Holzes bei Wiefelstede. Diplomarbeit. Universität Oldenburg. 140 S.

KOWARIK, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 56: 280 S.

KREMSER, W. & OTTO, H.-J. (1973): Grundlagen für die langfristige, regionale waldbauliche Planung in den niedersächsischen Landesforsten. 496 S. Hannover; Schaper.

KRIEG, V. (2001): Bilanzierung der Stickstoffemissionen in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie. 84 S. Hannover.

MELLERT, K.-H. & KÖLLING, C. (2006): Stickstoffsättigung – ein wachsendes Problem ohne Lösung? Forst und Holz 61. S. 95-98.

MEESENBURG, H., DÄMMGEN, U., MEIWES, K. J., MOHR, K., SCHAAF, S., HORVATH, B. (2005): Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes: eine Synthese. Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 279. S. 95-108. Braunschweig.

MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. 610 S. Bad Godesberg.

MOHR, K. (1986): Die bachbegleitenden Erlen-Eschenwälder im Landkreis Ammerland. Diplomarbeit. Universität Oldenburg. 54 S.

MOHR, K. (2001): Stickstoffimmissionen in Nordwestdeutschland – Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen auf Kiefernforsten und Möglichkeiten der Bioindikation. Dissertation. Universität Oldenburg. 182 S.

MOHR, K., SCHAAF, S., Hovath, B., Meesenburg, H & Dämmgen, U. (2005): Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 279: 69-94.

MÜCKENHAUSEN, E. (1993): Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen. 4.Aufl. 579 S. Frankfurt a. M.; DLG-Verl.

NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT & BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS (2004): Forstlicher Rahmenplan für die Landkreise Ammerland und Oldenburg sowie die kreisfreien Städte Delmenhorst und Oldenburg, Beikarte 3: Waldflächenentwicklung 1780-1900-2003. Wolfenbüttel / Hannover.

NIEDERSÄCHSISCHE LANDESREGIERUNG (1991): Niedersächsisches Programm zur langfristigen ökologischen Waldentwicklung (LÖWE). Hannover.

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG NLfB (1997): Böden in Niedersachsen. Digitale Bodenkarte 1 : 50.000 und Bodenübersichten. Hannover.

OBERDORFER, E. (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III. 455 S. Stuttgart.

OSTERMANN, K. (1931): Die Besiedlung der mittleren oldenburgischen Geest. 92 S. Stuttgart; Union Dt. Verl. Ges.

OTTO, H.-J. (1994): Waldökologie. 391 S. Stuttgart.

PETERS, M. (1998): Die Waldgesellschaften im Hasbruch bei Hude. Diplomarbeit. Universität Oldenburg. 99 S.

PÖHLKER, J. (2006): GIS-gestützte, multivariat-statistische Auswertung von Vegetationsdaten aus Wäldern der Region Weser-Ems unter Berücksichtigung der Stickstoffdeposition. Diplomarbeit. Lehrstuhl für Landschaftsökologie an der Hochschule Vechta. 152 S.

POTT, R. (1990): Historische Waldnutzungsformen Nordwestdeutschlands. Heimatpflege in Westfalen 3 (2): S. 1-9. Münster.

POTT, R. (1994): Naturnahe Altwälder und deren Schutzwürdigkeit. Norddeutsche Naturschutzakademie (Hrsg.): Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz. NNA Berichte. 3. 115-133.

POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. überarb. u. stark erw. Aufl. 622 S. Stuttgart.

POTT, R; HÜPPE, J. (2007): Spezielle Geobotanik: Pflanze – Klima – Boden. 330 S. Stuttgart.

REHFUESS, K. E. (1981): Waldböden. 192 S. Hamburg, Berlin.

REICHELT, G; WILMANNS, O. (1973): Vegetationsgeographie. 210 S. Braunschweig; Westermann.

RENNWALD, E. (2001); BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.)**:** Standard- und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 35: S. 393–592.

Röder, H., Fischer, A., Klöck, W. (1996): Waldentwicklung auf Quasi-Dauerflächen im *Luzulo-Fagetum* der Buntsandsteinrhön (Forstamt Mittelsinn) zwischen 1950 und 1990. Forstw. Cbl. 115: S. 321-335.

ROLAND, C. (2009): Vegetations- und bodenkundliche Untersuchungen zur Eutrophierung von historisch alten Laubwaldbeständen am Beispiel der Buchenwälder des „Stemweder Berges“. Diplomarbeit. Lehrstuhl für Landschaftsökologie an der Hochschule Vechta. 181 S.

ROTHMALER W. (begr.) JÄGER, E. J. (Hrsg.) (2002): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 2. Gefäßpflanzen. Grundband. 18. bearb. Aufl. 640 S. Heidelberg.

RUNGE, F. (1986): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas : eine kleine Übersicht. 291 S. Münster; Aschendorff.

RÜTHER, C. (1998): Die Laubwaldgesellschaften des Neuenburger Holzes (Landkreis Friesland). Diplomarbeit. Universität Oldenburg. 133 S.

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald - Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. 447 S. Stuttgart.

SCHREINER, A. (1997): Einführung in die Quartärgeologie. 257 S. Stuttgart.

SCHULTZ, J. (2000): Handbuch der Ökozonen. UTB 1 für Wissenschaft 8200, Ulmer, Stuttgart: 577 S.

SEEDORF, H. H. (1989): Bauernbefreiung und Agrarreform in Niedersachsen. 124 S. Hannover.

SEEDORF, H. H.; MEYER, H. H. (1992): Landeskunde Niedersachsen : Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes, Bd. 1: Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung: 517 S. - Neumünster: Wachholtz.

SEEDORF, H. H.; MEYER, H. H. (1996): Landeskunde Niedersachsen : Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes, Bd 2: Niedersachsen als Wirtschafts- und Kulturraum : Bevölkerung, Siedlungen, Wirtschaft, Verkehr und kulturelles Leben: 896 S. - Neumünster: Wachholtz.

SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. neubearb. u. erw. Aufl. 593 S. Heidelberg.

SCHUTE, R. (1988): Der Wald : Funktionen, Pflege, Gefährdung. 178 S. Heidelberg.

SEIDLING, W. (2005): Outline and examples for integrated evaluations of data from the intensive (Level II) monitoring of forest ecosystem in Germany. Eur. J. Forest Res. 124: S.273-287.

SPANGENBERG, A. (2002): Stickstoffbelastung an Waldrändern – Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der technischen Universität München und bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.): Forstliche Forschungsberichte. 190. 188 S. München.

STEFFENS, H.-G. (1980): Archäologische Denkmale und Funde im Landkreis Oldenburg. 101 S. Hildesheim; Lax.

SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. 340 S. Berlin.

TIELKING, H. (1999): Aus der Geschichte des Hasbruchs. Der Hasbruch : naturkundliche Beschreibung eines norddeutschen Waldes. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.). Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen 8. S. 14 – 21. Hannover.

UMWELTBUNDESAMT & DEUTSCHES ZENTRUMS FÜR LUFT UND RAUMFAHRT (2004): CORINE Land Cover 2000: Daten zur Bodenbedeckung in Deutschland. Daten-DVD.

WELLBROCK, N.; RIEK, W.; WOLFF, B. (2005): Charakterisation of and changes in the atmospheric deposition situation in German forest ecosystems using multivariate statistics. European Journal of Forest Reserach 124, S. 261-271.

WIEDEMANN, E. (1948): Die Kiefer 1948 : Waldbauliche und ertragskundliche Untersuchungen. 337 S. Hannover; Schaper.

WILMANNS, O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie: eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas, Wiesbaden: Quelle & Meyer, 405 S.

Wittig, R., Ballach, H. J. & Brandt, C. (1985): Increase of acid indicators in the herb layer of the milletgrass-beech forest of the westphalian bright. Angewandte Botanik 59: S. 219-232.

WOLFF, B; RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 - Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 - 1993 (BZE). BMELF (Hrsg.). 144 S. Bonn.

WULF, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel „historisch alter Wälder“. Norddeutsche Naturschutzakademie (Hrsg.): Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz. NNA Berichte. 3. 3-14.

WULF, M; KELM, H.-J. (1994): Zur Bedeutung „historisch alter Wälder“ für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. Norddeutsche Naturschutzakademie (Hrsg.): Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz. NNA Berichte. 3. 15-50.

ZUKRIGL, K.; EGGER, G. & RAUCHECKER, M. (1993): Untersuchungen über Vegetationsveränderungen durch Stickstoffeintrag in österreichische Waldökosysteme. Phytocoenologia 23: S. 95-114.

Internetquellen:

BfN (2006): Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands: www.floraweb.de, am 05.02.2009.

BfN (2007): Informationen zu den Landschaften in Nordwestdeutschland: http://www.bfn.de/0503_karten.html, am 03.07.2009.

BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2008): Teil 1: Deposition Loads: Methoden, Modellierung und Kartierungsergebnisse, Trends. Institut für Agrarökologie.Im Auftrag des Umweltbundesamtes:
http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-k/k3646.pdf am 17.10.2009.

GOOGLE INC. (2008): Informationen zu den Satelliten-, Luftbildern und Geodaten Nordwestdeutschlands : http://earth.google.com/, am 28.05.2008.

HEGG, C.; JEISY, M. & WALDNER, P. (2004): Wald und Trinkwasser. Eine Literaturstudie. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt 60 S:
http://www.wsl.ch/wsl/publikationen/pdf/6184.pdf am 14.09.2009

KECKL, G.; NLS Hannover (2001): Der Einfluss verschiedener Standortbedingungen auf die Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen:
http://www.nls.niedersachsen.de/Tabellen/Landwirtschaft/nutzungen/artikel_1_2001.htm am 13.10.2009

KIRCHNER, M., FISCHER, A.,JAKOBI, G. & BERNHARDT, M. (2006): Untersuchungen des Zustandes von Ökosystemen im Alpenvorland entlang von Gradienten des Stickstoffeintrags. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, GmbH Institut für für Ökologische Chemie. Fachgebiet Geobotanik, WissenschaftszentrumWeihenstephan:
http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/luftreinhaltung/download/doc/einleitung.pdf am 12.10.2009.

MOHR, K. ; LANWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2008): Grundwasserschutzorientierter Waldbau. Merkblatt Wasserschutz Nr. 07: 6 S:
http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/6/nav/197/article/11595.html
am 14.09.2009.

MUGV (2003): Handlungsrahmen zur Beurteilung von Waldökosystemen im Umfeld von Tierhaltungsanlagen. Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (MUGV):
http://www.mugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.2331.de/hr_woeko.pdf am 12.10.2009.

NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (2004): Der Wald in Niedersachsen. Ergebnisse der Bundeswaldinventur II. Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.):
http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C5446073_L20.pdf am 17.10.2009.

NIEDERSÄCHSISCHEN MINISTERIUMS FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ (2008 a): Kartendienst:
http://www.umwelt.niedersachsen.de/master/C7089178_L20_D0_I598_h1.html
am 02.06.2008.

NIEDERSÄCHSISCHEN MINISTERIUMS FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ (2008 b): Autoverkehr - Verkehrsmengen auf Autobahnen und Bundesstraßen in Niedersachsen (Zählung 2000): Datenquelle: NLS.
http://www.umwelt.niedersachsen.de/master/C24192070_N23119245_L20_D0_I598.html am 17.10.2009.

REITER, T. (2005): Informationen zur Statistik:
http://www.reiter1.com/Glossar/Glossar.htm am 07.08.2009.

SPANGENBERG, A., FAISST, G., KÖLLING, C. & MELLERT, K.-H. (2002): Das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern:
http://www.lwf.bayern.de/mitarbeiterverzeichnis/j-m/koelling/31732/linkurl_28.pdf am 19.10.2009.

TREIBER, R. (2004): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme – Möglichkeiten der Standorts- und Flächenbewertung mit GIS: http://www.biologie.uni-freiburg.de/geobotanik/gis_kurs/dokumente/reinhold_treiber.pdf, am 26.05.2008.

UMWELTBUNDESAMT (2004): Kartendienst zu den Vorbelastungsdaten Stickstoff TA Luft Nr. 4.8 – Genehmigungsverfahren, Landnutzungsklasse: Laubwald:
http://gis.uba.de/website/depo1/viewer.htm, am 12.09.2008.

Weitere Quellen

BUCHWALD, R. (2006): Mündliche Informationen zur Anwendung und Zielsetzung des Eutrophierungsgrades.

DÄHLMANN, G. (2006): Mündliche Informationen zur Düngung und Kalkung der Waldgebiete Silsto, altes Südholz und Ihlower Forst.

FRITZ, H. / LANWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2007): E-Mail mit Kalkungsdaten von privaten Waldgebieten im Weser-Ems-Raum.

MOHR, K. ; LANWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2008): E-Mail mit Informationen zu der Höhe und den Wirkungen von Stickstoffemissionen im Weser-Ems-Gebiet.

NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT / ACKERMANN, J. (2008): E-Mail mit digitalen Informationen zur Kalkungen des Forstamtes Ahlhorn.

Pelster, K.-H. (2006): Mündliche Informationen zur Düngung und Kalkung historisch alter Wälder.

Starke, J. (2006): Mündliche Informationen zu den Möglichkeiten einer Datenabfrage zur Kalkungen in den Wäldern des Weser-Ems-Gebietes.

IX. Anhang

Tabellenverzeichnis Anhang

Gefährdete Arten

Tab. A1a: Gefährdete Arten auf den Untersuchungsflächen.....201

Tab. A1b: Gefährdete Arten auf den Untersuchungsflächen.....202

Vegetationstabellen

Tab. A2: Vegetationstabelle des Deschampsio-Fagetum geordnet nach den Reaktionszahlen nach ELLENBERG et al. (1992).....222

Tab. A3: Vegetationstabelle des Deschampsio-Fagetum geordnet nach den Stickstoffzahlen nach ELLENBERG et al. (1992).....223

Tab. A4: Vegetationstabelle des Milio-Fagetum geordnet nach den Reaktionszahlen nach ELLENBERG et al. (1992).....224

Tab. A5: Vegetationstabelle des Milio-Fagetum geordnet nach den Stickstoffzahlen nach ELLENBERG et al. (1992).....225

Tab. A6: Vegetationstabelle des Pruno-Fraxinetum geordnet nach den Reaktionszahlen nach ELLENBERG et al. (1992).....226

Tab. A7: Vegetationstabelle des Pruno-Fraxinetum geordnet nach den Stickstoffzahlen nach ELLENBERG et al. (1992)..... 227

Tab. A8: Vegetationstabelle des Carici remotae-Fraxinetum geordnet nach den Reaktionszahlen nach ELLENBERG et al. (1992).....228

Tab. A9: Vegetationstabelle des Carici remotae-Fraxinetum geordnet nach den Stickstoffzahlen nach ELLENBERG et al. (1992).....229

Kartenverzeichnis Anhang

Übersichtskarte

Abb. A1: Lage der Untersuchungsflächen im Weser-Ems-Gebiet.....230

Bodenkarten

Abb. A2: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Hasbruch und im Stenumer Holz (NLfB 1997).....190

Abb. A3: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Barneführer Holz (NLfB 1997).....191

Abb. A4: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Wildenloh, im Wold und im Gerdshorst (NLfB 1997).....192

Abb. A5: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen in den Ipweger Büschen und bei Hankhausen (NLfB 1997).....193

Abb. A6: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Schippstroth und dem Mansholter Holz (NLfB 1997).....194

Abb. A7: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Dunghorst, in den Heller Büschen und beim Hüllstederfeld (NLfB 1997).....195

Abb. A8: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen Michelshorn, Silstro und Jührdenerfeld (NLfB 1997).....196

Abb. A9: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Alten Südholz (NLfB 1997).....197

Abb. A10: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Vareler Wald und im Nubbert (NLfB 1997).....198

Abb. A11: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Neuenburger Urwald (NLfB 1997).....199

Abb. A12: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Ihlower Forst (NLfB 1997).....200

Lage der Probefläche(n) und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission...

Abb. A13: ...im Wold.....203

Abb. A14: ...im Gerdshorst.....204

Abb. A15: ...im Wildenloh.....205

Abb. A16: ...im Barneführer Holz.....206

Abb. A17: ...in den Ipweger Büschen.....207

Abb. A18: ...im Wald bei Rastede und Hankhausen.....208

Abb. A19: ...im Schippstroth und Mansholter Holz.....209

Abb. A20: ...im Dunghorst und an der Halfsteder Bäke.....210

Abb. A21: ...in den Heller Büschen und Stellhorn.....211

Abb. A22: ...im Michelshorn und Rechter Brok.....212

Abb. A23: ...im Alten Südholz.....213

Abb. A24: …im Silstro und Goelriehenfeld.....214

Abb. A25: ...im Jührdenerfeld.....215

Abb. A26: ...im Hasbruch.....216

Abb. A27: ...im Stenumer Holz.....217

Abb. A28: ...im Vareler Wald.....218

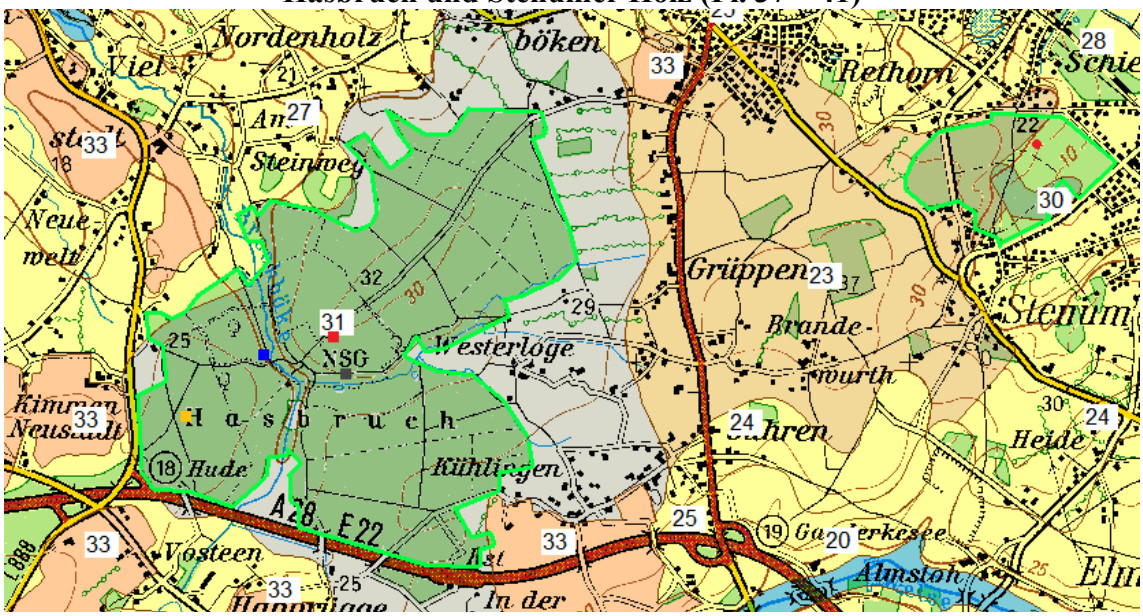
Abb. A29: ...im Nubbert.....219

Abb. A30: ...im Neuenburger Urwald und Wald bei Zetel.....220

Abb. A31: ...im Ihlower Forst.....221

Bodenkarten: A2 bis A12

Hasbruch und Stenumer Holz (Fl. 37 – 41)

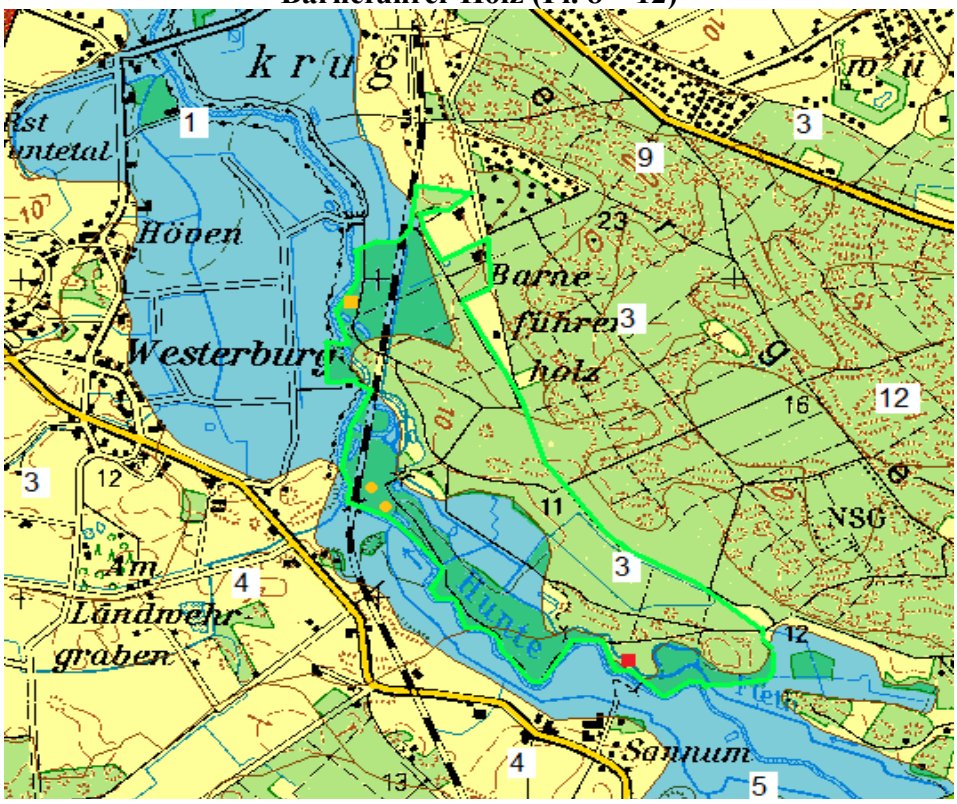


Legende: ——: Untersuchtes Waldgebiet, ■: Mit Bodenanalysen, ●: Ohne Bodenanalysen,
rot: Deschampsio-Fagetum, gelb: Milio-Fagetum,
schwarz: Pruno-Fraxinetum, blau: Carici remotae-Fraxinetum

Farbe	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp
	Torfe		
12	Niedermoor	Niedermoortorf = Sand	Niedermoor = fluviatile Ablagerungen
13	Tiefumbruchboden	Sand	Tiefumbruch = fluviatile Ablagerungen
	Talsedimente		
14	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
	Sandige Niederungen		
15	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
16	Gley mit Niedermooraufage	Niedermoortorf / Sand	Niedermoor / fluviatile Ablagerungen
	Sandverbreitungsgebiete		
17	Podsol	Sand	Flugsand // glazifluviatile Ablagerungen
18	Podsol	Sand	glazifluviatile Ablagerungen
19	Podsol	Sand	Flugsand // glazifluviatile Ablagerungen
20	Podsol	Sand	glazifluviatile Ablagerungen
21	Podsol	Sand	Flugsand // glazifluviatile Ablagerungen
22	Gley-Podsol	Sand	glazifluviatile Ablagerungen
	Geschiebelehmverbreitungsgebie		
23	Pseudogley-Braunerde	lehmiger Sand _ Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm _ glazifluviatile
24	Podsol	Sand = lehmiger Sand	Dünensand = Geschiebelehm
25	Pseudogley-Podsol	Sand // lehmiger Sand _ Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm _ glazifluviatile
26	Pseudogley-Podsol	Sand // schluffiger Ton	Geschiebedecksand / glazifluviatile Ablagerungen // Lauenburger Ton
27	Pseudogley-Podsol	Sand // lehmiger Sand _ Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm _ glazifluviatile
28	Pseudogley-Podsol	Sand // schluffiger Ton	Geschiebedecksand / glazifluviatile Ablagerungen // Lauenburger Ton
29	Pseudogley-Podsol	Sand // lehmiger Sand _ Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm _ glazifluviatile
30	Pseudogley	lehmiger Sand // schluffiger Ton	Fließerde // Lauenburger Ton
31	Pseudogley	lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
32	Plaggenesch	lehmiger Sand	Plaggenauflage = Geschiebedecksand _ Geschiebelehm
33	Pseudogley-Plaggenesch	lehmiger Sand	Plaggenauflage // Geschiebedecksand = Geschiebelehm

Abb. A2: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Hasbruch und im Stenumer Holz (NLfB 1997).

Barneführer Holz (Fl. 8 – 12)



Legende: ——— : Untersuchtes Waldgebiet, ■: Mit Bodenanalysen, ●: Ohne Bodenanalysen,
rot: Deschampsio-Fagetum, gelb: Milio-Fagetum,

A

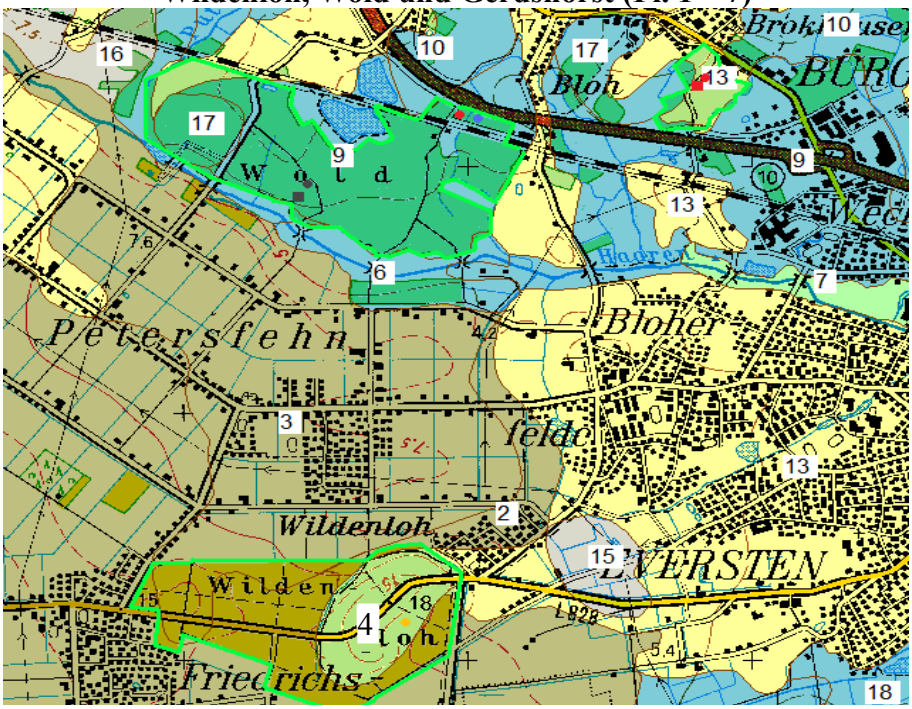
Legende Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 Barneführerholz

Farbe	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp
	GEEST **Talsandniederungen und** Talsedimente		
1	Gley	lehmiger Sand / Sand	fluviatile Ablagerungen
2	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
	Sandige Niederungen		
3	Podsol	Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen
4	Gley-Podsol	Sand	fluviatile Ablagerungen
5	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
6	Podsol-Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
7	Tiefumbruchboden	Sand	Tiefumbruch = fluviatile Ablagerungen
8	Tiefumbruchboden	Sand	Tiefumbruch // fluviatile Ablagerungen
	Dünen und Flugdecksande		
9	Podsol	Sand	Dünensand
	Geestplatten und Endmoränen Sandige Niederungen		
10	Tiefumbruchboden	Sand	Tiefumbruch = fluviatile Ablagerungen
11	Tiefumbruchboden	Sand	Tiefumbruch // fluviatile Ablagerungen
	Sandverbreitungsgebiete		
12	Podsol	Sand	Dünensand // glazifluviatile Ablagerungen

(c) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung

Abb. A3: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Barneführer Holz (NLfB 1997).

Wildenloh, Wold und Gerdshorst (Fl. 1 – 7)



Legende: ——: Untersuchtes Waldgebiet, ■: Mit Bodenanalysen, ●: Ohne Bodenanalysen,
rot: Deschampsio-Fagetum, gelb: Milio-Fagetum,
schwarz: Pruno-Fraxinetum, blau: Carici remotae-Fraxinetum

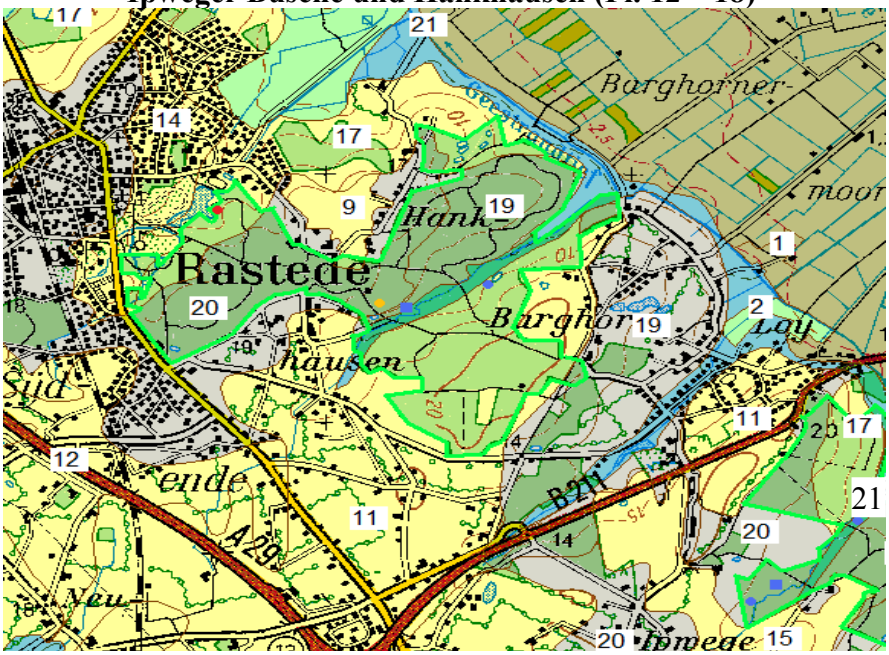
Legende Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 Wildenloh & Wold

Farbe	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp
	GEEST Talsandniederungen und Torfe		
1	Niedermoor	Niedermoortorf _ Sand	Niedermoor _ fluviatile Ablagerungen
2	Hochmoor	Hochmoortorf _ Niedermoortorf _ Sand	Hochmoor _ Niedermoor _ glazifluviatile Ablagerungen
3	Hochmoor	Hochmoortorf = Sand	Hochmoor = glazifluviatile Ablagerungen
	Sandige Niederungen		
4	Podsol	Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen
5	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
6	Gley mit Niedermooraufage	Niedermoortorf / Sand	Niedermoor / fluviatile Ablagerungen
	Geestplatten und Endmoränen Torfe		
7	Niedermoor	Niedermoortorf = Sand	Niedermoor = fluviatile Ablagerungen
	Sandige Niederungen		
8	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
9	Podsol-Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
10	Gley mit Niedermooraufage	Niedermoortorf / Sand	Niedermoor / fluviatile Ablagerungen
11	Plaggenesch, unterlagert von Podsol-Gley	Sand	Plaggenauflage // Flugsand // fluviatile Ablagerungen
	Geschiebelehmverbreitungsgebie		
12	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
13	Gley-Podsol	Sand _ lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen _ Geschiebelehm
14	Gley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
15	Podsol-Pseudogley	Sand / lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
16	Gley-Pseudogley	Sand // lehmiger Sand = Sand	fluviatile Ablagerungen // Geschiebelehm = glazifluviatile
17	Pseudogley-Gley	Sand = lehmiger Sand	fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
18	Podsol-Gley mit Mooraufage	Hochmoortorf / Sand // lehmiger Sand = schluffiger Ton	Hochmoor / Flugsand // Geschiebelehm = Lauenburger Ton

(c) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung

Abb. A4: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Wildenloh, im Wold und im Gerdshorst (NLfB 1997).

Ipweger Büsche und Hankhausen (Fl. 12 – 18)

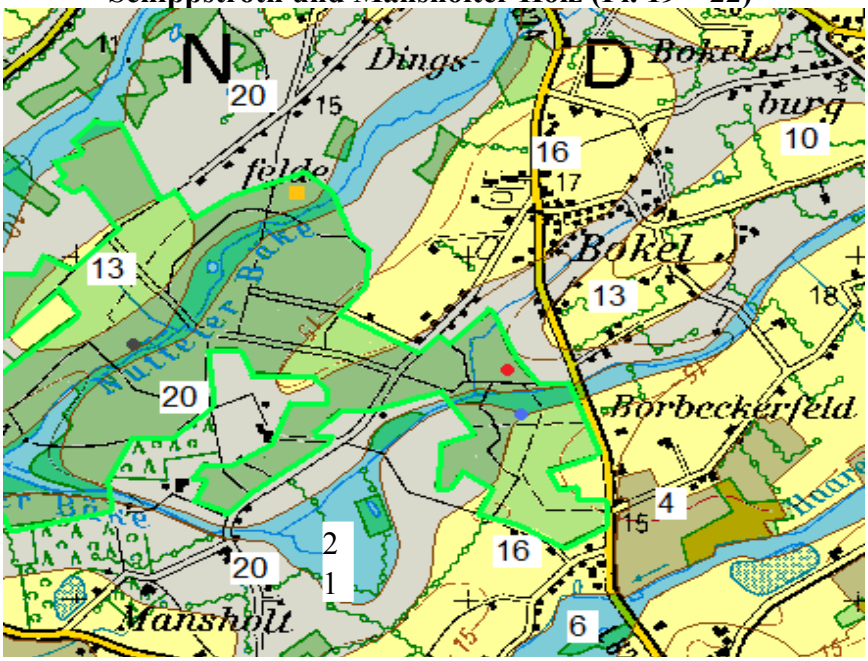


Legende: ——— : Untersuchtes Waldgebiet, ■: Mit Bodenanalysen, ●: Ohne Bodenanalysen,
rot: Deschampsio-Fagetum, gelb: Milio-Fagetum,
schwarz: Pruno-Fraxinetum, blau: Carici remotae-Fraxinetum

Farbe	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp
	KÜSTENHOLOZÄN **Küstenmarschen** Torfe		
1	Hochmoor mit Deckkulturbodenauflage	Sand / Hochmoortorf	künstliche Auffüllung / Hochmoor
2	Tiefumbruchboden	Sand / Niedermoor = Sand	Sandmischkultur = fluviatile Ablagerungen
	GEEST **Geestplatten und Endmoränen**		
3	Tiefumbruchboden	Sand / Niedermoor = Sand	Sandmischkultur = fluviatile Ablagerungen
4	Tiefumbruchboden	Sand / Hochmoor = Sand	Sandmischkultur = glazifluviatile Ablagerungen
	Sandige Niederungen		
5	Gley-Podsol	Sand	fluviatile Ablagerungen
6	Gley mit Niedermooraufage	Niedermoortorf / Sand	Niedermoor / fluviatile Ablagerungen
7	Tiefumbruchboden	Sand	Tiefumbruch = fluviatile Ablagerungen
	Sandverbreitungsgebiete		
8	Podsol	Sand	Flugsand // glazifluviatile Ablagerungen
	Geschiebelehmverbreitungsgebie		
9	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
10	Pseudogley-Podsol	Sand = sandiger Lehm	fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
11	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
12	Pseudogley-Podsol	Sand = sandiger Lehm	fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
13	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
14	Pseudogley-Podsol	Sand = schluffiger Ton	glazifluviatile Ablagerungen = Lauenburger Ton
15	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
16	Gley-Podsol	Sand _ lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen _ Geschiebelehm
17	Gley-Podsol mit Plaggenauflage	Sand // lehmiger Sand _ schluffiger Ton	Plaggenauflage // fluviatile Ablagerungen // Geschiebelehm _
18	Gley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
19	Pseudogley	lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
20	Podsol-Pseudogley	Sand / lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
21	Gley	Sand // lehmiger Sand = toniger Schluff	fluviatile Ablagerungen // Geschiebelehm = Lauenburger Ton
22	Plaggenesch	lehmiger Sand	Plaggenauflage = Geschiebedecksand _ Geschiebelehm
23	Pseudogley-Plaggenesch	lehmiger Sand	Plaggenauflage // Geschiebedecksand = Geschiebelehm

Abb. A5: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen in den Ipweger Büschen und bei Hankhausen (NLfB 1997).

Schippstroth und Mansholter Holz (Fl. 19 – 22)



Legende: ——— : Untersuchtes Waldgebiet, ■: Mit Bodenanalysen, ●: Ohne Bodenanalysen,
rot: Deschampsio-Fagetum, gelb: Milio-Fagetum,
schwarz: Pruno-Fraxinetum, blau: Carici remotae-Fraxinetum

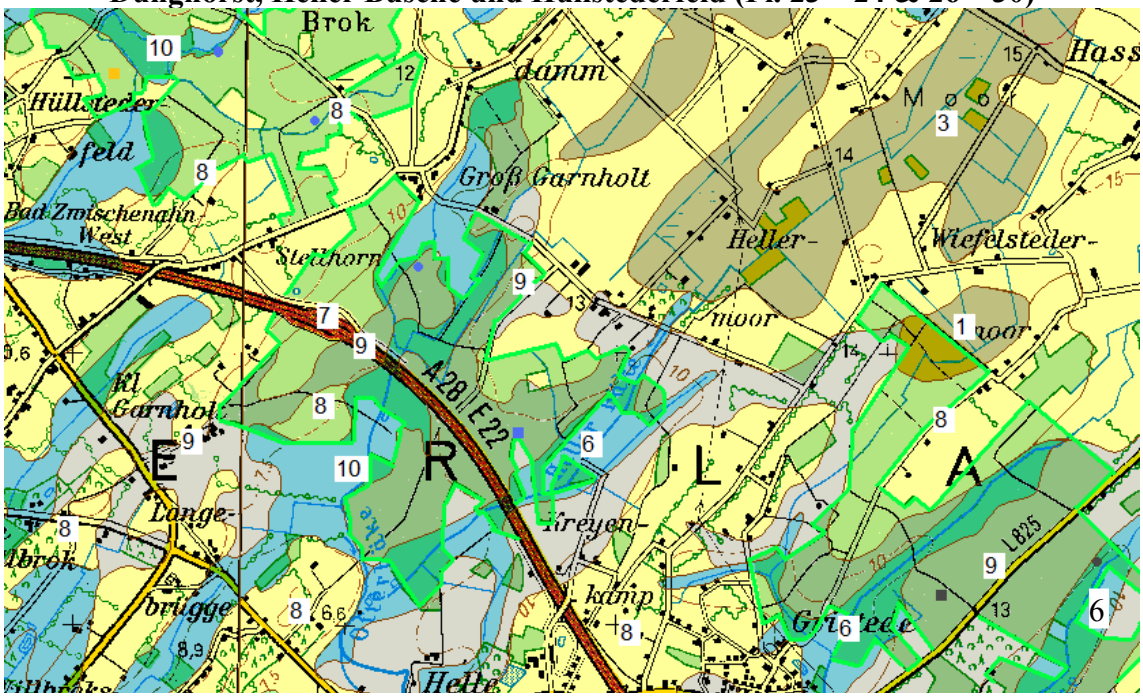
Legende Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 Ippweger Büsche, Hankhausen, Schippstroth & Mansholter Holz

Farbe	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp
	KÜSTENHOLOZÄN **Küstenmarschen** Torfe		
1	Hochmoor mit Deckkulturbodenauflage	Sand / Hochmoortorf	künstliche Auffüllung / Hochmoor
2	Tiefumbruchboden	Sand / Niedermoor = Sand	Sandmischkultur = fluviatile Ablagerungen
	GEEST **Geestplatten und Endmoränen**		
3	Tiefumbruchboden	Sand / Niedermoor = Sand	Sandmischkultur = fluviatile Ablagerungen
4	Tiefumbruchboden	Sand / Hochmoor = Sand	Sandmischkultur = glazifluviatile Ablagerungen
	Sandige Niederungen		
5	Gley-Podsol	Sand	fluviatile Ablagerungen
6	Gley mit Niedermooraufl age	Niedermoortorf / Sand	Niedermoor / fluviatile Ablagerungen
7	Tiefumbruchboden	Sand	Tiefumbruch = fluviatile Ablagerungen
	Sandverbreitungsgebiete		
8	Podsol	Sand	Flugsand // glazifluviatile Ablagerungen
	Geschiebelehmverbreitungsgebie		
9	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
10	Pseudogley-Podsol	Sand = sandiger Lehm	fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
11	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
12	Pseudogley-Podsol	Sand = sandiger Lehm	fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
13	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
14	Pseudogley-Podsol	Sand = schluffiger Ton	glazifluviatile Ablagerungen = Lauenburger Ton
15	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
16	Gley-Podsol	Sand _ lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen _ Geschiebelehm
17	Gley-Podsol mit Plaggenauflage	Sand // lehmiger Sand _ schluffiger Ton	Plaggenauflage // fluviatile Ablagerungen // Geschiebelehm _
18	Gley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
19	Pseudogley	lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
20	Podsol-Pseudogley	Sand / lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
21	Gley	Sand // lehmiger Sand = toniger Schluff	fluviatile Ablagerungen // Geschiebelehm = Lauenburger Ton
22	Plaggenesch	lehmiger Sand	Plaggenauflage = Geschiebedecksand _ Geschiebelehm
23	Pseudogley-Plaggenesch	lehmiger Sand	Plaggenauflage // Geschiebedecksand = Geschiebelehm

ersächsisches Landesamt für Bodenforschung

Abb. A6: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Schippstroth und dem Mansholter Holz (NLfB 1997).

Dunghorst, Heller Büsche und Hüllstederfeld (Fl. 23 – 24 & 26 – 30)



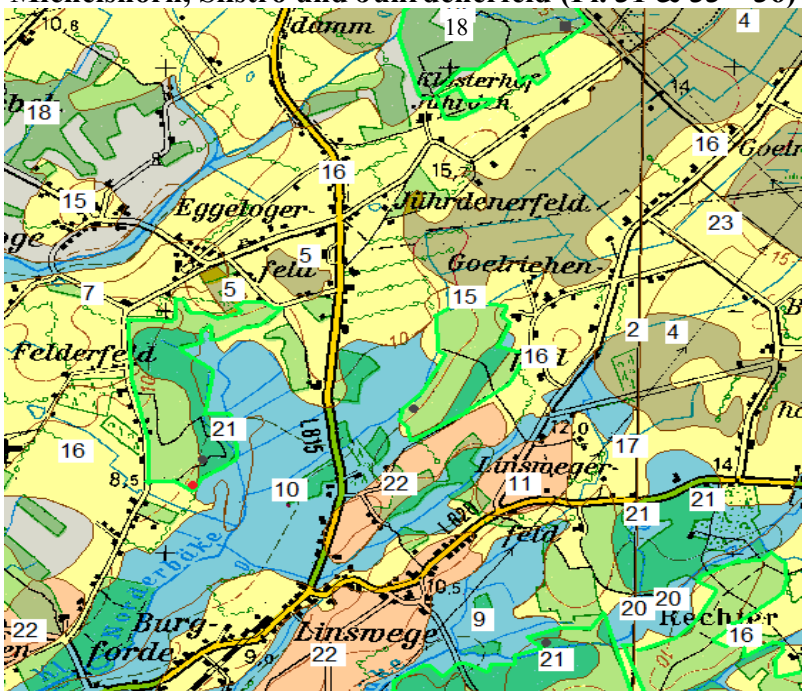
Legende: ——— : Untersuchtes Waldgebiet, ■: Mit Bodenanalysen, ●: Ohne Bodenanalysen,
rot: Deschampsio-Fagetum, gelb: Milio-Fagetum,
schwarz: Pruno-Fraxinetum, blau: Carici remotae-Fraxinetum

Legende Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 Dunghorst, Heller Büsche & Hüllstederfeld

Farbe	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp
	GEEST **Geestplatten und Endmoränen** Torfe		
1	Hochmoor	Hochmoortorf = Sand	Hochmoor = glazifluviatile Ablagerungen
2	Hochmoor	Hochmoortorf // Sand	Hochmoor // glazifluviatile Ablagerungen
3	Hochmoor	Hochmoortorf = Sand	Hochmoor = glazifluviatile Ablagerungen
	Talsedimente		
4	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
	Sandige Niederungen		
5	Podsol-Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
6	Gley mit Niedermooraufage	Niedermoortorf / Sand	Niedermoor / fluviatile Ablagerungen
	Geschiebelehmverbreitungsgebie		
7	Pseudogley-Podsol	Sand = sandiger Lehm	fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
8	Gley-Podsol	Sand _ lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen _ Geschiebelehm
9	Podsol-Pseudogley	Sand / lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
10	Pseudogley-Gley	Sand // schluffiger Sand _ lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen _ Geschiebelehm
11	Pseudogley-Gley	Sand = lehmiger Sand	fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
12	Pseudogley-Plaggenesch	lehmiger Sand	Plaggenauflage // Geschiebedecksand = Geschiebelehm

Abb. A7: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Dunghorst, in den Heller Büschen und beim Hüllstederfeld (NLfB 1997).

Michelshorn, Silstro und Jührdenerfeld (Fl. 31 & 33 – 36)



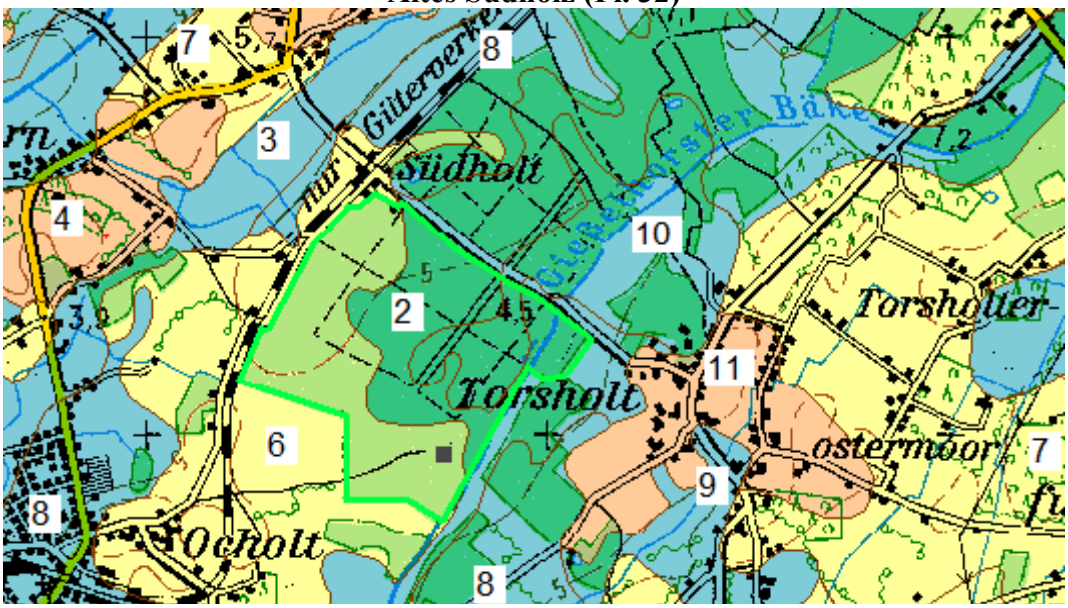
Legende: ——— : Untersuchtes Waldgebiet, ■: Mit Bodenanalysen, ●: Ohne Bodenanalysen,
rot: Deschampsio-Fagetum, gelb: Milio-Fagetum,
schwarz: Pruno-Fraxinetum, blau: Carici remotae-Fraxinetum

Legende Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 Michelshorn, Silstro & Jührdenerfeld

Farbe	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp
	GEEST		
	Geestplatten und Endmoränen		
	Torfe		
1	Hochmoor	Hochmoortorf _ lehmiger Sand	Hochmoor _ Geschiebelehm
2	Hochmoor	Hochmoortorf = Sand	Hochmoor = glazifluviatile Ablagerungen
3	Hochmoor	Hochmoortorf // Sand	Hochmoor // glazifluviatile Ablagerungen
4	Hochmoor	Hochmoortorf = Sand	Hochmoor = glazifluviatile Ablagerungen
5	Tiefumbruchboden	Sand / Hochmoor = Sand	Sandmischkultur = glazifluviatile Ablagerungen
	Talsedimente		
6	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
	Sandige Niederungen		
7	Podsol	Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen
8	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
9	Podsol-Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
10	Gley mit Niedermooraufage	Niedermoortorf / Sand	Niedermoor / fluviatile Ablagerungen
11	Plaggenesch, unterlagert von Podsol	Sand	Plaggenauflage // Flugsand = fluviatile Ablagerungen
	Sandverbreitungsgebiete		
12	Podsol	Sand	glazifluviatile Ablagerungen
13	Gley-Podsol	Sand	glazifluviatile Ablagerungen
	(c) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung		
14	Gley-Podsol	Sand	Flugsand // glazifluviatile Ablagerungen
	Geschiebelehmverbreitungsgebie		
15	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
16	Gley-Podsol	Sand _ lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen _ Geschiebelehm
17	Gley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
18	Pseudogley	lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
19	Pseudogley	Sand // lehmiger Sand = schluffiger Ton	Geschiebedecksand // Geschiebelehm = Lauenburger Ton
20	Gley	Sand // lehmiger Sand = toniger Schluff	fluviatile Ablagerungen // Geschiebelehm = Lauenburger Ton
21	Pseudogley-Gley	Sand = lehmiger Sand	fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
22	Pseudogley-Plaggenesch	lehmiger Sand	Plaggenauflage // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
23	Tiefumbruchboden	Sand _ lehmiger Sand	Tiefumbruch = fluviatile Ablagerungen_ Geschiebelehm

Abb. A8: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen Michelshorn, Silstro und Jührdenerfeld (NLfB 1997).

Altes Südholz (Fl. 32)



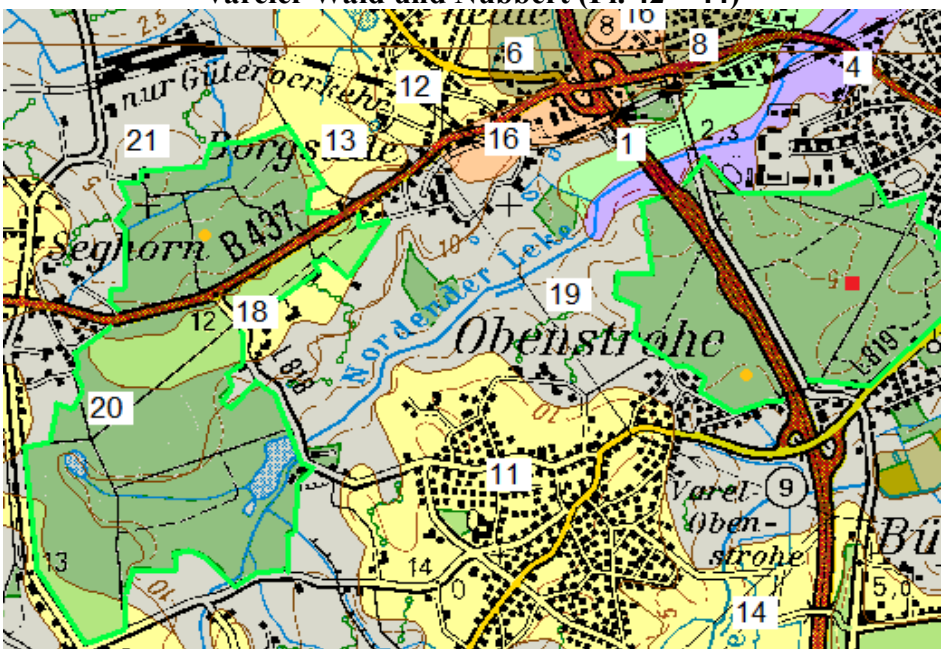
Legende: ——— : Untersuchtes Waldgebiet, ■: Mit Bodenanalysen
schwarz: Pruno-Fraxinetum

Legende Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 Altes Südholz

Farbe	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp
	GEEST **Geestplatten und Endmoränen** Sandige Niederungen		
1	Gley-Podsol	Sand	fluviatile Ablagerungen
2	Podsol-Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
3	Gley mit Niedermooraufage	Niedermoortorf / Sand	Niedermoor / fluviatile Ablagerungen
4	Plaggenesch, unterlagert von Podsol	Sand	Plaggenauflage // Flugsand = fluviatile Ablagerungen
5	Plaggenesch, unterlagert von Podsol-Gley	Sand	Plaggenauflage // Flugsand // fluviatile Ablagerungen
	Geschiebelehmverbreitungsgebie		
6	Pseudogley-Podsol	Sand = sandiger Lehm	fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
7	Gley-Podsol	Sand _ lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen _ Geschiebelehm
8	Pseudogley-Gley	Sand = lehmiger Sand	fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
9	Pseudogley-Gley	Sand // schluffiger Sand _ lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen _ Geschiebelehm
10	Pseudogley-Gley	Sand = lehmiger Sand	fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
11	Pseudogley-Plaggenesch	lehmiger Sand	Plaggenauflage // Geschiebedecksand = Geschiebelehm

Abb. A9: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Alten Südholz (NLfB 1997).

Vareler Wald und Nubbert (Fl. 42 – 44)



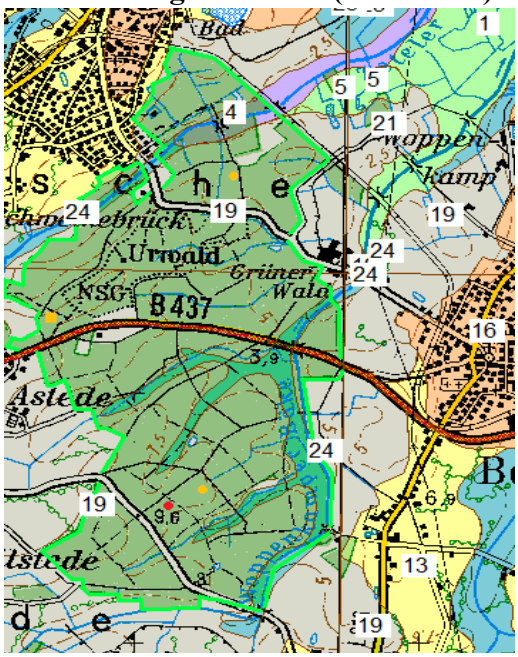
Legende: ——— : Untersuchtes Waldgebiet, ■: Mit Bodenanalysen, ●: Ohne Bodenanalysen,
rot: Deschampsio-Fagetum, gelb: Milio-Fagetum

Legende Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 Vareler Wald, Nubbert

Farbe	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp
	KÜSTENHOLOZÄN		
	Küstenmarschen		
	Brackische Sedimente		
1	Moormarsch	schluffiger Ton / Niedermoortorf _ Sand	brackische Ablagerungen / Niedermoor _ fluviatile Ablagerungen
2	Moormarsch	schluffiger Ton / Hochmoortorf	brackische Ablagerungen / Hochmoor
3	Brackmarsch-Seemarsch	schluffiger Ton	brackische Ablagerungen = marine Ablagerungen
4	Seemarsch-Brackmarsch	schluffiger Ton = Niedermoortorf = Sand	brackische Ablagerungen = Niedermoor = fluviatile Ablagerungen
	Torfe		
5	Niedermoor	Niedermoortorf = Sand	Niedermoor = fluviatile Ablagerungen
	GEEST		
	Geestplatten und Endmoränen		
6	Hochmoor	Hochmoortorf _ Niedermoortorf _ Sand	Hochmoor _ Niedermoor _ glazifluviatile Ablagerungen
7	Hochmoor	Hochmoortorf	Hochmoor
8	Hochmoor	Hochmoortorf _ Niedermoortorf _ Sand	Hochmoor _ Niedermoor _ glazifluviatile Ablagerungen
	Sandige Niederungen		
9	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
10	Gley mit Niedermooraufage	Niedermoortorf / Sand	Niedermoor / fluviatile Ablagerungen
	Sandverbreitungsgebiete		
11	Podsol	Sand	Geschiebedecksand // glazifluviatile Ablagerungen
12	Podsol	Sand	glazifluviatile Ablagerungen
	(c) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung		
13	Gley-Podsol	Sand	glazifluviatile Ablagerungen
14	Gley-Podsol	Sand	Flugsand // glazifluviatile Ablagerungen
15	Gley-Plaggenesch	Sand	Plaggenauflage // glazifluviatile Ablagerungen
16	Plaggenesch, unterlagert von Podsol	Sand	Plaggenauflage // glazifluviatile Ablagerungen
	Geschiebelehmverbreitungsgebie		
17	Pseudogley-Podsol	Sand = schluffiger Ton	glazifluviatile Ablagerungen = Lauenburger Ton
18	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
19	Pseudogley	lehmiger Sand // schluffiger Ton	Geschiebelehm // Lauenburger Ton
20	Pseudogley	Sand = schluffiger Ton	Geschiebedecksand = Lauenburger Ton
21	Pseudogley	lehmiger Sand // schluffiger Ton	Geschiebelehm // Lauenburger Ton
22	Pseudogley	Sand = schluffiger Ton	Geschiebedecksand = Lauenburger Ton
23	Podsol-Pseudogley	Sand / lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
24	Gley	Sand // lehmiger Sand = toniger Schluff	fluviatile Ablagerungen // Geschiebelehm = Lauenburger Ton
25	Pseudogley-Gley	Sand = schluffiger Ton	fluviatile Ablagerungen = Lauenburger Ton

Abb. A10: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Vareler Wald und im Nubbert (NLfB 1997).

Neuenburger Urwald (Fl. 45 – 48)



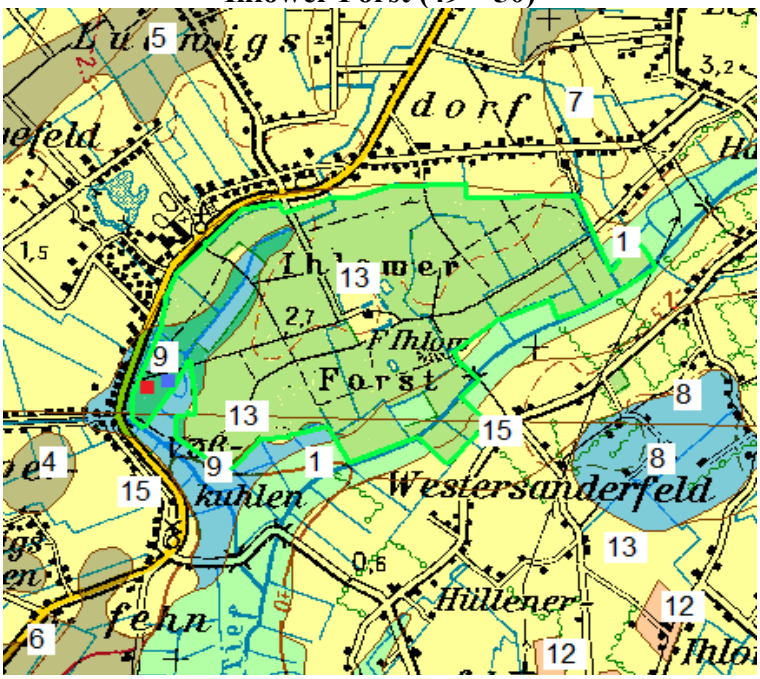
Legende: ——: Untersuchtes Waldgebiet, ■: Mit Bodenanalysen, ●: Ohne Bodenanalysen,
rot: Deschampsio-Fagetum, gelb: Milio-Fagetum

Legende Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 Vareler Wald, Nubbert & Neuenburger Urwald

Farbe	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp
	KÜSTENHOLOZÄN **Küstenmarschen** Brackische Sedimente		
1	Moormarsch	schluffiger Ton / Niedermoortorf _ Sand	brackische Ablagerungen / Niedermoor _ fluviatile Ablagerungen
2	Moormarsch	schluffiger Ton / Hochmoortorf	brackische Ablagerungen / Hochmoor
3	Brackmarsch-Seemarsch	schluffiger Ton	brackische Ablagerungen = marine Ablagerungen
4	Seemarsch-Brackmarsch	schluffiger Ton = Niedermoortorf = Sand	brackische Ablagerungen = Niedermoor = fluviatile Ablagerungen
	Torfe		
5	Niedermoor	Niedermoortorf = Sand	Niedermoor = fluviatile Ablagerungen
	GEEST **Geestplatten und Endmoränen**		
6	Hochmoor	Hochmoortorf _ Niedermoortorf _ Sand	Hochmoor _ Niedermoor _ glazifluviatile Ablagerungen
7	Hochmoor	Hochmoortorf	Hochmoor
8	Hochmoor	Hochmoortorf _ Niedermoortorf _ Sand	Hochmoor _ Niedermoor _ glazifluviatile Ablagerungen
	Sandige Niederungen		
9	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
10	Gley mit Niedermooraufage	Niedermoortorf / Sand	Niedermoor / fluviatile Ablagerungen
	Sandverbreitungsgebiete		
11	Podsol	Sand	Geschiebedecksand // glazifluviatile Ablagerungen
12	Podsol	Sand	glazifluviatile Ablagerungen
	...ersächsisches Landesamt für Bodenforschung		
13	Gley-Podsol	Sand	glazifluviatile Ablagerungen
14	Gley-Podsol	Sand	Flugsand // glazifluviatile Ablagerungen
15	Gley-Plaggenesch	Sand	Plaggenauflage // glazifluviatile Ablagerungen
16	Plaggenesch, unterlagert von Podsol	Sand	Plaggenauflage // glazifluviatile Ablagerungen
	Geschiebelehmverbreitungsgebie		
17	Pseudogley-Podsol	Sand = schluffiger Ton	glazifluviatile Ablagerungen = Lauenburger Ton
18	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
19	Pseudogley	lehmiger Sand // schluffiger Ton	Geschiebelehm // Lauenburger Ton
20	Pseudogley	Sand = schluffiger Ton	Geschiebedecksand = Lauenburger Ton
21	Pseudogley	lehmiger Sand // schluffiger Ton	Geschiebelehm // Lauenburger Ton
22	Pseudogley	Sand = schluffiger Ton	Geschiebedecksand = Lauenburger Ton
23	Podsol-Pseudogley	Sand / lehmiger Sand	Geschiebedecksand = Geschiebelehm
24	Gley	Sand // lehmiger Sand = toniger Schluff	fluviatile Ablagerungen // Geschiebelehm = Lauenburger Ton
25	Pseudogley-Gley	Sand = schluffiger Ton	fluviatile Ablagerungen = Lauenburger Ton

Abb. A11: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Neuenburger Urwald (NLfB 1997).

Ihlower Forst (49 – 50)



Legende: ——— : Untersuchtes Waldgebiet, ■: Mit Bodenanalysen, ●: Ohne Bodenanalysen,
rot: Deschampsio-Fagetum, gelb: Milio-Fagetum
schwarz: Pruno-Fraxinetum, blau: Carici remotae-Fraxinetum

Legende Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 Ihlower Forst

Farbe	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp
	GEEST **Geestplatten und Endmoränen** Torfe		
1	Niedermoor	Niedermoortorf = Sand	Niedermoor = fluviatile Ablagerungen
2	Hochmoor	Hochmoortorf _ lehmiger Sand	Hochmoor _ Geschiebelehm
3	Hochmoor	Hochmoortorf _ Niedermoortorf _ Sand	Hochmoor _ Niedermoor _ glazifluviatile Ablagerungen
4	Hochmoor	Hochmoortorf // Sand	Hochmoor // glazifluviatile Ablagerungen
5	Hochmoor mit Deckkulturbodenauflage	Sand / Hochmoortorf	künstliche Auffüllung / Hochmoor
6	Tiefumbruchboden	Sand / Hochmoor = Sand	Sandmischkultur = glazifluviatile Ablagerungen
	Sandige Niederungen		
7	Gley-Podsol	Sand	fluviatile Ablagerungen
8	Gley mit Niedermooraufage	Niedermoortorf / Sand	Niedermoor / fluviatile Ablagerungen
9	Gley	Sand	fluviatile Ablagerungen
10	Plaggenesch, unterlagert von Podsol	Sand	Plaggenauflage // Flugsand = fluviatile Ablagerungen
11	Plaggenesch, unterlagert von Podsol-Gley	Sand	Plaggenauflage // Flugsand // fluviatile Ablagerungen
	Sandverbreitungsgebiete		
12	Plaggenesch	Sand	Plaggenauflage // Geschiebedecksand = glazifluviatile
	Geschiebelehmverbreitungsgebie		
13	Pseudogley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // Geschiebedecksand = Geschiebelehm
14	Gley-Podsol	Sand _ lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen _ Geschiebelehm
15	Gley-Podsol	Sand = lehmiger Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen = Geschiebelehm
16	Plaggenesch	lehmiger Sand	Plaggenauflage = Geschiebedecksand _ Geschiebelehm
17	Pseudogley-Plaggenesch	lehmiger Sand	Plaggenauflage // Geschiebedecksand = Geschiebelehm

(c) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung

Abb. A12: Verteilung der Bodentypen, der Bodenarten und der geologischen Profiltypen im Ihlower Forst (NLfB 1997).

Die gefährdeten Arten auf den Probeflächen

Tab. A1a: Gefährdete Arten auf den Untersuchungsflächen.

Art	Gefärdung (GARVE 2004)	Nr. Fundort(e) (TK/Koordinaten)	Deckung(en)	Gesellschaft
Carex pallescens	(VF)	37 Hasbruch (2916/3466.5-5881.7)	r	Pr.-Fr.
Chrysosplenium alternifolium	(VF)	3 Wold (2914/3440.7-5892)	2m	Pr.-Fr./Ca. re.-Fr.
		6 Wold (2914/3441-5892.5)	2m	
		15 Hankhausen (2714/3448.3-5900.8)	2m	
		20 Schippstroth (2714/3442.4-5899.2)	1	
		21 Mansholter Holz (2714/3440.5-5899.7)	1	
		24 Dunghorst (2714/3438.5-5900.5)	2b	
		27 Stellhorn (2714/3434.5-5902.6)	1	
		31 Michelshorn (2712/3432.5-5905.3)	2m	
		32 altes Südholz (2712/3427.5-5897.9)	1	
		38 Hasbruch (2916/3465.5-5882.2)	2m	
Chrysosplenium oppositifolium	(VF)	12 Ipweger Büsche (2714/3450.7-5898.7)	+	Ca. re.-Fr.
		13 Ipweger Büsche (2714/3450.5-5898.6)	2m	
		15 Hankhausen (2714/3448.3-5900.8)	1	
		20 Schippstroth (2714/3442.4-5899.2)	2a	
		26 Heller Büsche (2714/3435.2-5901.4)	2m	
		27 Stellhorn (2714/3434.5-5902.6)	1	
Circaea x intermedia	(3F)	3 Wold (2914/3440.7-5892)	1	Pr.-Fr./Mi.-Fa.
		44 Nubbert (2714/3438.2-5917.9)	+	
Dactylorhiza maculata	3	32 altes Südholz (2712/3427.5-5897.9)	r	Pr.-Fr.
Equisetum hyemale	3	32 altes Südholz (2712/3427.5-5897.9)	2m	Pr.-Fr.
Equisetum sylvaticum	(VF)	38 Hasbruch (2916/3465.5-5882.2)	1	Ca. re.-Fr.
Lysimachia nemorum	(VF)	20 Schippstroth (2714/3442.4-5899.2)	r	Ca. re.-Fr./Mi.-Fa.
		26 Heller Büsche (2714/3435.2-5901.4)	1	
		27 Stellhorn (2714/3434.5-5902.6)	1	
		44 Nubbert (2714/3438.2-5917.9)	r	
Listera ovata	(3F)	23 Wilshoren (2714/3439.6-5900.7)	+	Pr.-Fr.
Mercurialis perennis	(VF)	37 Hasbruch (2916/3466.5-5881.7)	2m	Pr.-Fr.
Paris quadrifolia	V (3F)	3 Wold (2914/3440.7-5892)	2m	Pr.-Fr.
		6 Wold (2914/3441-5892.5)	+	
		24 Dunghorst (2714/3438.5-5900.5)	4	
		31 Michelshorn (2712/3432.5-5905.3)	1	
		32 altes Südholz (2712/3427.5-5897.9)	1	
		34 Silstro (2712/3430.1-5906.8)	1	
		35 Linswegerfeld (2712/3431.7-5907.3)	+	
		36 Jührdenerfeld (2712/3432.7-5910.4)	1	
Phyteuma nigrum	V (3F)	13 Ipweger Büsche (2714/3450.5-5898.6)	1	Ca. re.-Fr.
Platanthera chlorantha	3 (2F)	2 Wold (2914/3441.9-5893)	+	Pr.-Fr./Ca. re.-Fr.
		3 Wold (2914/3440.7-5892)	+	
		12 Ipweger Büsche (2714/3450.7-5898.7)	r	
		20 Schippstroth (2714/3442.4-5899.2)	1	
		21 Mansholter Holz (2714/3440.5-5899.7)	1	
		27 Stellhorn (2714/3434.5-5902.6)	1	
		29 Michelshorn (2712/3433-5904.1)	+	
		32 altes Südholz (2712/3427.5-5897.9)	+	
		34 Silstro (2712/3430.1-5906.8)	2m	
		35 Linswegerfeld (2712/3431.7-5907.3)	+	
		37 Hasbruch (2916/3466.5-5881.7)	1	

Tab. A1b: Gefährdete Arten auf den Untersuchungsflächen.

Art	Gefärdung (GARVE 2004)	Nr. Fundort(e) (TK/Koordinaten)	Deckung(en)	Gesellschaft
Primula elatior	(3F)	2 Wold (2914/3441.9-5893)	+	Pr.-Fr./Ca. re.-Fr.
		6 Wold (2914/3441-5892.5)	1	
		12 Ipweger Büsche (2714/3450.7-5898.7)	1	
		13 Ipweger Büsche (2714/3450.5-5898.6)	1	
		14 Funchsbüsche (2714/3451.3-5899.2)	1	
		20 Schippstroth (2714/3442.4-5899.2)	1	
		21 Mansholter Holz (2714/3440.5-5899.7)	1	
		23 Wilshoren (2714/3439.6-5900.7)	1	
		24 Dunghorst (2714/3438.5-5900.5)	+	
		27 Stellhorn (2714/3434.5-5902.6)	1	
		29 Michelshorn (2712/3433-5904.1)	+	
		31 Michelshorn (2712/3432.5-5905.3)	1	
		34 Silstro (2712/3430.1-5906.8)	+	
		35 Linswegerfeld (2712/3431.7-5907.3)	2a	
		37 Hasbruch (2916/3466.5-5881.7)	+	
		38 Hasbruch (2916/3465.5-5882.2)	1	
Pulmonaria obscura	(3F)	37 Hasbruch (2916/3466.5-5881.7)	+	Pr.-Fr./Ca. re.-Fr.
		38 Hasbruch (2916/3465.5-5882.2)	1	
Ranunculus auricomus	(VF)	2 Wold (2914/3441.9-5893)	1	Pr.-Fr./Ca. re.-Fr.
		12 Ipweger Büsche (2714/3450.7-5898.7)	2m	
		13 Ipweger Büsche (2714/3450.5-5898.6)	1	
		14 Funchsbüsche (2714/3451.3-5899.2)	1	
		20 Schippstroth (2714/3442.4-5899.2)	1	
		29 Michelshorn (2712/3433-5904.1)	+	
		32 altes Südholz (2712/3427.5-5897.9)	+	
Sanicula europaea	(3F)	2 Wold (2914/3441.9-5893)	1	Pr.-Fr./Ca. re.-Fr./De.-Fa.
		5 Gerdshorst (2914/3443.5-5893)	r	
		20 Schippstroth (2714/3442.4-5899.2)	r	
		23 Wilshoren (2714/3439.6-5900.7)	1	
		31 Michelshorn (2712/3432.5-5905.3)	2m	
		32 altes Südholz (2712/3427.5-5897.9)	2a	
		35 Linswegerfeld (2712/3431.7-5907.3)	1	
		36 Jührdenerfeld (2712/3432.7-5910.4)	1	
Ulmus laevis	3	2 Wold (2914/3441.9-5893)	2b	Pr.-Fr./Ca. re.-Fr.
		16 Funchsbüsche (2714/3449-5900.9)	2m	
		31 Michelshorn (2712/3432.5-5905.3)	2a	
Veronica montana	(VF)	3 Wold (2914/3440.7-5892)	r	Pr.-Fr./Ca. re.-Fr./Mi.-Fa.
		6 Wold (2914/3441-5892.5)	1	
		20 Schippstroth (2714/3442.4-5899.2)	2m	
		23 Wilshoren (2714/3439.6-5900.7)	+	
		27 Stellhorn (2714/3434.5-5902.6)	2m	
		35 Linswegerfeld (2712/3431.7-5907.3)	2m	
		43 Vareler Wald (2714/3441-5917)	1	

Index

Deckung:

r	1	Indiv. / Trieb	Gefährdung:	De.-Fa.	Deschampsio-Fagetum
+	2 – 5	Indiv.	1 -> vom Aussterben bedroht	Mi.-Fa.	Milio-Fagetum
1	6 – 50	Indiv.	2 -> stark gefährdet	Ca.-re.-Fr.	Carici remotae-Fraxinetum
2m	< 5% Deckung oder > 50 Indiv.		3 -> gefährdet	Pr.-Fr.	Pruno-Fraxinetum
2a	5 – 15%	Deckung	V-> zurückgehend (Vorwarnliste)		
2b	16 – 25%	Deckung	F -> Gefährdung im Flachland von Niedersachsen		
3	26 – 50%	Deckung			
4	51 – 75%	Deckung			
5	76 – 100%	Deckung			

Lage der Probeflächen
und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission: A13 bis A31

Folgende Biotoptypen wurden nach DRACHENFELS (2004) bestimmt: **AS** (Sandacker), **ASb** (Sandacker brachliegend), **DWF** (steiniger Weg**), DWL** (Lehmweg), **DWS** (Sandweg**), EBB** (Baumschule), **GIF** (sonstiges feuchtes Intensivgrünland), **GMF** (mesophiles Grünland mäßig feuchter Standorte**), GMZ** (sonstiges mesophiles Grünland artenärmere Ausprägung), **ODL** (Einzelgehöfte), **OVA** (Autobahn), **OVB** (Bundesstraße), **OVL** (Straße), **OVP** (Parkplatz), **OVU** (nicht o. teilversiegelter Wirtschaftsweg), **OVW** (befestigter Wirtschaftsweg), **OX** (Baustelle), **PKG** (kleine Nutzgartenflächen), **PSZ** (Sportanlage), **TFK** (Fläche mit Kies- o. Schotterdecke z. B. Bahnanlagen) und **WXP** (Hybridpappelforst).

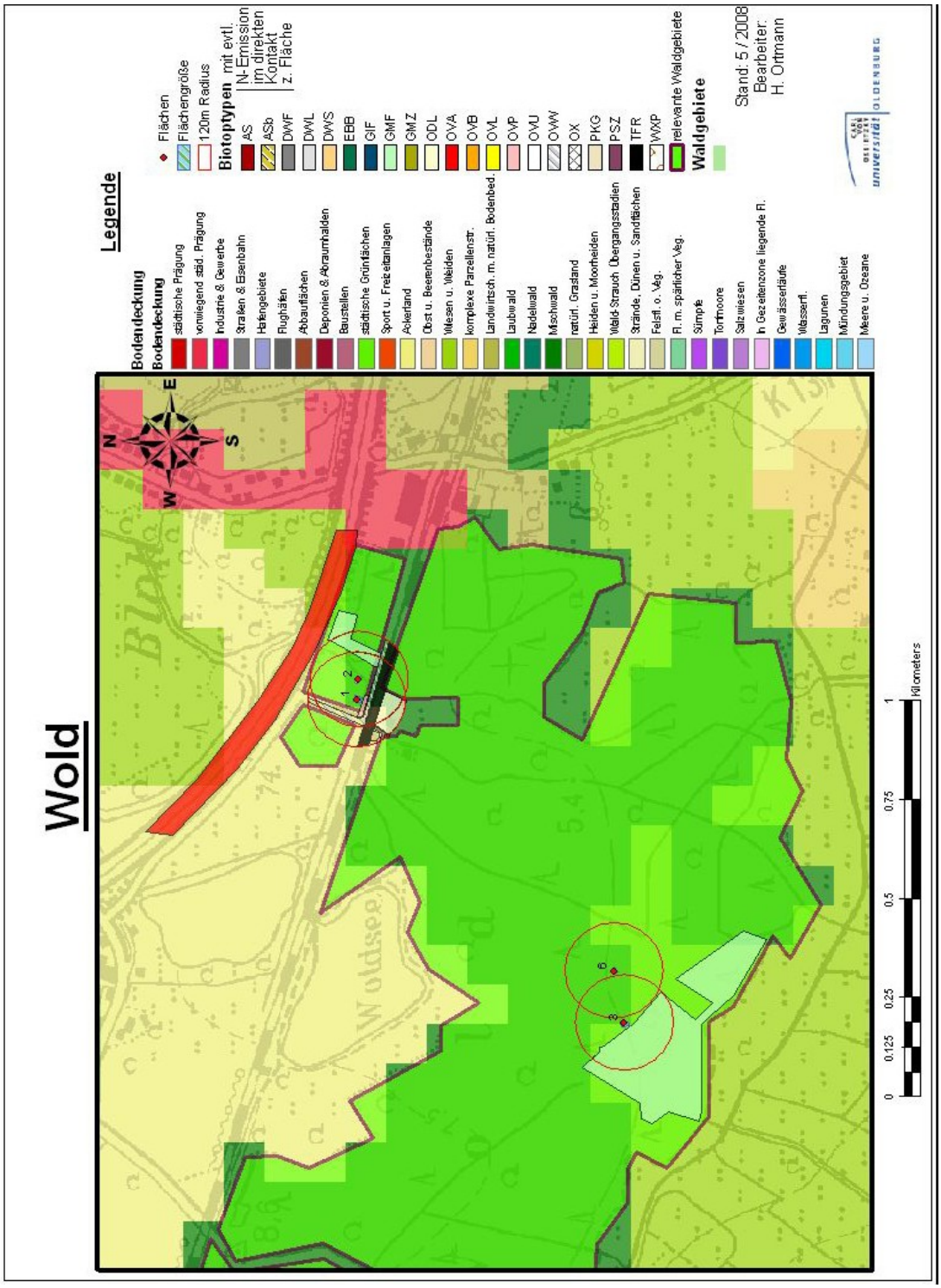


Abb. A13: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Wold.

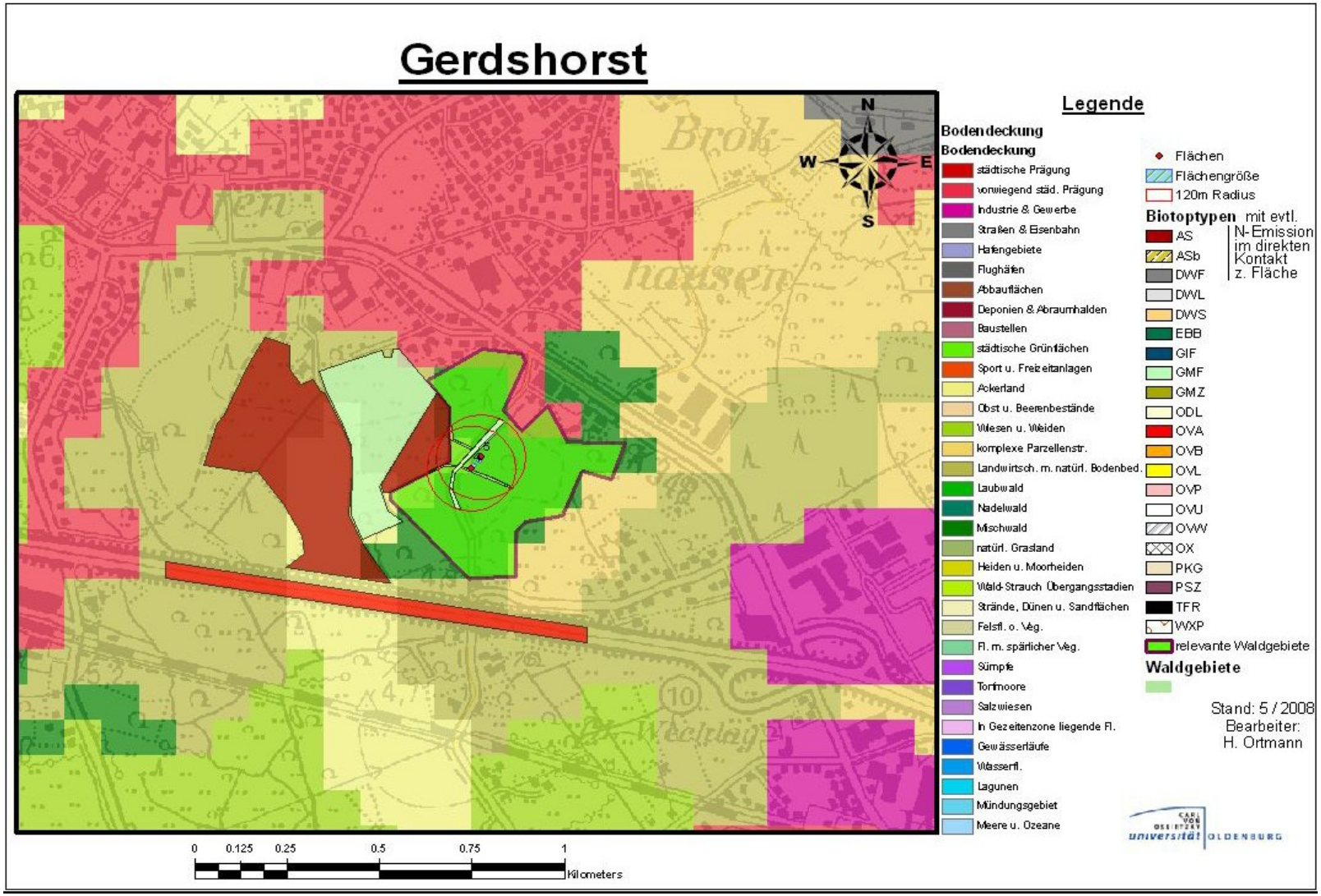


Abb. A14: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Gerdshorst.

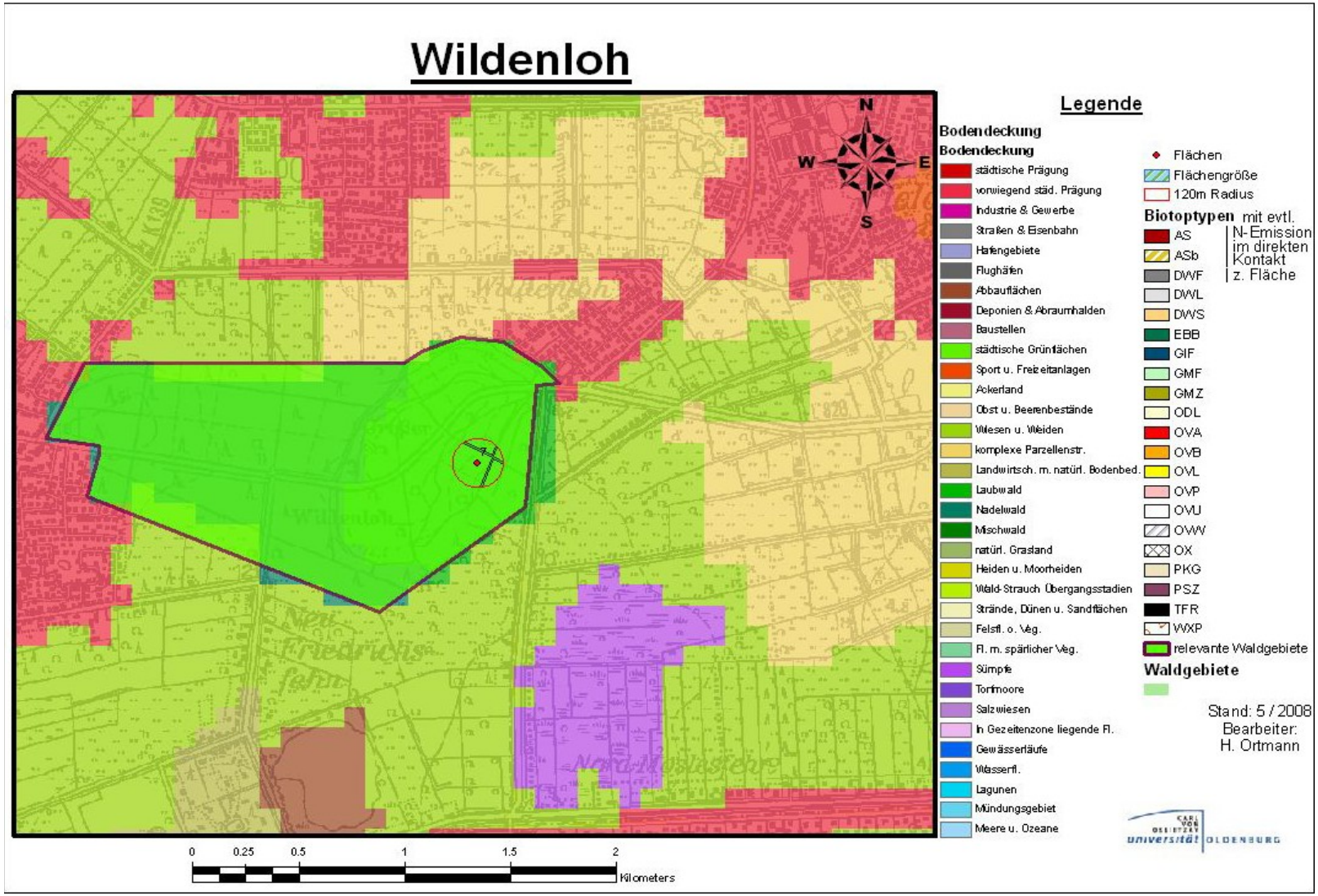


Abb. A15: Lage der Probefläche und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Wildenloh.

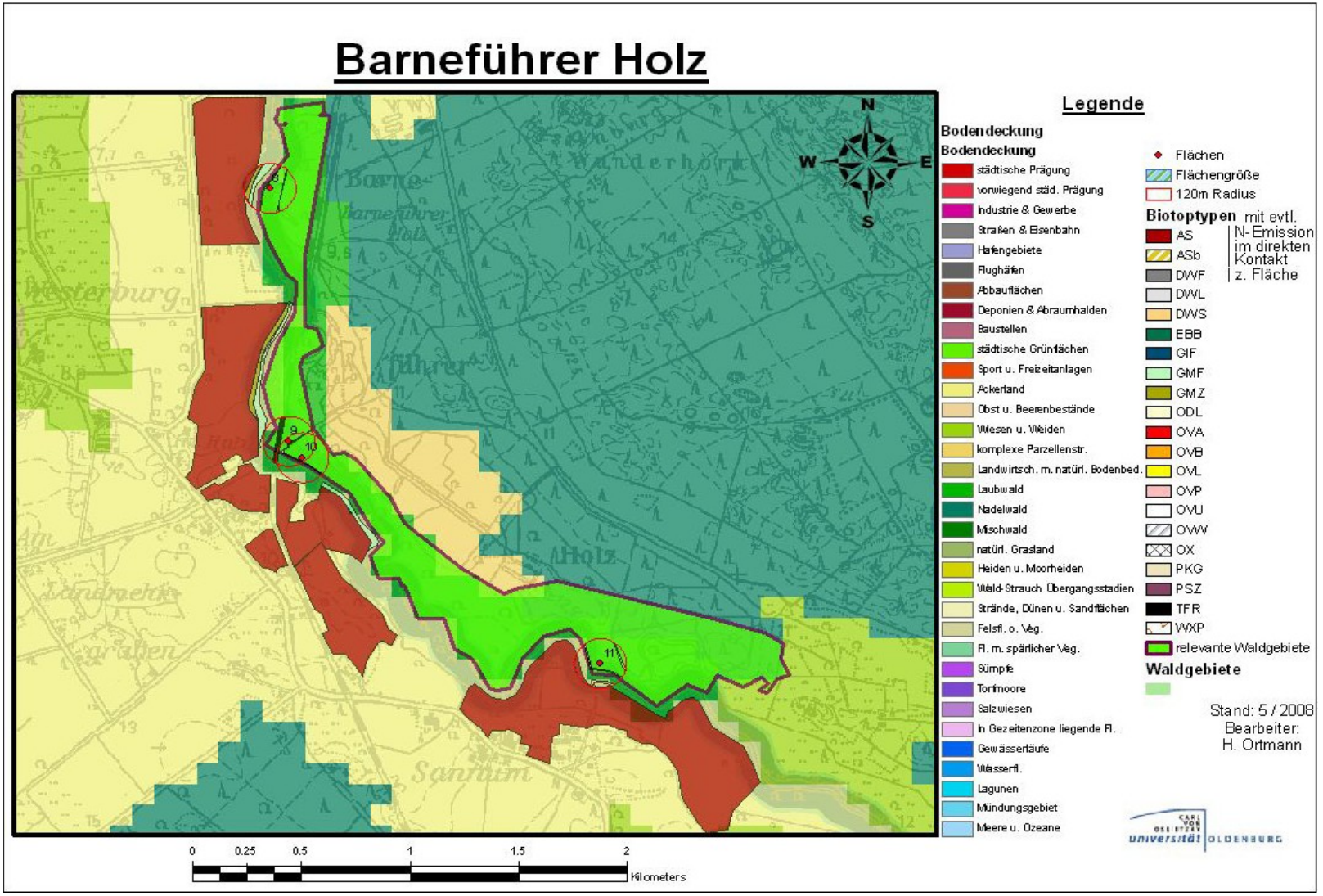


Abb. A16: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Barneführer Holz.

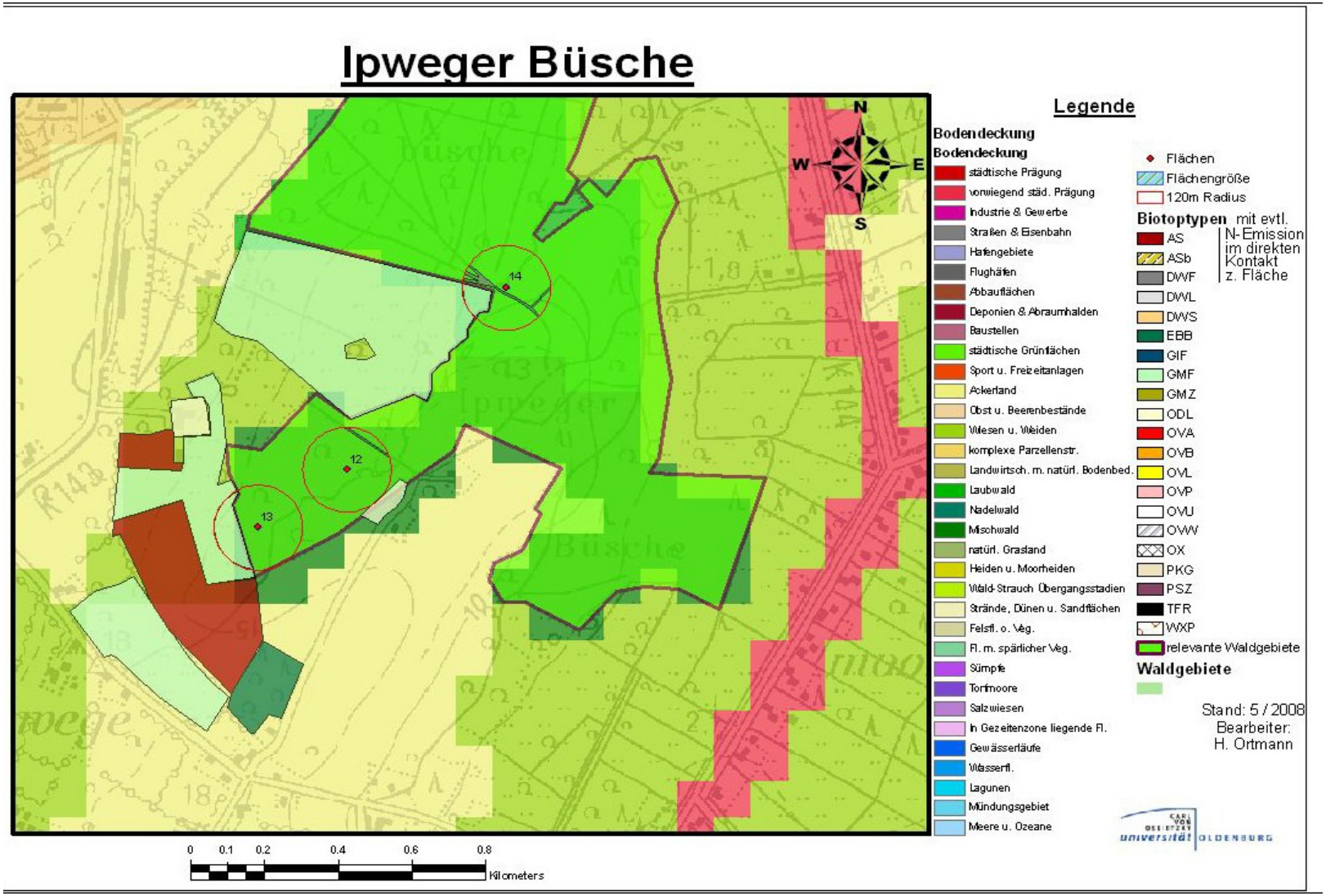


Abb. A17: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission in den Ipweger Büschen.

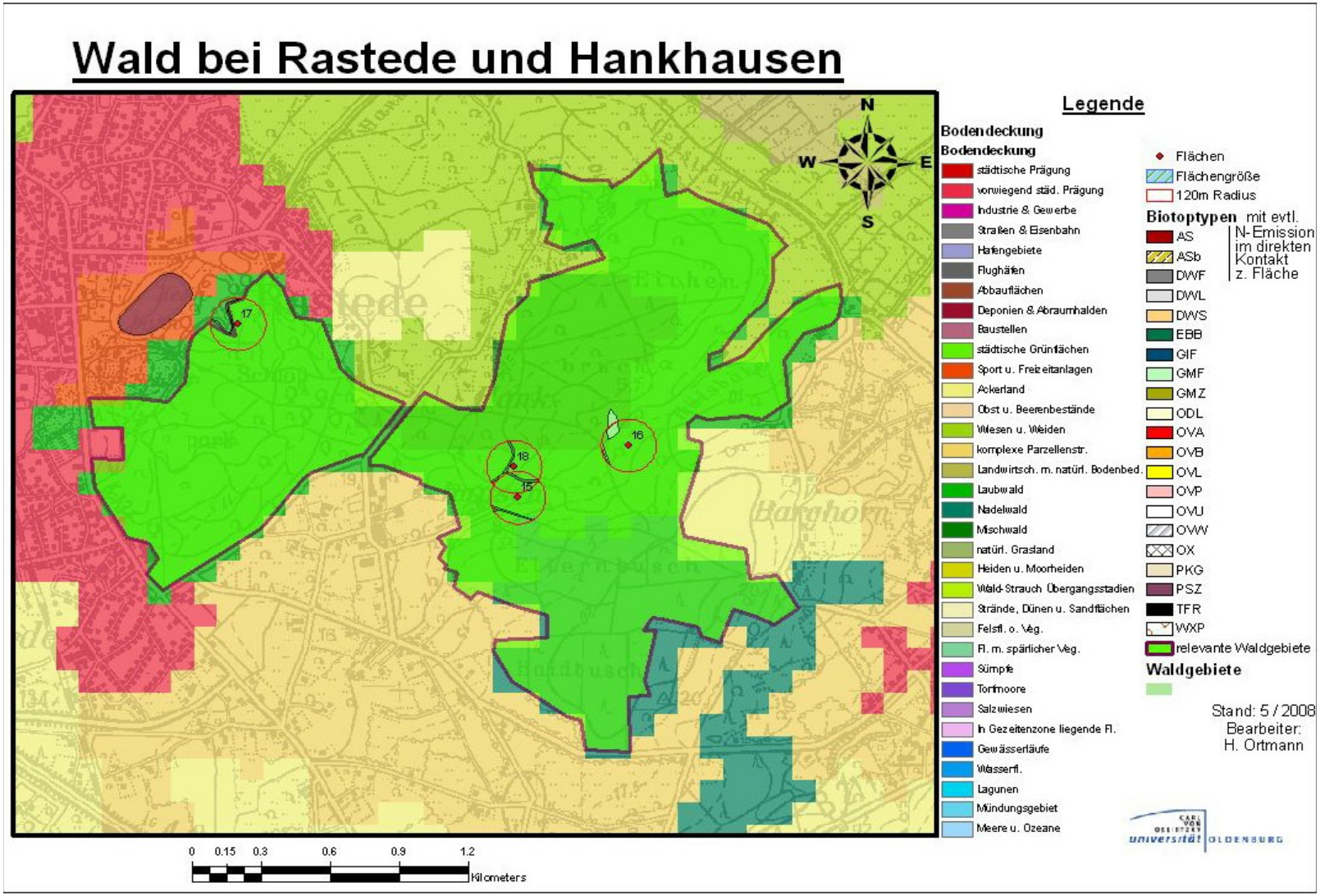


Abb. A18: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Wald bei Rastede und Hankhausen.

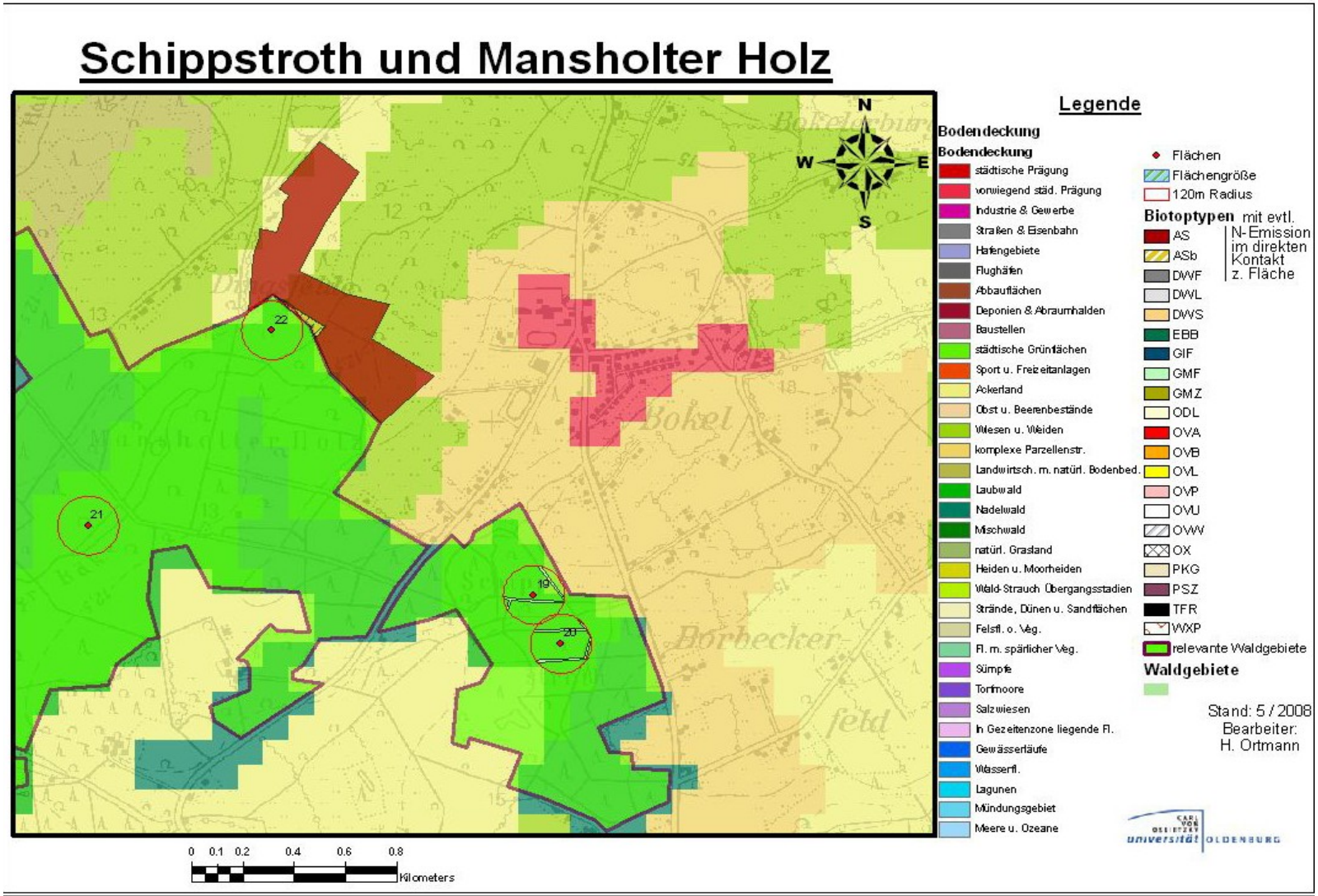


Abb. A19: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Schippstroth und Mansholter Holz.

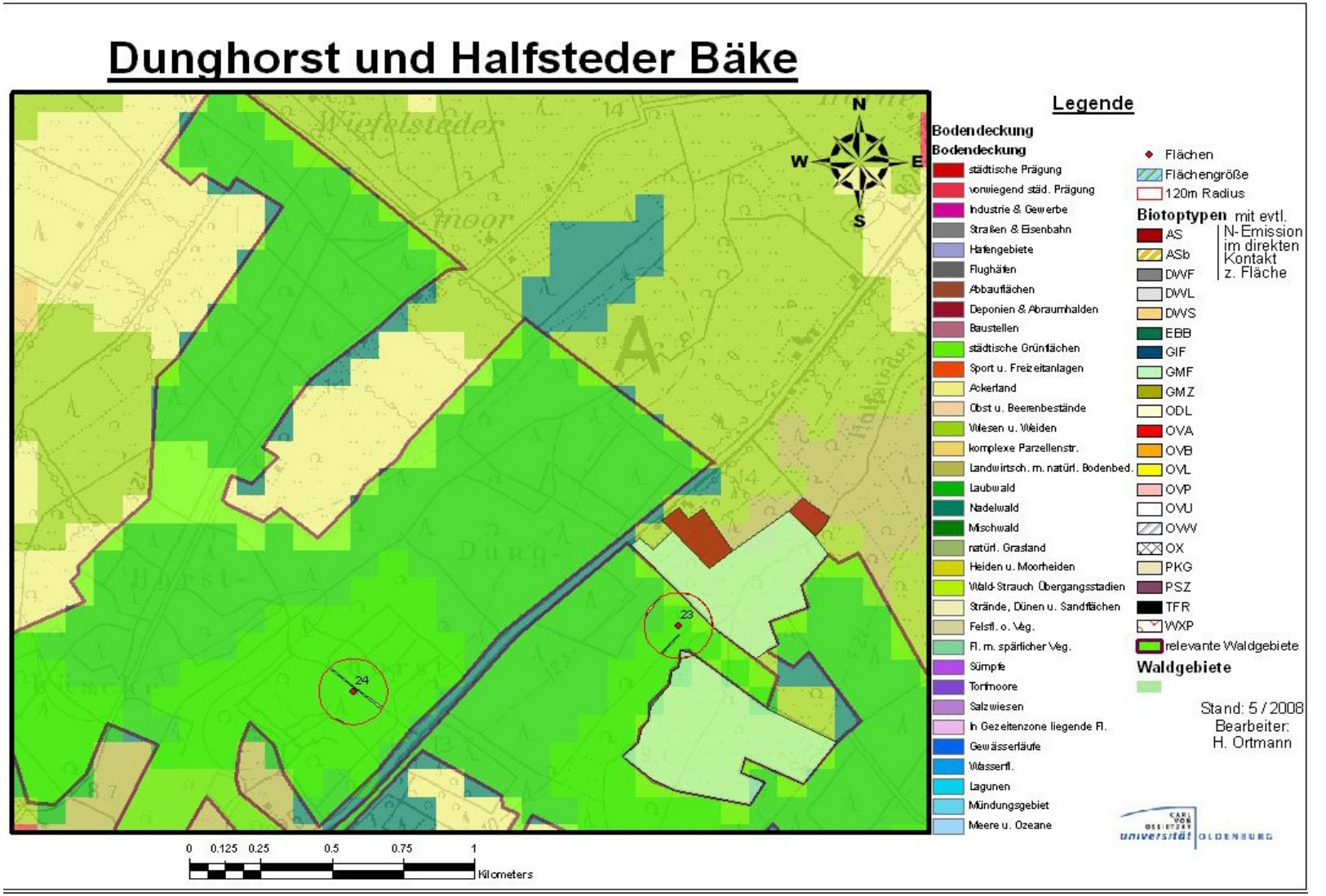


Abb. A20: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Dunghorst und an der Halfsteder Bäke.

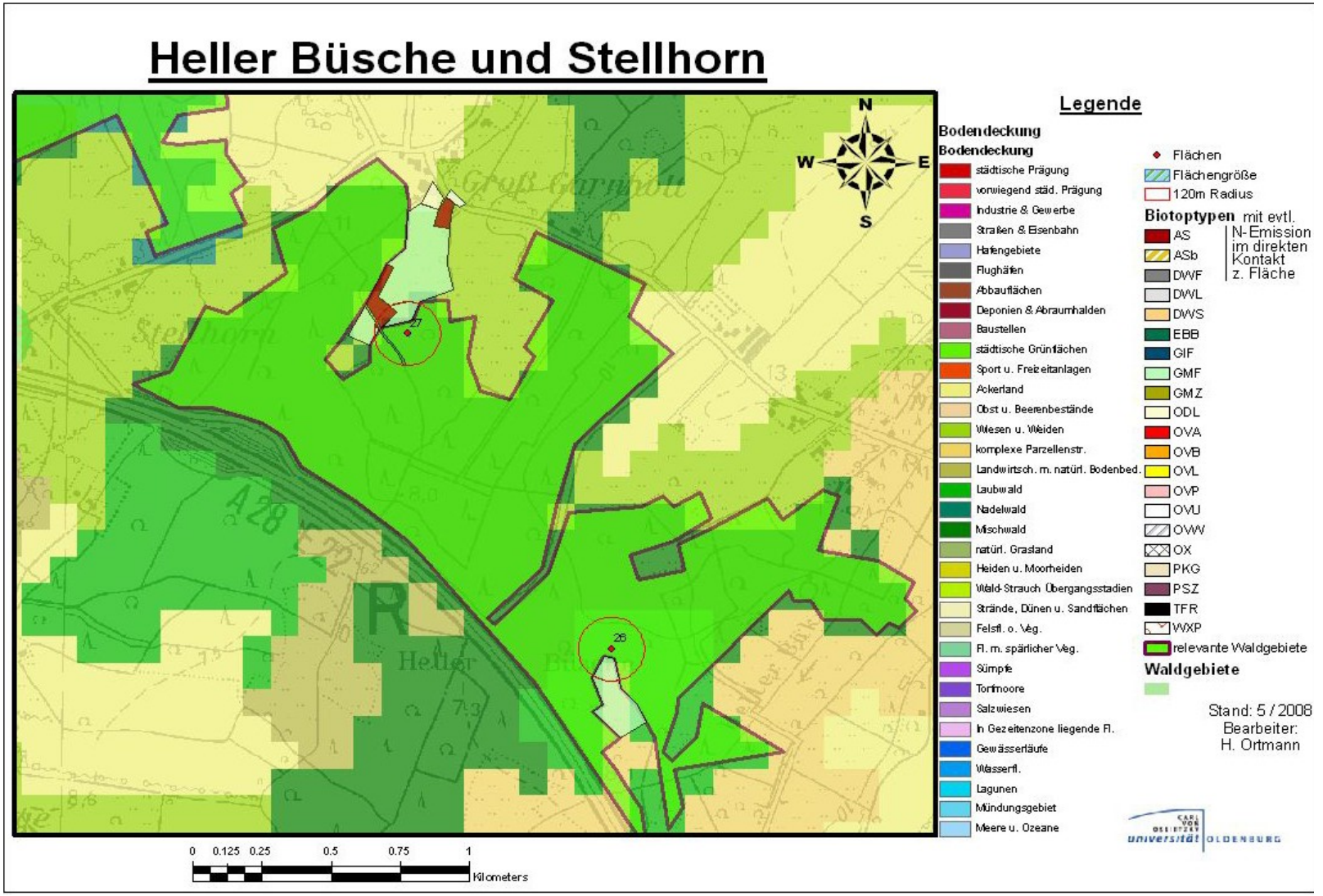


Abb. A21: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission in den Heller Büschen und Stellhorn.

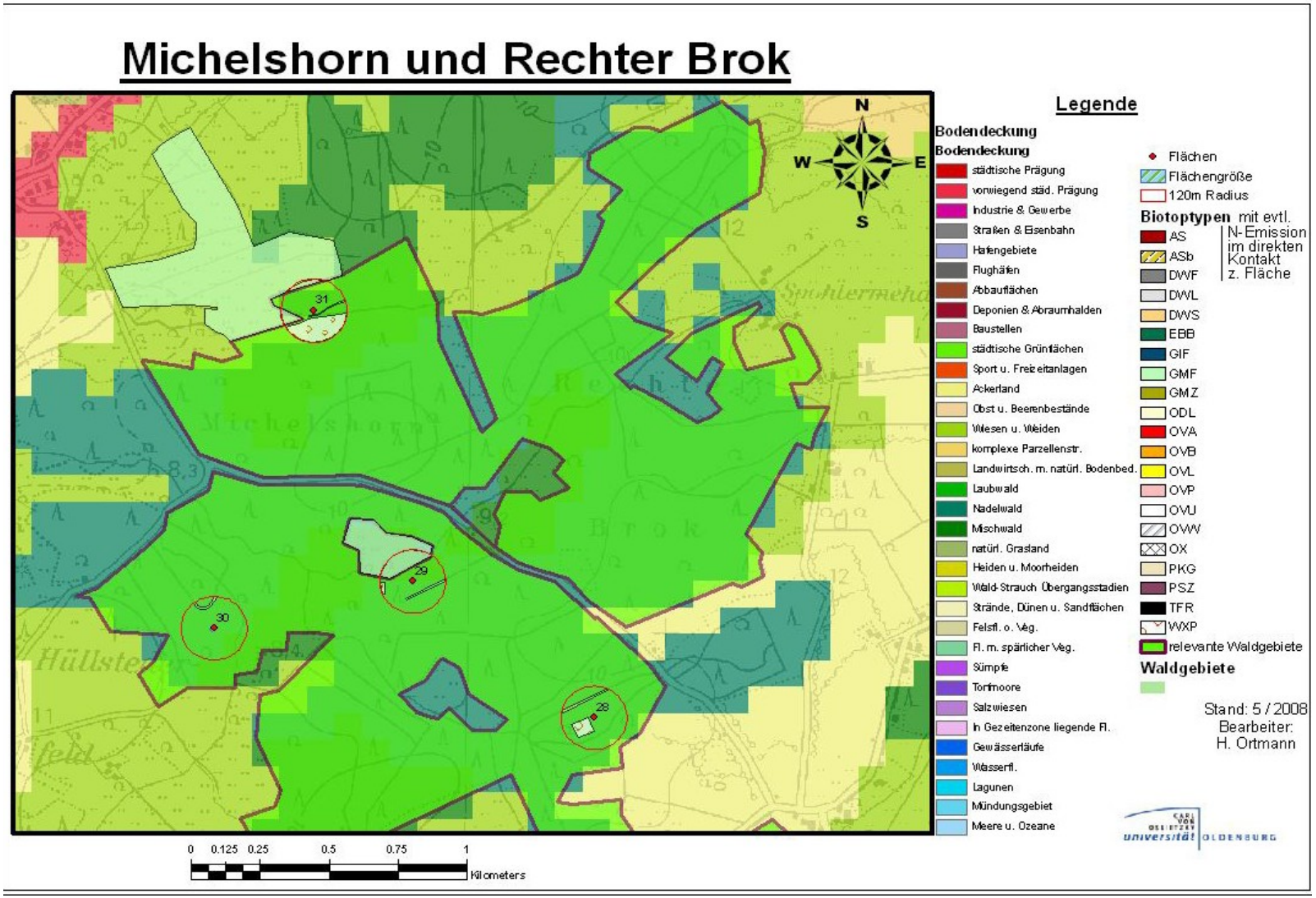


Abb. A22: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Michelshorn und Rechter Brok.

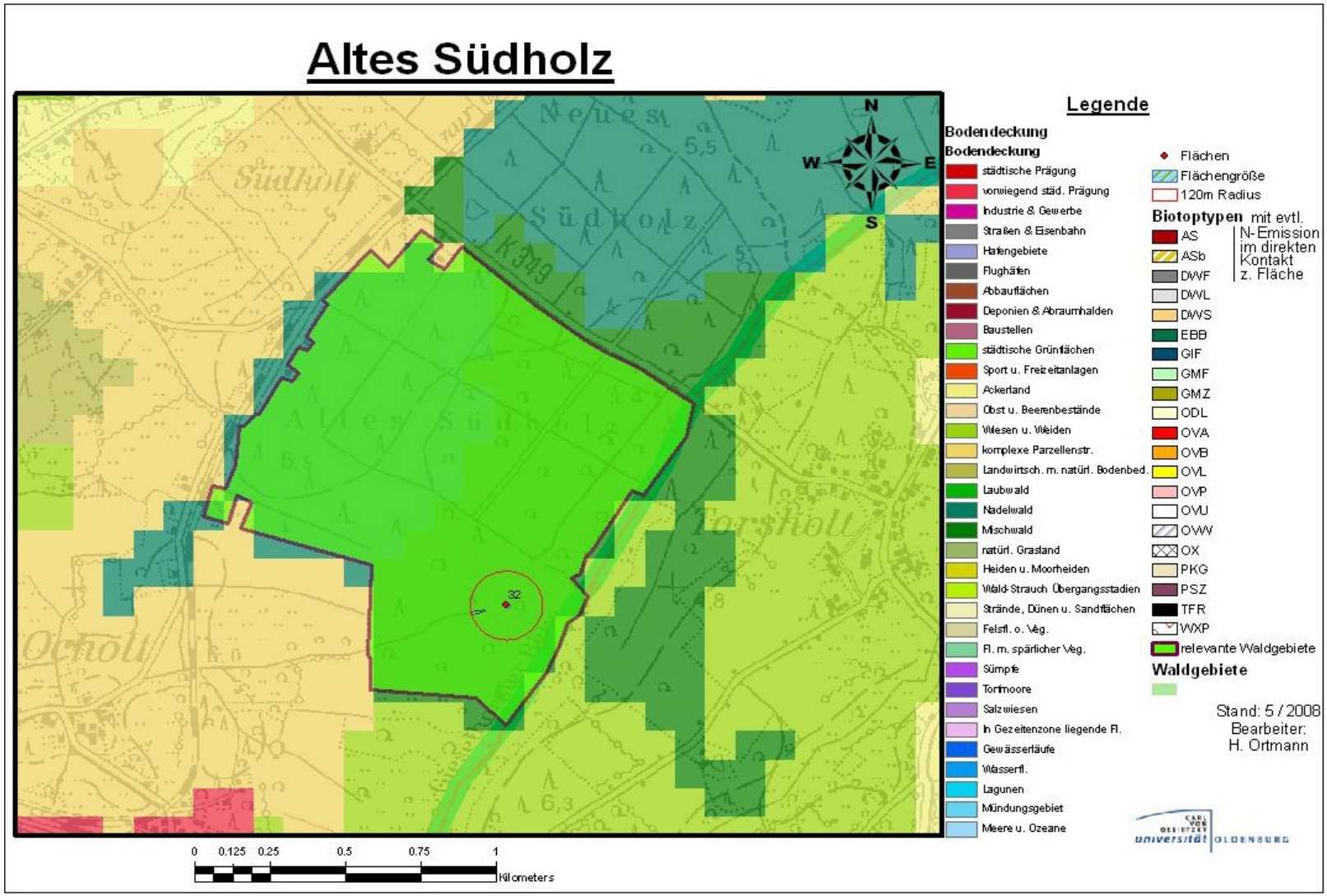


Abb. A23: Lage der Probefläche und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Alten Südholz.

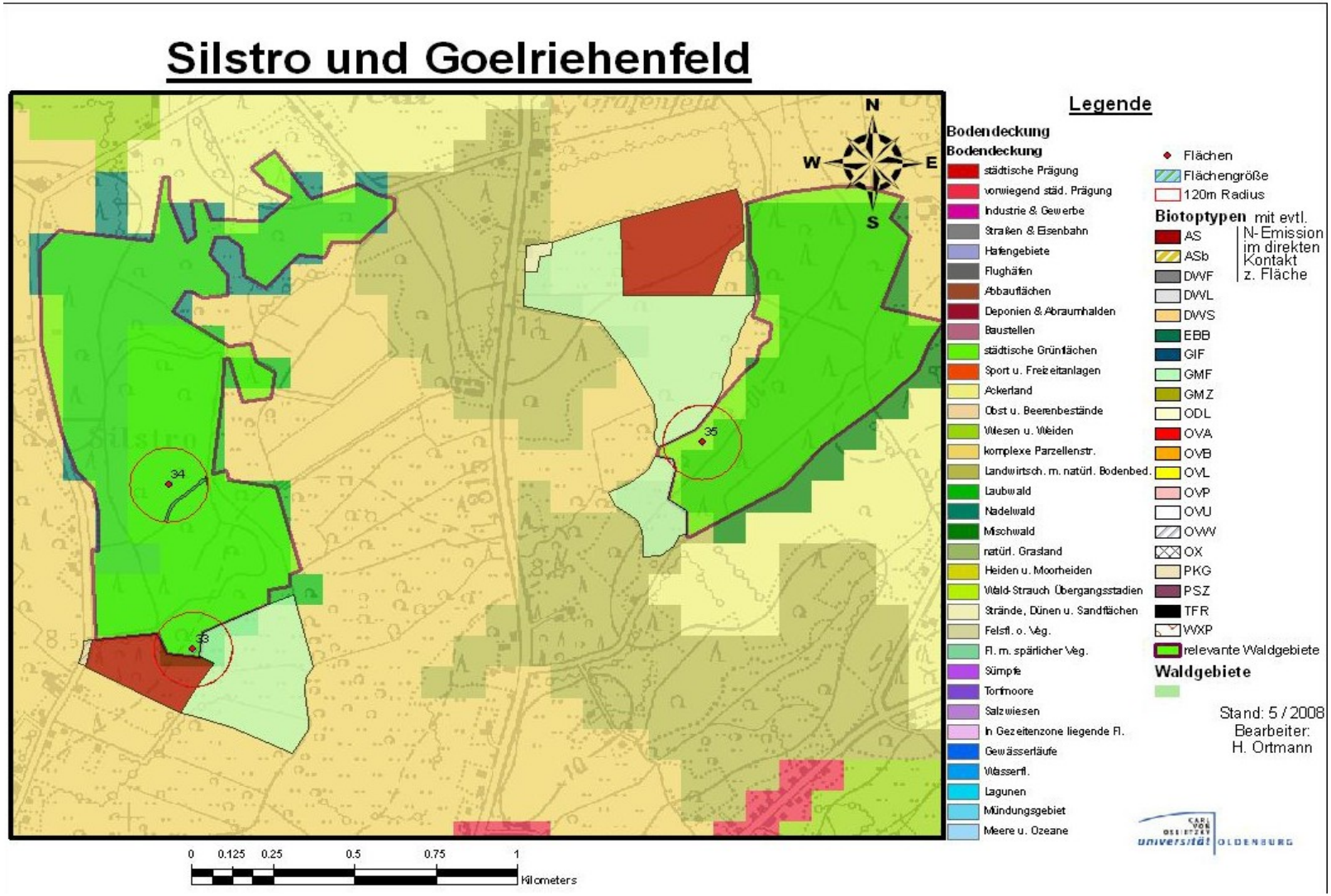


Abb. A24: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Silstro und Goelriehenfeld.

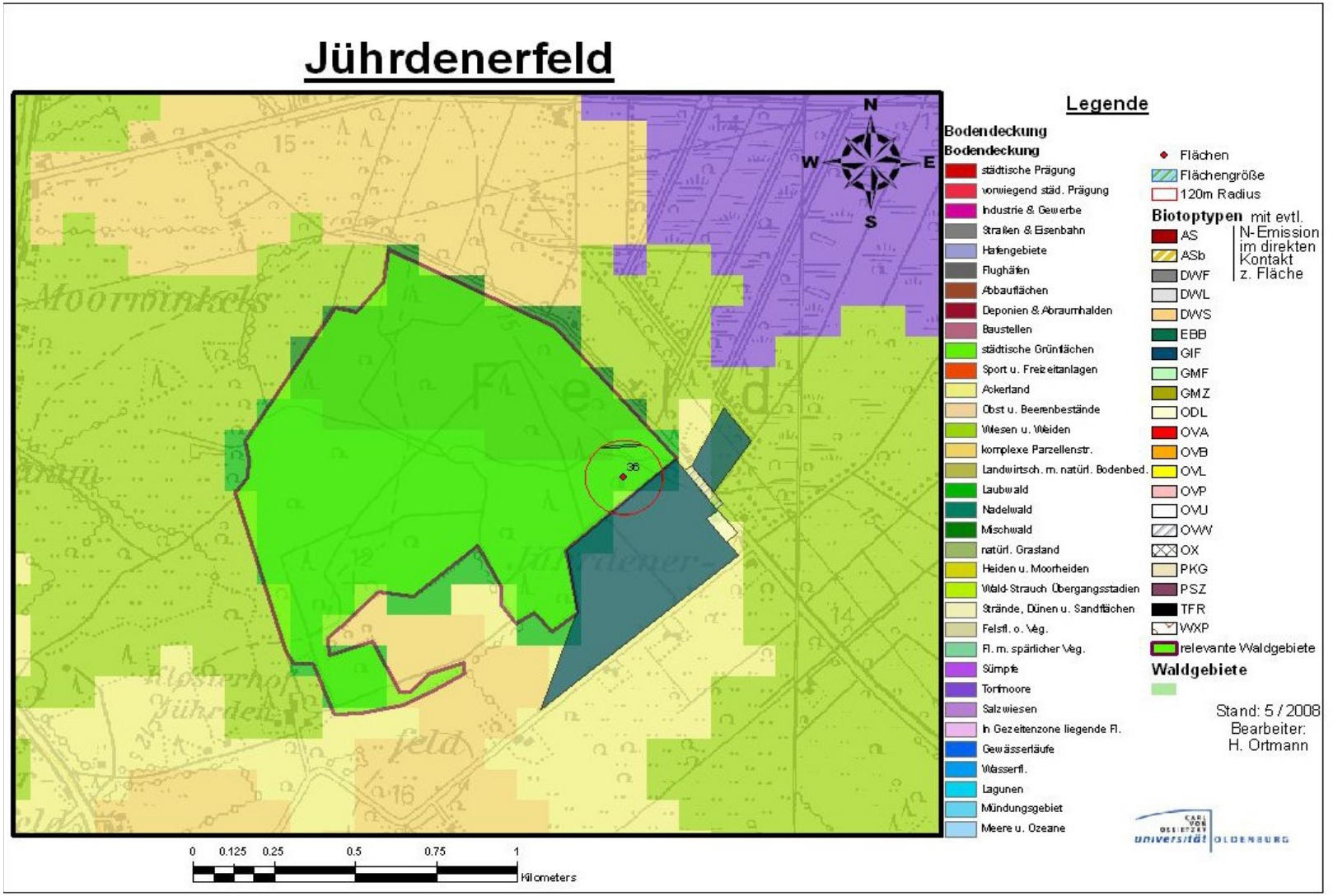


Abb. A25: Lage der Probefläche und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Jührdenerfeld.

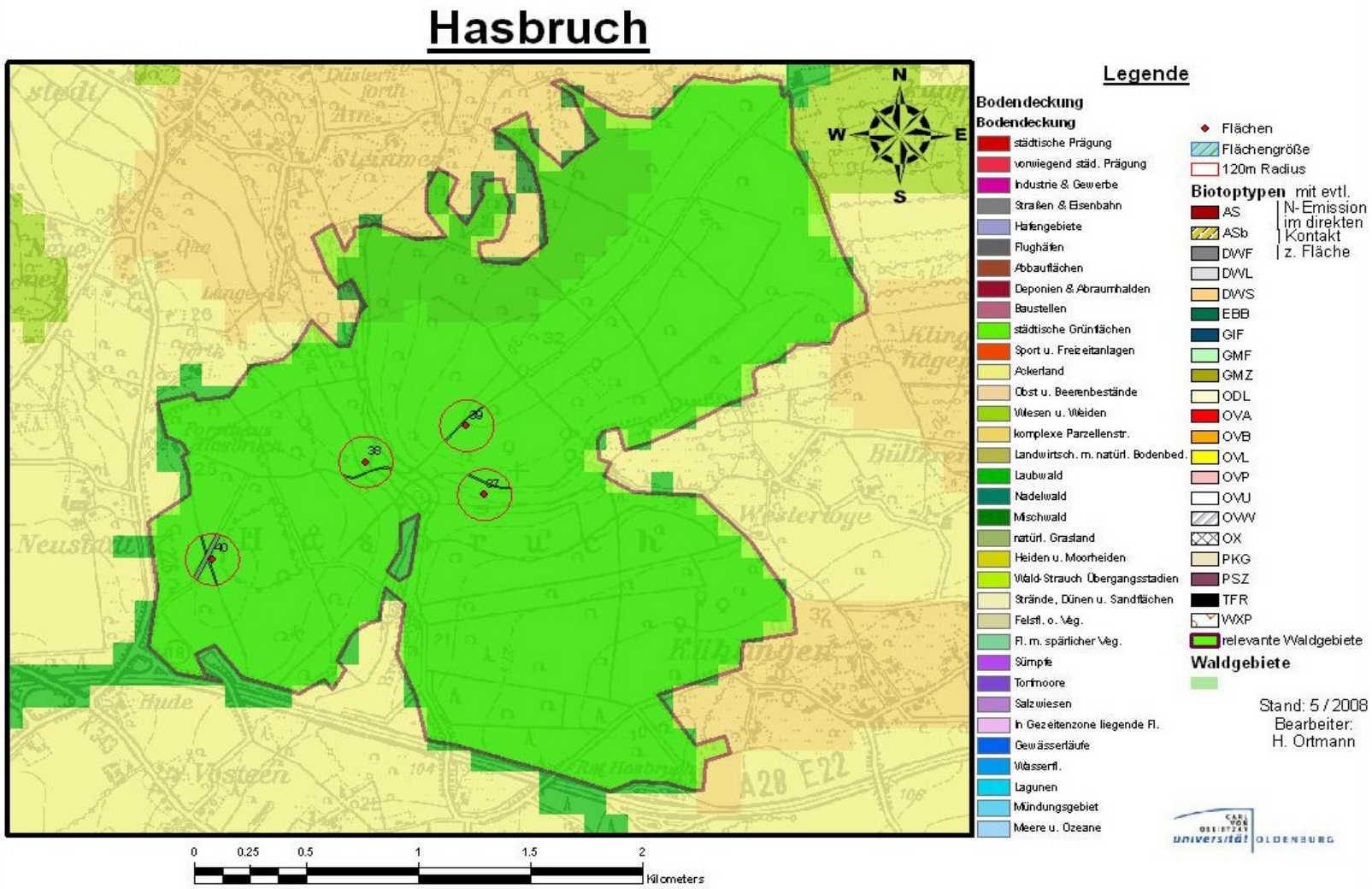


Abb. A26: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Hasbruch.

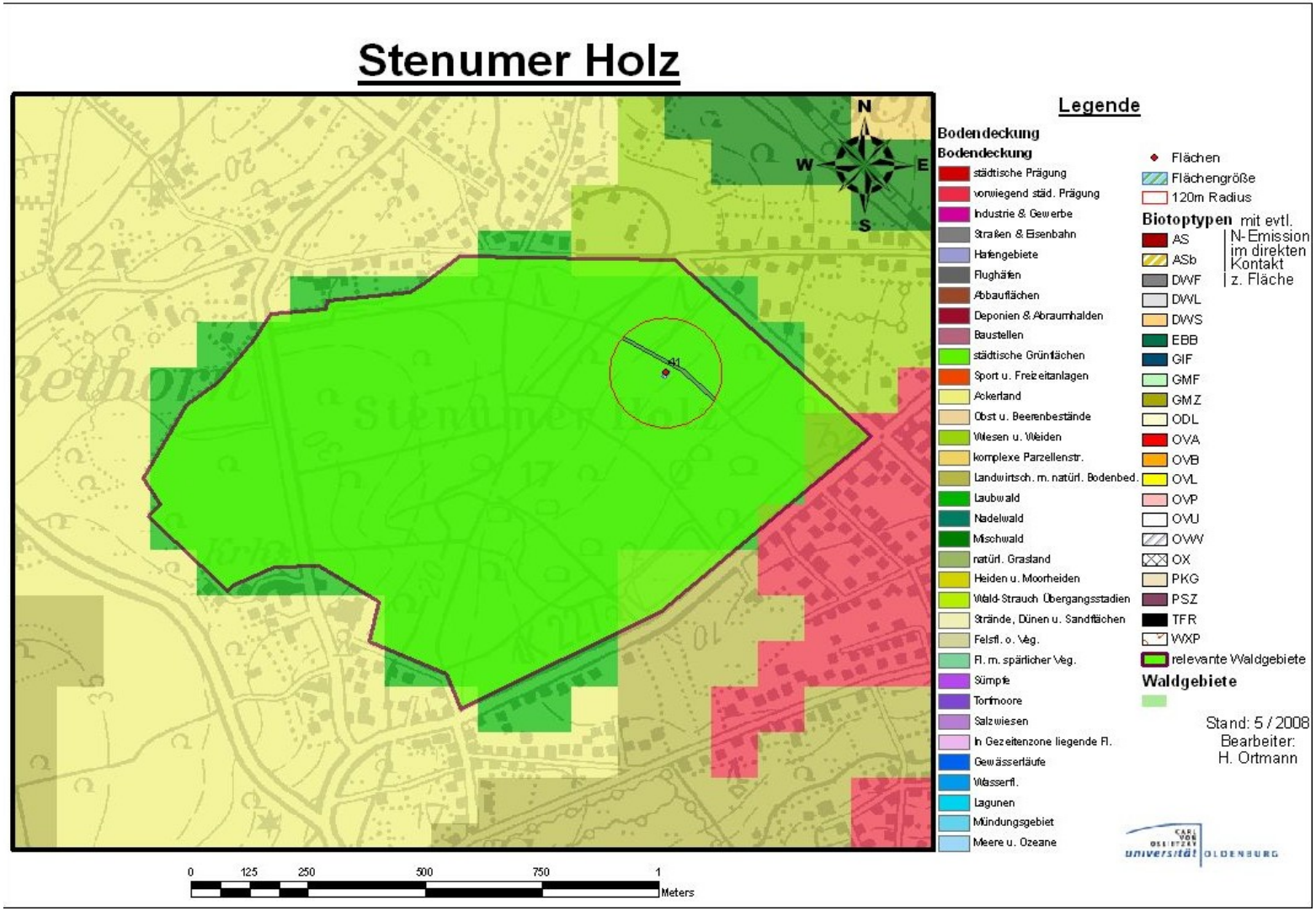


Abb. A27: Lage der Probefläche und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Stenumer Holz.

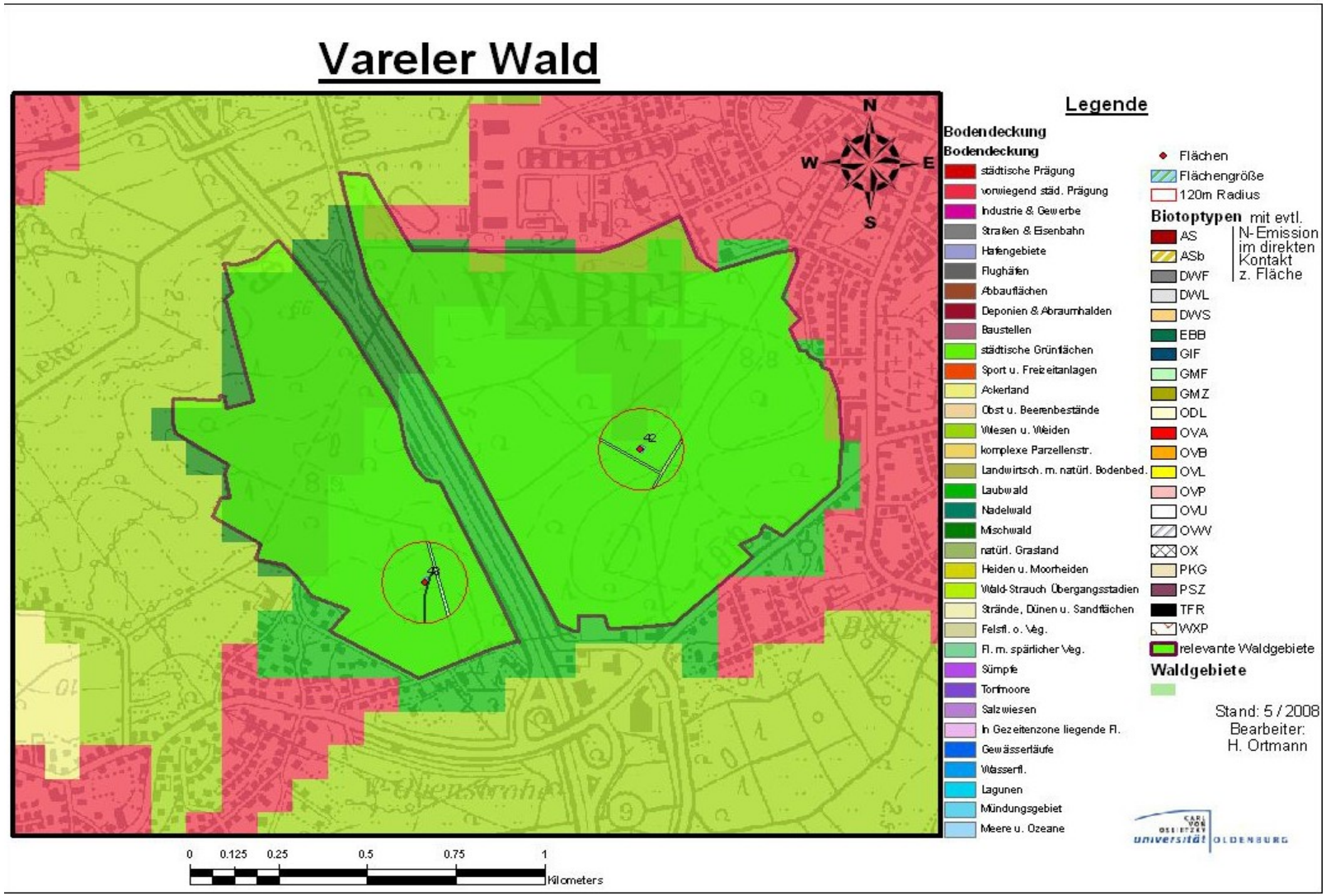


Abb. A28: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Vareler Wald.

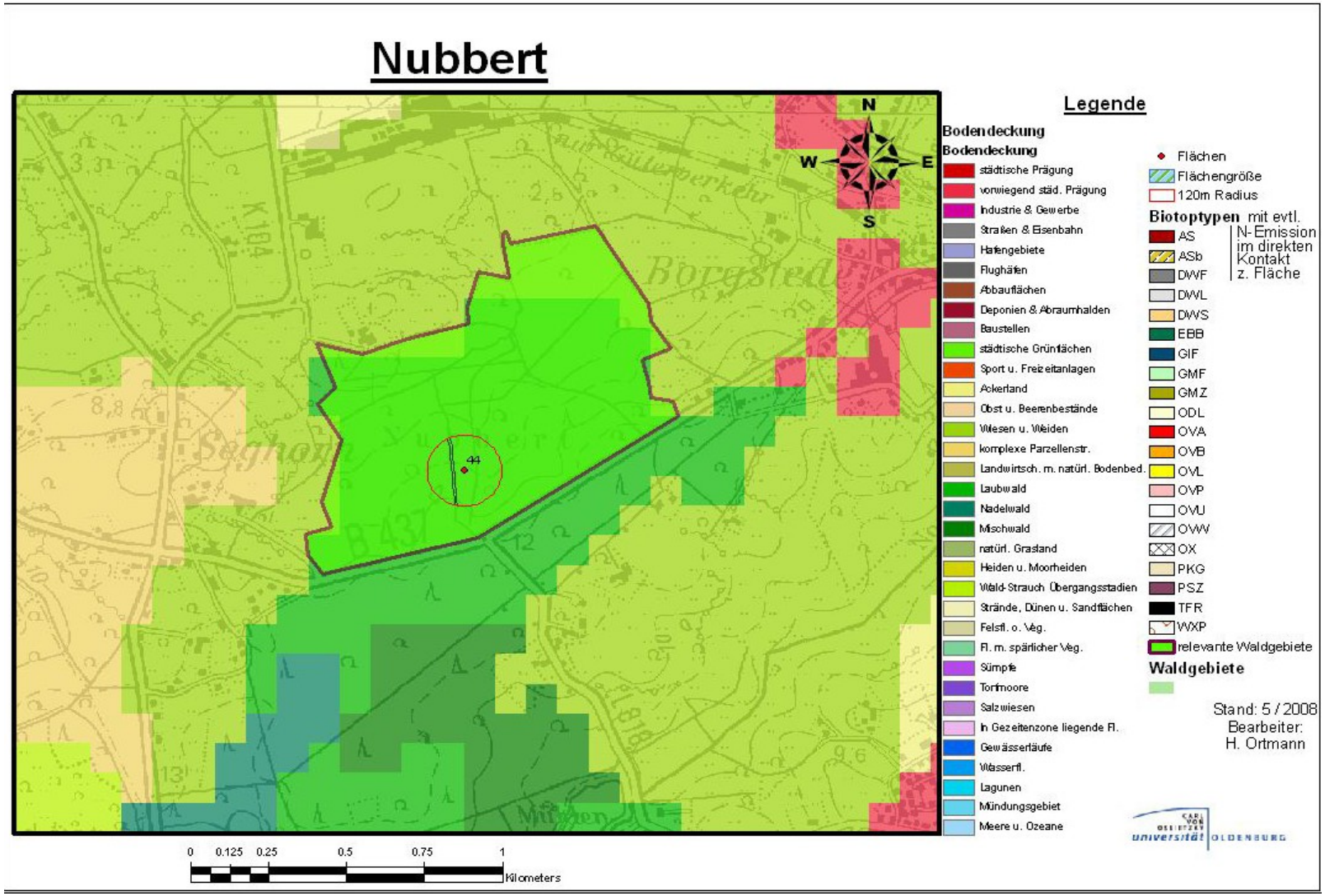


Abb. A29: Lage der Probefläche und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Nubbert.

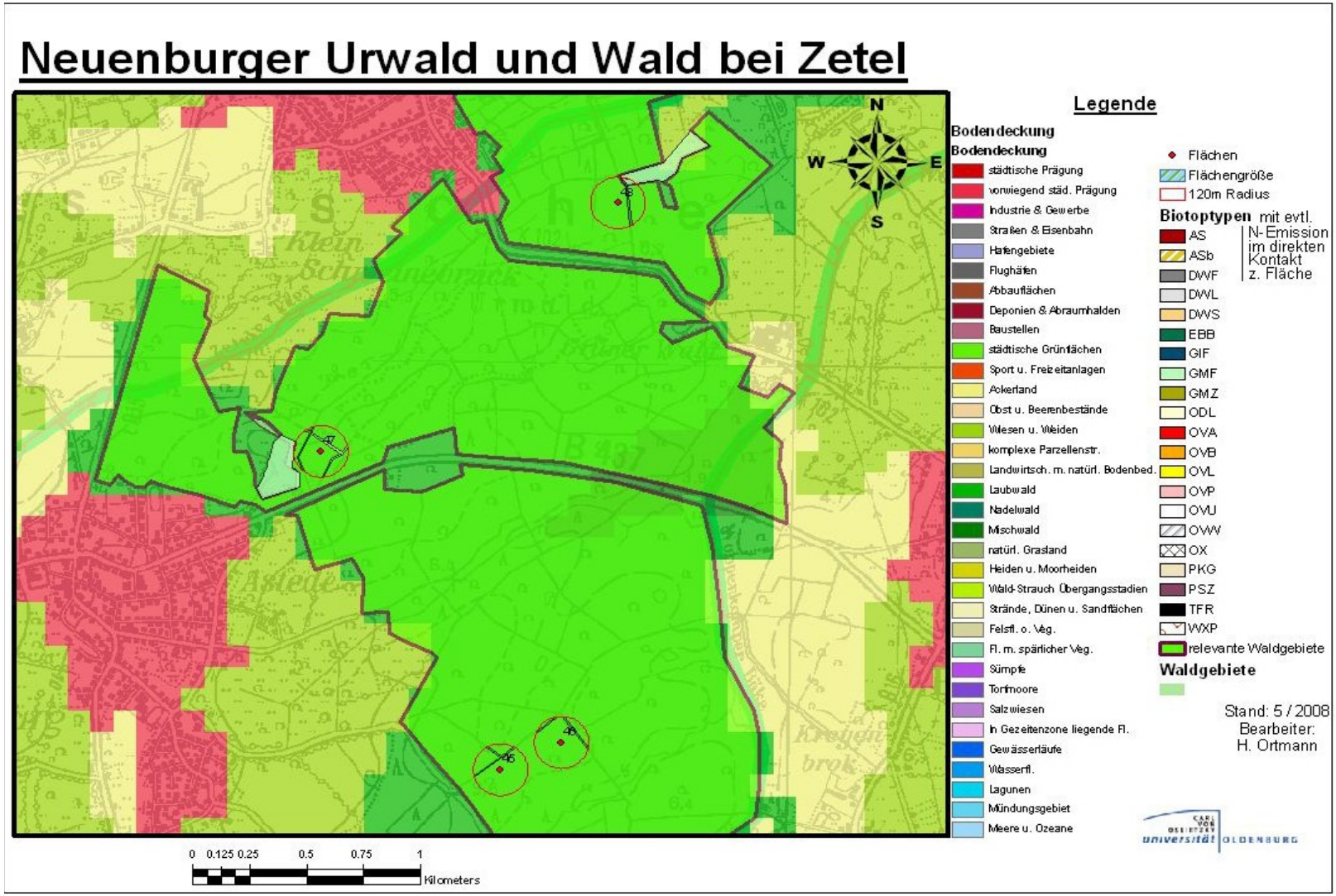


Abb. A30: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Neuenburger Urwald und Wald bei Zetel.

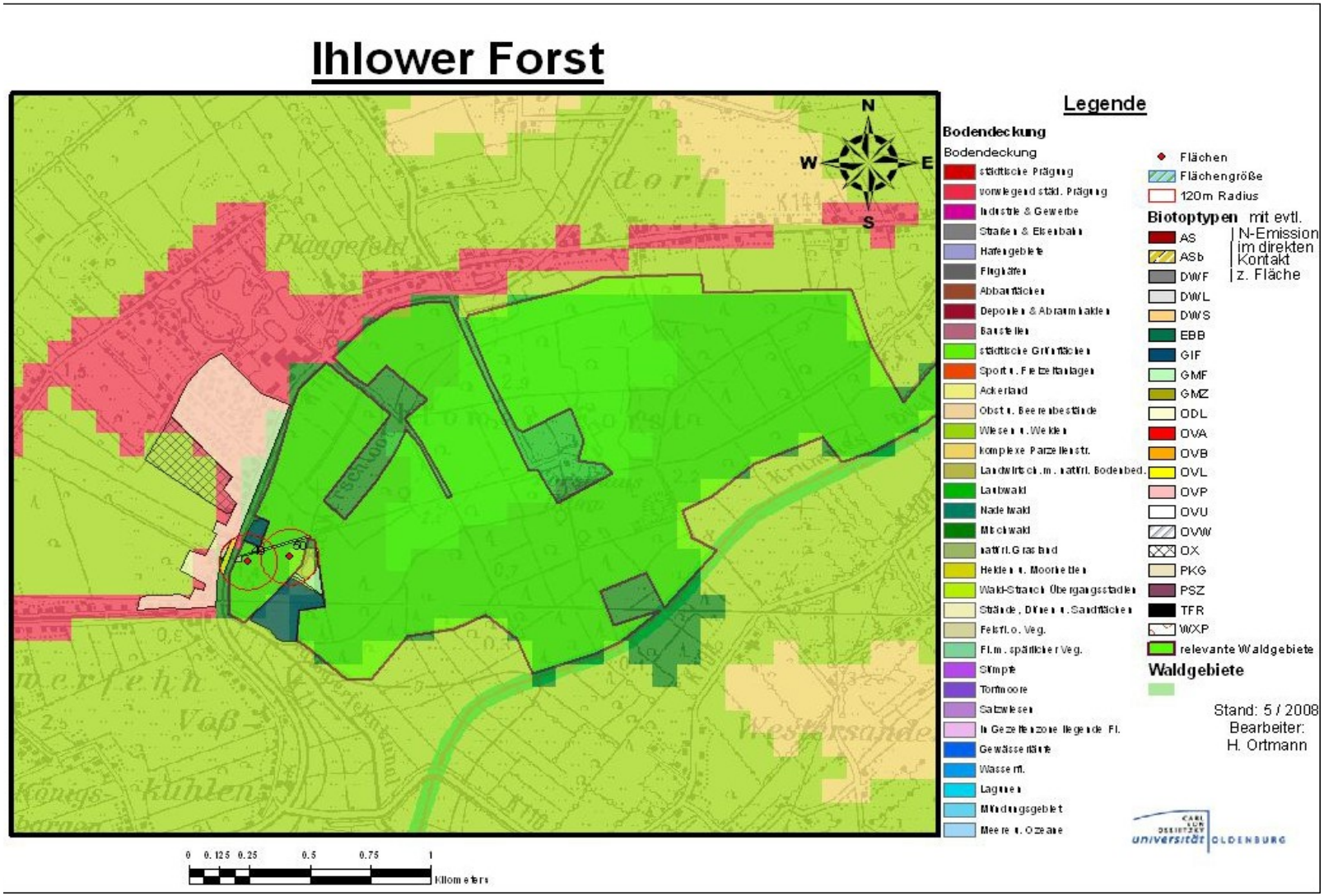


Abb. A31: Lage der Probeflächen und umgebenden Biotoptypen mit potenzieller Stickstoffemission im Ihlower Forst.

Vegetationstabellen: A2 bis A9

Schicht		Stetigkeit(%)	L	R	N												
	Nr.					19	45	33	41	42	39	49	1	17	5	4	11
	Gesellschaft					Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum
	Fundort					Schippstroth	Neuenburger Urwald	Silstro	Stenumer Holz	Vareler Wald	Hasbruch	Ihlower Forst	Wold	Rastede	Gerdshorst	Gerdshorst	Sanum
	Größe					150	200	250	144	300	240	170	250	150	150	230	204
	Höhe über N.N.					12,5	7,5	7,5	5	5	5	2,5	6	10	12,5	12,5	12,5
	Humusform					Rohhumus	typischer Moder	Rohhumus	mullartiger Moder	mullartiger Moder	typischer Moder	typischer Moder	Rohhumus	mullartiger Moder	rohhumusartiger Moder	typischer Moder	typischer Moder
	Biotoptypen in der Umgebung					WJL/FGZ/WZF/DWF	DWF/WLT/WMT	GMF/AS/	DWF/FGZ/WZF	DWF/WZF	DWF/WZF	WLT/OVS	WL/WQ/WE/TFK/OVS	DWF/WLT/SRZ/WPE	DWF/WZL/WLT/WZFWBR/WRM	DWF/WZL/WLT/WZKWBR/WRM	DWS/FFN/FGZ/
	(n. Drachenfels)					WLT/GMF/AS	FGZ/WJL/WZF	WLT/WET	WCA/WLT/WMT	WLT/WCR/WMT	WLT/WCR	FGM/ODL/DWS	ODL/PKR/PHN/DWF	FGZ/PSZ	AS/STW/UL/HWW/WCR/WPE/WMT	AS/STW/UL/HWW/WCR/WPE/WMT	WQL/WLT/AS
	Baumschicht Deckung(%)/Höhe(m)					85/20	80/20	95/20	90/20	90/25	90/20	95/20	90/25	95/20	95/20	95/25	95/20
	Strauchschicht D. (%) / H. (m)					__10/6	__30/5	60/7	__30/5	40/7	__5/3	__5/5	__2/3	__10/5	40/5	__4/4	<5/6
	Krautschicht D. (%) / H. (m)					25/0.7	20/0.7	20/0.7	50/1	17/0.5	__30/1	18/0.5	10/0.3	__30/1	17/0.5	18/0.7	__30/1
	Moosschicht D. (%) / H. (m)					<1/0.03	30/0.03	<1/0.03	<1/0.03	<1/0.03	2/0.03	__-/-	2/0.03	<1/0.03	0.3/0.03	2/0.05	__-/-
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																
B	Sorbus aucuparia	25	8	4								1					
	indifferente Arten																
B	Fagus sylvatica	100	8			3	5	4	4	3	3	4	5	5	5	5	4
B	Quercus robur	91,7	8			3		2b	2b	3	3	3	2m	2a	2a	2m	2b
	Säurezeiger																
S	Lonicera periclymenum	83,3	6	3	4				r					+			
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																
S	Ilex aquifolium	58,3	4	4	5	2m	1		2a		2m			r	3		r
S	Sorbus aucuparia	25	6	4				2a		2m		2m					
	indifferente Arten																
S	Fagus sylvatica	100	3			2a	3	4	2a	2b	2m	2m	2m	2a	2a	2m	2m
S	Corylus avellana	8,33	6					2m									
S	Acer pseudoplatanus	8,33	4		7									1			
S	Pseudotsuga menziesii	8,33				1											
S	Picea abies	8,33	5						r								
S	Carpinus betulus	8,33	4							2a							
	Starksäurezeiger																
K	Deschampsia flexuosa	25	6	2	3	2a		r									r
K	Vaccinum myrtillus	8,33	5	2	3	2b											
	Säurezeiger																
K	Lonicera periclymenum	91,7	6	3	4	r	1	1	2m	2m	1	1	+	2m	+	+	
K	Maianthemum bifolium	33,3	3	3	3			2m			1		2m		1		
K	Pteridium aquilinum	16,67	6	3	3								+		+		
K	Carex pilulifera	8,33	5	3	3		1										
K	Juncus effusus	8,33	8	3	4		r										
	Basen- und Kalkzeiger																
K	Sanicula europaea **(3F)**	8,3	4	8	6										r		
	Schwachsäure und Schwachbasenzeiger (nie auf stark sauren Böden)																
K	Fraxinus excelsior juv.	58,3	4	7	7	r				r			2m	2m	1	2m	+
K	Circaea lutetiana	25	4	7	7				+					1		1	
K	Urtica dioica	16,67		7	9											+	+
K	Adoxa moschatellina	16,67	5	7	8					1					2m		
K	Alliaria petiolata	8,33	5	7	9											1	
K	Ranunculus ficaria	8,33	4	7	7								1				
K	Impatiens noli-tangere	8,33	4	7	6												3
K	Epipactis helleborine	8,33	3	7	5										1	r	
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																
K	Sorbus aucuparia juv.	83,3	6	4		+	1	1	+	+		+	1	+	r	+	
K	Dryopteris carthusiana	83,3	5	4	3	r	+		+		r	+		r		r	r
K	Oxalis acetosella	75	1	4	6	1	+	1	1	2a	2m	2m		2m			+
K	Ilex aquifolium	58,3	4	4	5	1	2m		2b		3			1	2m		1
K	Frangula alnus juv.	8,33	6	4								r					
K	Millium effusum	41,7	4	5	5				+	+	+			1		1	
K	Luzula pilosa	25	2	5	4		+			+	+						
K	Anthoxanthum odoratum	8,33		5				+									
K	Stellaria holostea	41,7	5	6	5			1	1	+	+	2m					
K	Galium aparine	25	7	6	8								r		1	+	
K	Carex sylvatica	16,67	2	6	5		1						1				
K	Polygonatum multiflorum	8,33	3	6	4											r	
K	Calamagrostis canescens	8,33	6	6	5				r								
K	Moehringia trinervia	8,33	4	6	7											1	
K	Melica uniflora	8,33	3	6	6				+								
	indifferente Arten																
K	Dryopteris dilatata	91,7	4		7	1	r	+	+	+	+	2a			1	+	r
K	Fagus sylvatica juv.	91,7	3			1	1	+	2a	1	1	r		1	+	1	+
K	Hedera helix	75	4			r		1	1	+	1		+		2m	2m	1
K	Deschampsia cespitosa	66,7	6		3		1	+	+	r		r		r		1	r
K	Rubus fruticosus coll.	58,3				1		1	2b	+	+	1	+				
K	Quercus robur juv.	50	7				+		r	+		r			r	r	
K	Acer pseudoplatanus juv.	50	4		7	+				+		1	r	2a			+
K	Pseudotsuga menziesii juv.	50				+		r		r	+				1	+	
K	Rubus idaeus	41,7	7		6		1		1			+		r	+		
K	Padus serotina	25	6										r		r	1	
K	Athyrium filix femina	25	3		6		r			+							r
K	Geum urbanum	16,67	4		7					r						1	
K	Calamagrostis epigejos	16,67	7		6				+	1							
K	Taraxacum officinale	16,67	7		8								+			+	
K	Impatiens parviflora	16,67	4		6										2m	1	
K	Anemone nemorosa	16,67							r	+							
K	Picea abies juv.	16,67	5				r								r		
K	Corylus avellana juv.	16,67	6		5		r	r									
K	Ilex aquifolium juv.	16,67						2a								+	
K	Galeopsis tetrahit	8,33	7		7										+		
K	Lapsana communis	8,33	5		7								r				
K	Mycelis muralis	8,33	4		6											1	
K	Rubus spectabilis	8,33								r							
K	Carpinus betulus juv.	8,33	4							r							
K	Glechoma hederacea	8,33	6		7				+								
K	Convallaria majalis	8,33	5		4								1				
K	Agrostis stolonifera	8,33	8		5		1										
K	Quercus rubra juv	8,33													r		
K	Holcus lanatus	8,33	7		5			r									
K	Sambucus nigra	8,3	7		9										r		
			Ø 5.03	Ø 5	Ø 5.65												
	Ø Reaktionszahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.					4	4	3,86	4,9	5,13	4,25	4,17	4,88	4,75	5,2	5,75	5
	Ø Stickstoffzahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.					5,25	4,6	4,56	5,36	5,77	4,67	5,13	5,73	5,3	6	6,18	5,64
	60 Arten																
	Artenzahl/Fläche	Ø 17.58				14	19	17	21	22	14	13	17	13	22	25	14
	N = Stickstoffzahl o Nährstoffzeiger																
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= 7-9)																
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= <7)																
	Deckung der Nitrpphyten in der K.(%)					0 (I)	0 (I)	0 (I)	<1 (I)	<1 (I)	0 (I)	0 (I)	<1 (I)	0 (I)	<1 (I)	40 (VII)	<1 (I)
	Anzahl der Nitrophyten in der K. (% von Gesamtz.)					0 (I)	0 (I)	0 (I)	5 (II)	4.5 (II)	0 (I)	0 (I)	20 (V)	0 (I)	9.1 (III)	25 (VI)	7.7 (III)
	Anzahl der Nitrophyten in der K.					0 (I)	0 (I)	0 (I)	1 (II)	1 (II)	0 (I)	0 (I)	3 (IV)	0 (I)	2 (III)	6 (V)	1 (II)
	Anzahl anderer Nitrophyten in der K. (Ellenb. N= <7)					1 (II)	1 (II)	1 (II)	2 (III)	1 (II)	1 (II)	2 (III)	1 (II)	1 (II)	2 (III)	2 (III)	0 (I)
	Deckung der Nitrophyten in der S.(%)					0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)
	Grad der Eutrophierung (n.Buchwald)					**1,1**	**1,1**	**1,1**	**1,7**	**1,6**	**1,1**	**1,2**	**2,7**	**1,1**	**2,1**	**5,2**	**1,7**
	L = Lichtzahl (n. Ellenberg et al. 1992)																
	• Tiefschattenpflanze - Schattenpflanze (L = 1-2)	3															
	• Lichtpflanze (L = 7-9 in der K.)																
	R = Reakrionszahl bzw. Säure o. Basenzeiger																
	• Starksäurezeiger - Säurezeiger (R = 1-3)	8															

Konzentration von Starksäurezeigern (R = 1+2 / Deckung 1>)
Konzentration von Säurezeigern (R = 3 / Deckung 1+1 = oder >)
Konzentration von Schwachsäure und Schwachbasenzeigern (R = 7 / Deckung 10%>)

Tab. A2: Vegetationstabelle des Deschampsio-Fagetum geordnet nach den Reaktionszahlen nach ELLENBERG et al. (1992).

Schicht		Stetigkeit(%)	R	N												
	Nr.				45	33	19	39	11	42	41	1	5	4	49	17
	Gesellschaft				Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum	Deschampsio-Fagetum
	Fundort				Neuenburger Urwald	Silstro	Schippstroth	Hasbruch	Sannum	Vareler Wald	Stenumer Holz	Wold	Gerdshorst	Gerdshorst	Ihlower Forst	Rastede
	Größe				200	250	150	240	204	300	144	250	150	230	170	150
	Höhe über N.N.				7,5	7,5	12,5		12,5	5		6			2,5	10
	Humusform				typischer Moder	Rohhumus	Rohhumus	typischer Moder	typischer Moder	mullartiger Moder	mullartiger Moder	Rohhumus	rohhumusartiger Moder	typischer Moder	typischer Moder	mullartiger Moder
	Biotoptypen in der Umgebung				DWF/WLT/WMT	GMF/AS/	WJL/FGZ/WZF/DWF	DWF/WZF	DWS/FFN/FGZ/	DWF/WZF	DWF/FGZ/WZF	WL/WQ/WE/TFK/OVS	DWF/WZL/WLT/WZFWBR/WRM	DWF/WZL/WLT/WZKWBR/WRM	WLT/OVS	DWF/WLT/SRZ/WPE
	(n. Drachenfels)				FGZ/WJL/WZF	WLT/WET	WLT/GMF/AS	WLT/WCR	WQL/WLT/AS	WMT/WLT/WCR	WCA/WLT/WMT	ODL/PKR/PHN/DWF	WMT/AS/STW/UL/HWW/WCR/WPE	/MT/AS/STW/UL/HWW/WCR/WPE	FGM/ODL/DWS	FGZ/PSZ
	Baumschicht Deckung(%)/Höhe(m)				80/20	95/20	85/20	90/20	95/20	90/25	90/20	90/25	95/20	95/25	95/20	95/20
	Strauchschicht D. (%) / H. (m)				__30/5	60/7	__10/6	__5/3	<5/6	40/7	__30/5	__2/3	40/5	__4/4	__5/5	__10/5
	Krautschicht D. (%) / H. (m)				20/0.7	20/0.7	25/0.7	__30/1	__30/1	17/0.5	50/1	10/0.3	17/0.5	18/0.7	18/0.5	__30/1
	Moosschicht D. (%) / H. (m)				30/0.03	<1/0.03	<1/0.03	2/0.03	__-/-	<1/0.03	<1/0.03	2/0.03	0.3/0.03	2/0.05	__-/-	<1/0.03
	indifferente Arten															
B	Fagus sylvatica	100			5	4	3	3	4	3	4	5	5	5	4	5
B	Quercus robur	91,7				2b	3	3	2b	3	2b	2m	2a	2m	3	2a
B	Sorbus aucuparia	25	4												1	
	Arten auf N-reichen Standorten															
S	Acer pseudoplatanus	8,33		7												1
	Arten auf mäßig N-reichen Standorten															
S	Lonicera periclymenum	83,3	3	4							r					+
S	Ilex aquifolium	58,3	4	5	1		2m	2m	r		2a		3			r
	indifferente Arten															
S	Fagus sylvatica	100			3	4	2a	2m	2m	2b	2a	2m	2a	2m	2m	2a
S	Sorbus aucuparia	25	4			2a				2m					2m	
S	Pseudotsuga menziesii	8,33					1									
S	Picea abies	8,33									r					
S	Carpinus betulus	8,33								2a						
S	Corylus avellana	8,33				2m										
	Arten auf N-armen Standorten															
K	Dryopteris carthusiana	83,3	4	3	+		r	r	r		+			r	+	r
K	Deschampsia cespitosa	66,7		3	1	+			r	r	+			1	r	r
K	Maianthemum bifolium	33,3	3	3		2m		1				2m	1			
K	Deschampsia flexuosa	25	2	3	2a	r			r							
K	Pteridium aquilinum	16,67	3	3								+	+			
K	Carex pilulifera	8,33	3	3	1											
K	Vaccinum myrtillus	8,33	2	3			2b									
	Arten auf übermäßig N-reichen Standorten															
K	Urtica dioica	16,67	7	9					+				+			
K	Alliaria petiolata	8,33	7	9												
K	Sambucus nigra	8,3		9									r			
	Arten auf N-reichen Standorten															
K	Galium aparine	25	6	8								r	1	+		
K	Adoxa moschatellina	16,67	7	8						1			2m			
K	Taraxacum officinale	16,67		8								+		+		
K	Dryopteris dilatata	91,7		7	r	+	1	+	r	+	+		1	+	2a	
K	Fraxinus excelsior juv.	58,3	7	7			r		+	r		2m	1	2m		2m
K	Acer pseudoplatanus juv.	50		7			+		+	+		r			1	2a
K	Circaea lutetiana	25	7	7							+			1		1
K	Geum urbanum	16,67		7						r				1		
K	Lapsana communis	8,33		7								r				
K	Galeopsis tetrahit	8,33		7									+			
K	Moehringia trinervia	8,33	6	7										1		
K	Ranunculus ficaria	8,33	7	7								1				
K	Glechoma hederacea	8,33		7							+					
	Andere Nitrophyten															
K	Rubus fruticosus coll.	58,3				1	1	+		+						
K	Rubus idaeus	41,7		6	1						2a		+		+	r
K	Impatiens parviflora	16,67		6								+			1	
K	Mycelis muralis	8,33		6										1		
K	Lonicera periclymenum	91,7	3	4	1	1	r	1		2m	2m	+	+	+	1	2m
K	Luzula pilosa	25	5	4	+			+		+						
K	Convallaria majalis	8,33		4								1				
K	Polygonatum multiflorum	8,33	6	4										r		
K	Juncus effusus	8,33	3	4	r											
K	Ilex aquifolium	58,3	4	5	2m		1	3	1		2b		2m			1
K	Stellaria holostea	41,7	6	5		1		+		+	1				2m	
K	Millium effusum	41,7	5	5				+		+	+			1		1
K	Corylus avellana juv.	16,67		5	r	r										
K	Carex sylvatica	16,67	6	5	1							1				
K	Agrostis stolonifera	8,33		5	1											
K	Holcus lanatus	8,33		5		r										
K	Epipactis helleborine	8,33	7	5									1	r		
K	Calamagrostis canescens	8,33	6	5							r					
K	Oxalis acetosella	75	4	6	+	1	1	2m	+	2a	1				2m	2m
K	Athyrium filix femina	25		6	r				r	+						
K	Calamagrostis epigejos	16,67		6						1	+					
K	Impatiens noli-tangere	8,33	7	6					3							
K	Melica uniflora	8,33	6	6							+					
K	Sanicula europaea **(3F)**	8,3	8	6									r			
	indifferente Arten															
K	Fagus sylvatica juv.	91,7			1	+	1	1	+	1	2a		+	1	r	1
K	Sorbus aucuparia juv.	83,3	4		1	1	+			+	+	1	+	+	+	+
K	Hedera helix	75				1	r	1	1	+	1	+	2m	2m		
K	Pseudotsuga menziesii juv.	50				r	+	+		r			1	+		
K	Quercus robur juv.	50			+					+	r		r	r	r	
K	Padus serotina	25										r	r	1		
K	Anemone nemorosa	16,67								+	r					
K	Ilex aquifolium juv.	16,67				2a								+		
K	Picea abies juv.	16,67			r								r			
K	Rubus spectabilis	8,33								r						
K	Carpinus betulus juv.	8,33								r						
K	Frangula alnus juv.	8,33	4												r	
K	Anthoxanthum odoratum	8,33	5			+										
K	Quercus rubra juv	8,33											r			
			Ø 5	Ø 5.65												
	Ø Reaktionszahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.				4	3,86	4	4,25	5	5,13	4,9	4,88	5,2	5,75	4,17	4,75
	Ø Stickstoffzahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.				4,6	4,56	5,25	4,67	5,64	5,77	5,36	5,73	6	6,18	5,13	5,3
	60 Arten															
	Artenzahl/Fläche	Ø 17.58			19	17	14	14	14	22	21	17	22	25	13	13
	N = Stickstoffzahl o Nährstoffzeiger (n. Ellenberg et al. 1992)															
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= 7-9)															
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= <7)															
	Deckung der Nitrpphyten in der K.(%)				0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	<1 (I)	<1 (I)	<1 (I)	<1 (I)	<1 (I)	40 (VII)	0 (I)	0 (I)
	Anzahl der Nitrophyten in der K. (% von Gesamtz.)				0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	7.7 (III)	4.5 (II)	5 (II)	20 (V)	9.1 (III)	25 (VI)	0 (I)	0 (I)
	Anzahl der Nitrophyten in der K.				0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	1 (III)	1 (III)	1 (II)	3 (IV)	2 (III)	6 (V)	0 (I)	0 (I)
	Anzahl anderer Nitrophyten in der K. (Ellenb. N= <7)				1 (II)	1 (II)	1 (II)	1 (II)	0 (I)	1 (II)	2 (III)	1 (II)	2 (III)	2 (III)	2 (III)	1 (II)
	Deckung der Nitrophyten in der S.(%)				0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)
	Grad der Eutrophierung (n.Buchwald)				**1,1**	**1,1**	**1,1**	**1,1**	**1,7**	**1,6**	**1,7**	**2,7**	**2,1**	**5,2**	**1,2**	**1,1**
	R = Reakrionszahl bzw. Säure o. Basenzeiger (n. Ellenberg et al. 1992)															
	• Starksäurezeiger - Säurezeiger (R = 1-3)	8														

Konzentration von Arten die auf stickstoffarmen Standorten wachsen (N = 3 / Deckung 1+1 = oder >)
Konzentration von Arten die auf übermäßig stickstoffreichen Standorten wachsen (N = 9 / Deckung 1>)
Konzentration von Arten die auf stickstoffreichen Standorten wachsen (N = 7 – 8 / Deckung 10%>)
Konzentration anderer Nitrophyten (N = 6 & x / Deckung 10%>)

Tab. A3: Vegetationstabelle des Deschampsio-Fagetum geordnet nach den Stickstoffzahlen nach ELLENBERG et al. (1992).

Schicht		Stetigkeit(%)	L	R	N													
	Nr.					9	8	7	40	10	47	46	22	43	48	18	30	44
	Gesellschaft					Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum
	Fundort					Sandkrug	Sandkrug	Wildenloh	Hasbruch	Sandkrug	Neuenburger Urwald	Neuenburger Urwald	Mansholter Holz	Vareler Wald	Zetel	Hankhausen	Michelshorn	Nubbert
	Größe					195	280	140	180	154	276	210	140	180	198	155	260	110
	Höhe über N.N.						10	12,5			10	7,5	12,5	2,5	6	15	7,5	5
	Humusform					Rohhumus	rohhumusartiger Moder	L-Mull	F-Mull	F-Mull	F-Mull	mullartiger Moder	typischer Moder	L-Mull	F-Mull	L-Mull	typischer Moder	F-Mull
	Biotoptypen in der Umgebung					WMT/DWS/WLT/FFN	DWF/BAT/FFN/WRF	DWF/WMT/	DWF/WZF/WMT	DWS/FFN/WLT	WJL/WMT/OVS	DWF/WMT/WZF	FGZ/AS/DWF/	OEL/DWS/TFV/WJL	WJL/WCR	WMT/DWF/WXH	FBN/DWL/WZF	WMT/WCR
	(n. Drachenfels)					WRF/OVB/GMF/AS	GMF/WMT/WJL	UWA/NSR	WCA/OVS/OVP	WMT/WRF/AS/WZF	DWF/GMF	FGZ/WCR/	WMT/WZK/WEQ	WMT/WCR/WZF	DWF/WMT	WEQ/WCR	WMT/WXH/WQE	WJL/OVS
	Baumschicht Deckung(%)/Höhe(m)					95/20	95/25	95/25	95/25	95/20	95/25	85/20	90/20	80/20	95/25	95/25	85/20	95/25
	Strauchschicht D. (%) / H. (m)					__5/4	__10/6	__10/5	<1/2	__8/5	40/5	__30/5	__2/7	__2/5	__5/3	__7/7	__4/4	40/5
	Krautschicht D. (%) / H. (m)					45/1	__40/1	60/0.7	60/0.7	75/1	20/0.5	60/0.7	50/0.4	80/1	80/1	70/0.7	50/1	50/1
	Moosschicht D. (%) / H. (m)					<1/0.02	<1/0.02	<1/0.03	<1/0.03	<1/0.02	<1/0.03	3/0.03	<1/0.03	<1/0.03	<1/0.03	<1/0.03	<1/0.03	<1/0.03
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																	
B	Sorbus aucuparia	23,08	8	4														
	indifferente Arten																	
B	Hedera helix	100	8									1						
B	Fagus sylvatica	100	8			5	5	4	5	5	4	3	5	4	5	5	3	5
B	Quercus robur	92,31	8			2a	2a	2b		2b	3	3	2a	2b	2a	2m	3	2a
B	Acer pseudoplatanus	15,38	8		7												2a	
	Starksäurezeiger																	
S	Frangula alnus	15,38	6	2			2m			r								
	Säurezeiger																	
S	Lonicera periclymenum	61,54	6	3	4										r			
	Schwachsäure und Schwachbasenzeiger (nie auf stark sauren Böden)																	
S	Fraxinus excelsior	7,69	4	7	7													2m
S	Padus serotina	7,69	5	7	6		2m											
S	Crataegus laevigata	7,69	6	7								1						
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																	
S	Ilex aquifolium	30,77	4	4	5						2a			+	2m			1
S	Sorbus aucuparia	23,08	6	4			2a					1			+			
	indifferente Arten																	
S	Fagus sylvatica	100	3			2a	2m	2a	2m	2a	2b	2a	4	1	1	2a	2m	3
S	Hedera helix	100	4				+					2m						
S	Quercus robur	92,31	7									2m						
S	Carpinus betulus	15,38	4								2a					r		
S	Corylus avellana	15,38	6								2a	2a						
S	Acer pseudoplatanus	15,38	4		7									r			1	
	Säurezeiger																	
K	Lonicera periclymenum	61,54	6	3	4	1	1	2m		1		1			1		+	1
K	Maianthemum bifolium	23,08	3	3	3	3			2m						2m			
K	Juncus effusus	15,38	8	3	4		+										r	
K	Ceratocapnos claviculata	7,69	5	3	6		1											
K	Carex pilulifera	7,69	5	3	3								r					
	Schwachsäure und Schwachbasenzeiger (nie auf stark sauren Böden)																	
K	Circaea lutetiana	61,54	4	7	7					+		1	1	2m	1	1	1	2a
K	Fraxinus excelsior juv.	46,15	4	7	7	1							2m	+	2a	1	1	1
K	Galeobdolon luteum	38,46	3	7	5						2m				2a	r	2a	2a
K	Stachys sylvatica	23,08	4	7	7			+									1	1
K	Viola reichenbachiana	23,08	4	7	6			1				+		1				
K	Impatiens noli-tangere	15,38	4	7	6							1		1				
K	Crataegus laevigata	15,38	6	7	6					r		+						
K	Phalaris arundinacea	7,69	7	7	7						r							
K	Circaea x intermedia **(3F)**	7,69	4	7	6													+
K	Lysimachia nemorum **(V)**	7,69	2	7	7													r
K	Urtica dioica	7,69		7	9												+	
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																	
K	Oxalis acetosella	92,31	1	4	6		2m	2a	1	2a	2m	2m	2m	2a	2b	3	2a	2m
K	Sorbus aucuparia juv.	53,85	6	4			1		r	+		+	r	r	1			
K	Dryopteris carthusiana	30,77	5	4	3					r			+			r	r	
K	Ilex aquifolium	30,77	4	4	5						2m			+	1			1
K	Frangula alnus juv.	15,38	6	4			r			1								
K	Carex brizoides	7,69	6	4	3		r											
K	Millium effusum	76,92	4	5	5			2m	2m	2m	2m	2m	1	1	2a	2m	1	
K	Veronica montana **(V)**	7,69	4	5	6									1				
K	Luzula pilosa	7,69	2	5	4				+									
K	Stellaria holostea	100	5	6	5	1	2m	2m	2m	2m	1	2m	1	2m	1	+	1	1
K	Calamagrostis canescens	46,15	6	6	5		2m					+		+	+		1	+
K	Polygonatum multiflorum	46,15	3	6	4	+	2m		1	2m					1	+		
K	Carex sylvatica	38,46	2	6	5			1				r	r	1				2a
K	Ajuga reptans	30,77	6	6	6			1						1			+	2m
K	Galium aparine	23,08	7	6	8		1			1							1	
K	Melica uniflora	15,38	3	6	6								2m				1	
K	Galium odoratum	15,38	2	6	5								1				1	
K	Festuca gigantea	7,69	4	6	6									+				
K	Moehringia trinervia	7,69	4	6	7		1											
K	Brachypodium sylvaticum	7,69	3	6	6									1				
	indifferente Arten																	
K	Hedera helix	100	4			1	2m	2a	2a	2m	2m	2a	2m	+	3	2b	2m	2m
K	Anemone nemorosa	92,31				2m		2a	2b	2a	1	2a	2b	2b	2b	2m	2b	2a
K	Fagus sylvatica juv.	92,31	3			1	1	1	2a	1		1	1	2m	1	1	1	1
K	Rubus fruticosus coll.	92,31				1	2m	1	2b	1	1	1	r	1		r	+	1
K	Dryopteris dilatata	84,6	4		7		+	+	1	+	+	+	+	+	+	+	+	
K	Deschampsia caespitosa	76,92	6		3		1	1			1	2a	r	+	1	+	2a	1
K	Quercus robur juv.	69,23	7					+	+		1	+	r		r	r	+	+
K	Rubus idaeus	61,54	7		6		2a	1	+	r	+			1	+		+	
K	Athyrium filix femina	61,54	3		6				r	r	1	1		+	r		r	+
K	Acer pseudoplatanus juv.	53,85	4		7			r	+	+	2m		+	1		1	2m	
K	Impatiens parviflora	38,46	4		6		2a		2a	1				1		+		
K	Ilex aquifolium juv.	30,77					r			+			r				+	
K	Carex remota	30,77	3					r					1	+			1	
K	Geum urbanum	30,77	4		7							+		r	+			1
K	Carpinus betulus juv.	30,77	4									+		+				
K	Calamagrostis epigejos	30,77	7		6				+		+		+			+		
K	Corylus avellana juv.	23,08	6		5						1	+			+			
K	Padus serotina juv.	15,38	6				r			r								
K	Geranium robertianum	15,38	5		7		1							1				
K	Holcus mollis	7,69	7		5					2m								
K	Convallaria majalis	7,69	5		4												2a	
K	Sambucus nigra	7,69	7		9						r							
			Ø 4.9	Ø 5.34	Ø 5.7													
	57 Arten																	
	Artenzahl/Fläche	Ø 21.08				10	23	17	18	24	20	22	22	29	21	18	29	21
	Ø Reaktionszahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.					5	4,58	5,5	4,71	5,09	5,5	5,64	5,27	5,73	5	5,75	5,63	5,92
	Ø Stickstoffzahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.					4,6	5,4	5,45	5,42	5,67	5,86	5,53	5,36	5,91	5,19	5,46	5,68	5,69
	N = Stickstoffzahl o Nährstoffzeiger (n. Ellenberg et al. 1992)																	
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= 7-9)																	
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= <7)																	
	Deckung der Nitrpphyten in der K.(%)					0 (I)	6.7(III)	0 (I)	0 (I)	<1 (I)	<1 (I)	<1 (I)	0 (I)	<1 (I)	0 (I)	0 (I)	<1 (I)	<1 (I)
	Anzahl der Nitrophyten in der K. (% von Gesamtz.)					0 (I)	13.6 (IV)	0 (I)	0 (I)	4.3 (II)	5.6 (II)	4.5 (II)	0 (I)	6.9 (III)	0 (I)	0 (I)	6.9 (III)	4.8 (II)
	Anzahl der Nitrophyten in der K.					0 (I)	3 (IV)	0 (I)	0 (I)	1 (II)	1 (II)	1 (II)	0 (I)	2 (III)	0 (I)	0 (I)	2 (III)	1 (II)
	Anzahl anderer Nitrophyten in der K. (Ellenb. N= <7)					1 (II)	3 (IV)	2 (III)	3 (IV)	3 (IV)	2 (III)	1 (II)	1 (II)	3 (IV)	1 (II)	2 (III)	2 (III)	1 (II)
	Deckung der Nitrpphyten in der S.(%)					0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)
	Grad der Eutrophierung (n.Buchwald)					**1,1**	**3,3**	**1,2**	**1,3**	**1,8**	**1,7**	**1,6**	**1,1**	**2,2**	**1,1**	**1,2**	**2,1**	**1,6**
	L = Lichtzahl (n. Ellenberg et al. 1992)																	
	• Tiefschattenpflanze - Schattenpflanze (L = 1-2)	4																
	• Lichtpflanze (L = 7-9 in der K.)																	
	R = Reakrionszahl bzw. Säure o. Basenzeiger (n. Ellenberg et al. 1992)																	
	• Starksäurezeiger - Säurezeiger (R = 1-3)	7																

Konzentration von Starksäurezeigern (R = 1+2 / Deckung 1>)
Konzentration von Säurezeigern (R = 3 / Deckung 1+1 = oder>)
Konzentration von Schwachsäure und Schwachbasenzeigern (R = 7 / Deckung 10% >)

Tab. A4: Vegetationstabelle des Milio-Fagetum geordnet nach den Reaktionszahlen nach ELLENBERG et al. (1992).

Schicht		Stetigkeit(%)	R	N														
	Nr.				9	46	48	7	10	40	8	47	43	30	22	18	44
	Gesellschaft				Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum	Milio-Fagetum
	Fundort				Sandkrug	Neuenburger Urwald	Zetel	Wildenloh	Sandkrug	Hasbruch	Sandkrug	Neuenburger Urwald	Vareler Wald	Michelshorn	Mansholter Holz	Hankhausen	Nubbert
	Größe				195	210	198	140	154	180	280	276	180	260	140	155	110
	Höhe über N.N.					7,5	6	12,5			10	10	2,5	7,5	12,5	15	5
	Humusform				Rohhumus	mullartiger Moder	F-Mull	L-Mull	F-Mull	F-Mull	rohhumusartiger Moder	F-Mull	L-Mull	typischer Moder	typischer Moder	L-Mull	F-Mull
	Biotoptypen in der Umgebung				WMT/DWS/WLT/FFN	DWF/WMT/WZF	WJL/WCR	DWF/WMT/	DWS/FFN/WLT	DWF/WZF/WMT	DWF/BAT/FFN/WRF	WJL/WMT/OVS	OEL/DWS/TFV/WJL	FBN/DWL/WZF	FGZ/AS/DWF/	WMT/DWF/WXH	WMT/WCR
	(n. Drachenfels)				WRF/OVB/GMF/AS	FGZ/WCR/	WMT/DWF	UWA/NSR	WRF/AS/WZF/WMT	WCA/OVS/OVP	GMF/WMT/WJL	DWF/GMF	WMT/WCR/WZF	WMT/WXH/WQE	WMT/WZK/WEQ	WEQ/WCR	WJL/OVS
	Baumschicht Deckung(%)/Höhe(m)				95/20	85/20	95/25	95/25	95/20	95/25	95/25	95/25	80/20	85/20	90/20	95/25	95/25
	Strauchschicht D. (%) / H. (m)				__5/4	__30/5	__5/3	__10/5	__8/5	<1/2	__10/6	40/5	__2/5	__4/4	__2/7	__7/7	40/5
	Krautschicht D. (%) / H. (m)				45/1	60/0.7	80/1	60/0.7	75/1	60/0.7	__40/1	20/0.5	80/1	50/1	50/0.4	70/0.7	50/1
	Moosschicht D. (%) / H. (m)				<1/0.02	3/0.03	<1/0.03	<1/0.03	<1/0.02	<1/0.03	<1/0.02	<1/0.03	<1/0.03	<1/0.03	<1/0.03	<1/0.03	<1/0.03
	Arten auf N-reichen Standorten																
B	Acer pseudoplatanus	15,38		7										2a			
	indifferente Arten																
B	Fagus sylvatica	100			5	3	5	4	5	5	5	4	4	3	5	5	5
B	Hedera helix	100				1											
B	Quercus robur	92,31			2a	3	2a	2b	2b		2a	3	2b	3	2a	2m	2a
	Arten auf N-reichen Standorten																
S	Acer pseudoplatanus	15,38		7									r	1			
S	Fraxinus excelsior	7,69	7	7													2m
	Arten auf mäßig N-reichen Standorten																
S	Lonicera periclymenum	61,54	3	4			r										
S	Ilex aquifolium	30,77	4	5			2m					2a	+				1
S	Padus serotina	7,69	7	6							2m						
	indifferente Arten																
S	Fagus sylvatica	100			2a	2a	1	2a	2a	2m	2m	2b	1	2m	4	2a	3
S	Hedera helix	100				2m					+						
S	Quercus robur	92,31				2m											
S	Sorbus aucuparia	23,08	4			1	+				2a						
S	Frangula alnus	15,38	2						r		2m						
S	Carpinus betulus	15,38										2a				r	
S	Corylus avellana	15,38				2a						2a					
S	Crataegus laevigata	7,69	7			1											
	Arten auf N-armen Standorten																
K	Deschampsia cespitosa	76,92		3		2a	1	1			1	1	+	2a	r	+	1
K	Dryopteris carthusiana	30,77	4	3						r				r	+	r	
K	Maianthemum bifolium	23,08		3	3		2m										
K	Carex brizoides	7,69	4	3						2m							
K	Carex pilulifera	7,69	3	3							r				r		
	Arten auf übermäßig N-reichen Standorten																
K	Sambucus nigra	7,69		9								r					
K	Urtica dioica	7,69	7	9										+			
	Arten auf N-reichen Standorten																
K	Galium aparine	23,08	6	8					1		1			1			
K	Dryopteris dilatata	84,6		7		r	+	+	+	1	+	+	+	+	+	+	
K	Circaea lutetiana	61,54	7	7		1	1		+				2m	1	1	1	2a
K	Acer pseudoplatanus juv.	53,85		7					+	r		2m	1	2m	+	1	
K	Fraxinus excelsior juv.	46,15	7	7	1								+	1	2m	2a	1
K	Geum urbanum	30,77		7		+	+						r				
K	Stachys sylvatica	23,08	7	7				+						1			1
K	Geranium robertianum	15,38		7							1		1				
K	Lysimachia nemorum **(V)**	7,69	7	7													r
K	Phalaris arundinacea	7,69	7	7								r					
K	Moehringia trinervia	7,69	6	7							1						
	Andere Nitrophyten																
K	Rubus fruticosus coll.	92,31			1	1		1	1	2b	2m	1	1	+	r	r	1
K	Rubus idaeus	61,54		6			+	1	r	+	2a	+	1	+			
K	Impatiens parviflora	38,46		6					1	2a	2a		1			+	
	Arten auf mäßig N-reichen Standorten																
K	Polygonatum multiflorum	46,15	6	4	+		1		2m	1	2m					+	
K	Juncus effusus	15,38	3	4							+			r			
K	Luzula pilosa	7,69	5	4						+							
K	Convallaria majalis	7,69		4										2a			
K	Stellaria holostea	100	6	5	1	2m	1	2m	2m	2m	2m	1	2m	1	1	+	1
K	Millium effusum	76,92	5	5		2m	2a	2m	2m	2m		2m	1	1	1	2m	
K	Calamagrostis canescens	46,15	6	5		+	+				2m		+	1			+
K	Galeobdolon luteum	38,46	7	5			2a					2m		2a		r	2a
K	Carex sylvatica	38,46	6	5		r		1					1		r		2a
K	Ilex aquifolium	30,77	4	5			1					2m	+				1
K	Corylus avellana juv.	23,08		5		+	+					1					
K	Galium odoratum	15,38	6	5										1	1		
K	Holcus mollis	7,69		5							2m						
K	Oxalis acetosella	92,31	4	6		2m	2b	2a	2a	1	2m	2m	2a	2a	2m	3	2m
K	Athyrium filix femina	61,54		6		1	r		r	r		1	+	r			+
K	Calamagrostis epigejos	30,77		6						+		+			+	+	
K	Ajuga reptans	30,77	6	6				1					1	+			2m
K	Viola reichenbachiana	23,08	7	6		+		1					1				
K	Crataegus laevigata	15,38	7	6		+			r								
K	Melica uniflora	15,38	6	6										1	2m		
K	Impatiens noli-tangere	15,38	7	6		1							1				
K	Brachypodium sylvaticum	7,69	6	6									1				
K	Veronica montana **(V)**	7,69	5	6									1				
K	Ceratocapnos claviculata	7,69	3	6							1						
K	Circaea x intermedia **(3F)**	7,69	7	6													+
K	Festuca gigantea	7,69	6	6									+				
	indifferente Arten																
K	Hedera helix	100			1	2a	3	2a	2m	2a	2m	2m	+	2m	2m	2b	2m
K	Anemone nemorosa	92,31			2m	2a	2b	2a	2a	2b		1	2b	2b	2b	2m	2a
K	Fagus sylvatica juv.	92,31			1	1	1	1	1	2a	1		2m	1	1	1	1
K	Quercus robur juv.	69,23				+	r	+		+		1		+	r	r	+
K	Sorbus aucuparia juv.	53,85	4			+	1		+	r	1		r		r		
K	Carpinus betulus juv.	30,77				+							+				
K	Ilex aquifolium juv.	30,77							+		r			+	r		
K	Carex remota	30,77						r					+	1	1		
K	Frangula alnus juv.	15,38	4						1		r						
K	Padus serotina juv.	15,38							r		r						
			Ø 5.34	Ø 5.7													
	57 Arten																
	Artenzahl/Fläche	Ø 21.08			10	22	21	17	24	18	23	20	29	29	22	18	21
	Ø Reaktionszahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.				5	5,64	5	5,5	5,09	4,71	4,58	5,5	5,73	5,63	5,27	5,75	5,92
	Ø Stickstoffzahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.				4,6	5,53	5,19	5,45	5,67	5,42	5,4	5,86	5,91	5,68	5,36	5,46	5,69
	N = Stickstoffzahl o Nährstoffzeiger																
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= 7-9)																
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= <7)																
	Deckung der Nitrpphyten in der K.(%)				0 (I)	<1 (I)	0 (I)	0 (I)	<1 (I)	0 (I)	6.7(III)	<1 (I)	<1 (I)	<1 (I)	0 (I)	0 (I)	<1 (I)
	Anzahl der Nitrophyten in der K. (% von Gesamtz.)				0 (I)	4.5 (II)	0 (I)	0 (I)	4.3 (II)	0 (I)	13.6 (IV)	5.6 (II)	6.9 (III)	6.9 (III)	0 (I)	0 (I)	4.8 (II)
	Anzahl der Nitrophyten in der K.				0 (I)	1 (II)	0 (I)	0 (I)	1 (II)	0 (I)	3 (IV)	1 (II)	2 (III)	2 (III)	0 (I)	0 (I)	1 (II)
	Anzahl anderer Nitrophyten in der K. (Ellenb. N= <7)				1 (II)	1 (II)	1 (II)	2 (III)	3 (IV)	3 (IV)	3 (IV)	2 (III)	3 (IV)	2 (III)	1 (II)	2 (III)	1 (II)
	Deckung der Nitrpphyten in der S.(%)				0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)
	Grad der Eutrophierung (n.Buchwald)				**1,1**	**1,6**	**1,1**	**1,2**	**1,8**	**1,3**	**3,3**	**1,7**	**2,2**	**2,1**	**1,1**	**1,2**	**1,6**
	R = Reaktionszahl bzw. Säure o. Basenzeiger																
	• Starksäurezeiger - Säurezeiger (R = 1-3)	7															

Konzentration von Arten die auf stickstoffarmen Standorten wachsen (N = 3/ Deckung 1+1 = oder >)
Konzentration von Arten die auf stickstoffreichen Standorten wachsen (N = 7 – 8 / Deckung 10%>)
Konzentration anderer Nitrophyten (N = 6 & x / Deckung 10%>)

Tab. A5: Vegetationstabelle des Milio-Fagetum geordnet nach den Stickstoffzahlen nach ELLENBERG et al. (1992).

		Stetigkeit(%)	L		R	N											
	Nr.						37	31	6	36	35	21	3	34	23	32	24
	Gesellschaft						Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum
	Fundort						Hasbruch	Michelshorn	Wold	Jührdenerfeld	Goelriehenfeld	Mansholter Holz	Wold	Silstro	Halfsteder Bäke	Altes Südholz	Dunghorst
	Größe						130	170	150	140	160	180	200	120	120	200	180
	Höhe über N.N.							10		15	10	12,5		7,5	10	5	12,5
	Humusform						L-Mull	L-Mull	F-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull
	Biotoptypen in der Umgebung						FBN/STW/WET	WXP/WQN/WAR/UL	WET/WAR/WNE/	FBN/WLT/WET	FBN/GMF	WET/WJL/WCA/WAR	WET/FGZ/FBN	GMF/WET	WET/WAR/FBN/DWF	WET/WZF	WET/FGR/WCN
	(n. Drachenfels)						WCA/WQL	WET/FGR/GMF/DWS	UWF/FBN/FGR/WXH	DWF/GIF/OVS	WZF/WET/WQN	WCE/WZ/DWF/FBN	WRF/GMF/WAR	WQN/DWF	WCN/WZF/GMF/OX	FBN/GMF	DWF/OVS/WXP
	Baumschicht Deckung(%)/Höhe(m)						75/20	65/25	65/25	50/20	70/25	50/25	65/25	70/20	75/25	50/25	60/25
	Strauchschicht D. (%) / H. (m)						__20/5	40/7	85/7	80/7	70/7	80/7	50/5	__30/7	__20/7	50/7	60/7
	Krautschicht D. (%) / H. (m)						70/0.5	100/0.7	80/1	60/1	50/0.7	80/1	80/0.7	80/0.7	95/0.7	80/1	100/0.7
	Moosschicht D. (%) / H. (m)						50/0.05	5/0.05	5/0.5	3/0.05	2/0.03	15/0.05	1/0.05	3/0.05	2/0.05	30/0.05	40/0.05
	Schwachsäure und Schwachbasenzeiger (nie auf stark sauren Böden)																
B	Fraxinus excelsior	100	8		7	7	4	3	3	3	4	3	2b	4	4	3	4
B	Ulmus laevis **3**	9,09	8		7	7		2a									
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																
B	Alnus glutinosa	72,72	8		6			2a	3	2m		2a	2b		2a	2m	
	Indifferent species																
B	Corylus avellana	81,81	6					2m									
B	Hedera helix	63,63	8													2m	
B	Carpinus betulus	27,27	8												2a		
B	Fagus sylvatica	27,27	8										2a				
B	Ulmus glabra	18,18	8			7										2a	2a
B	Acer pseudoplatanus	18,18	8			7	2a										
B	Quercus robur	9,09	8													2a	
	Säurezeiger																
S	Lonicera periclymenum	45,45	6		3	4	r										
	Basen- und Kalkzeiger																
S	Euonymus europaea	9,09	6		8	5											2a
	Schwachsäure und Schwachbasenzeiger (nie auf stark sauren Böden)																
S	Fraxinus excelsior	100	4		7	7	2a		2a				2a	2b			
S	Padus avium	36,36	5		7	6			2b				3	2m		2m	
S	Crataegus laevigata	27,27	6		7				2a							2m	2m
S	Ulmus laevis **3**	9,09	4		7	7		2a									
S	Viburnum opulus	9,09	6		7	6			2m								
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																
S	Ribes nigrum	27,27	4		5	5			2b								
S	Alnus glutinosa	72,72	5		6		2m			2b						2m	
S	Ribes rubrum	72,72	4		6	6			2b			1					
	Indifferent species																
S	Corylus avellana	81,81	6					3	2a	4	4	5		2m	2a	2b	3
S	Hedera helix	63,63	4													1	
S	Carpinus betulus	27,27	4				2a						r		2a		
S	Fagus sylvatica	27,27	3								2m		2m			2m	
S	Acer pseudoplatanus	18,18	4			7					2m						
S	Ulmus glabra	18,18	4			7										2a	2b
S	Quercus robur	9,09	7													2a	
	Säurezeiger																
K	Lonicera periclymenum	45,45	6		3	4	2m						1	1	1	1	
K	Juncus effusus	18,18	8		3	4								r		2a	
K	Maianthemum bifolium	9,09	3		3	3				+							
	Basen- und Kalkzeiger																
K	Euonymus europaea juv.	72,72	6		8	5		+	+	1		1	r		1	1	1
K	Crepis paludosa	72,72	7		8	6		1		1	+	+	1		2a	+	+
K	Sanicula europaea **(3F)**	45,45	4		8	6		2m		1	1				1	2a	
K	Mercurialis perennis **(VF)**	9,09	2		8	7	2m										
K	Pulmonaria obscura **(3F)**	9,09	4		8	7	+										
K	Rubus caesius	9,09	6		8	7				+							
	Schwachsäure und Schwachbasenzeiger (nie auf stark sauren Böden)																
K	Fraxinus excelsior juv.	90,9	4		7	7	1	+	2a	1	1	1	1	1	+	+	
K	Galeobdolon luteum	90,9	3		7	5	1	1	1	1	2a	2a	2a	2a	2m	2m	
K	Urtica dioica	81,81			7	9		1	1	+	2a	+	+	1	+	1	3
K	Stachys sylvatica	72,72	4		7	7		1	1	+		2m	1	+	2a	2m	
K	Paris quadrifolia **V (3F)**	72,72	3		7	7		1	+	1	+		2m	1		1	4
K	Primula elatior **(3F)**	72,72	6		7	7	+	1	1		2a	1		+	1		+
K	Viola reichenbachiana	63,63	4		7	6	2m	2m		2m	+		1	2m		1	
K	Phalaris arundinacea	63,63	7		7	7			1	+		+		+	+	1	+
K	Chrysosplenium alternifolium **(VF)**	54,54	4		7	5		2m	2m			1	2m			1	2b
K	Platanthera chlorantha **3 (2F)**	54,54	6		7		+				+	1	+	2m		+	
K	Circaea lutetiana	45,45	4		7	7				1			+	1	1	2a	
K	Impatiens noli-tangere	45,45	4		7	6		1				+	1	2m	2a		
K	Crataegus laevigata	36,36	6		7	6	r		1							+	r
K	Padus avium juv.	36,36	5		7	6			1				1	2a		2a	
K	Carduus crispus	27,27	7		7	9			+					+		+	
K	Adoxa moschatellina	27,27	5		7	8	+			2m	1						
K	Aegopodium podagraria	27,27	5		7	8				1	+					+	
K	Ranunculus ficaria	27,27	4		7	7			2m			1	2m				
K	Circaea x intermedia **(3F)**	18,18	4		7	6			2m				1				
K	Eupatorium cannabinum	18,18	7		7	8								+		1	
K	Listera ovata **(3F)**	9,09	6		7	7									+		
K	Carex acutiformis	9,09	7		7	5										1	
K	Rumex sanguineus	9,09	4		7	7			r								
K	Ulmus laevis **3**	9,09	4		7	7		+									
K	Equisetum hyemale **3**	9,09	5		7	6										2m	
K	Valeriana officinalis	9,09	7		7	5										+	
K	Lycopus europaeus	9,09	7		7	7										r	
K	Ranunculus auricomus **V (3F)**	9,09	5		7											+	
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																
K	Cirsium palustre	18,18	7		4	3		r								r	
K	Oxalis acetosella	18,18	1		4	6							1		1		
K	Dryopteris carthusiana	9,09	5		4	3							+				
K	Ilex aquifolium juv.	9,09	4		4	5				+							
K	Frangula alnus juv.	9,09	6		4											r	
K	Carex pallescens **(VF)**	9,09	7		4	3	r										
K	Sorbus aucuparia juv.	9,09	6		4								+				
K	Millium effusum	63,63	4		5	5			1		+	1	2m		1	+	+
K	Veronica montana **(VF)**	36,36	4		5	6			1		2m		r		+		
K	Luzula pilosa	9,09	2		5	4	r										
K	Polygonum hydropiper	9,09	7		5	8										+	
K	Galium aparine	72,72	7		6	8		2m	2m			1	1	1	2m	+	2m
K	Alnus glutinosa	72,72	5		6		r		+	+			r		+		
K	Ribes rubrum	72,72	4		6	6		+			1	2a		+	1	+	+
K	Festuca gigantea	72,72	4		6	6		+	+	r		+	r	+	+	1	
K	Stellaria holostea	72,72	5		6	5	1	1	2m		1	1	1	1			1
K	Polygonatum multiflorum	63,63	3		6	4		r		+	+		+	1		1	+
K	Galium odoratum	54,54	2		6	5		2m			2m	2m		2a	2m		2m
K	Ajuga reptans	54,54	6		6	6			2m	2m		1	2m		1	2m	
K	Carex sylvatica	45,45	2		6	5	1	+		1	+				+		
K	Brachypodium sylvaticum	45,45	3		6	6	2a			1	1	1				2m	
K	Ribes nigrum	27,27	4		6	5		+	2b				1				
K	Calamagrostis canescens	27,27	6		6	5		1								1	1
K	Melica uniflora	18,18	3		6	6					1				+		
K	Scrophularia nodosa	18,18	4		6	7		r				r					
K	Lotus pedunculatus	9,09	7		6	4										+	
	Indifferent species																
K	Deschampsia cespitosa	90,9	6			3	1	r	1	1		1	2m	2a	r	2a	r
K	Geum urbanum	90,9	4			7	r	2a	+	1		1	2m	1	2m	1	1
K	Anemone nemorosa	81,81					1	2a	2m	2m	2m		2a	2m	1	2m	
K	Filipendula ulmaria	72,72	7			5		1	3	1		2m	2m		1	2a	2m
K	Corylus avellana juv.	63,63	6			5		+	+	1	+			+	1	+	
K	Hedera helix	63,63	4				2m	1		2m	1			1	1	2m	
K	Poa trivialis	63,63	6		7			3	2m		1	2m			r	2m	2m
K	Quercus robur juv.	54,54	7				r		r			r	+	r		+	
K	Rubus fruticosus coll.	54,54					+		+				2a	+	+	1	
K	Athyrium filix femina	54,54	3		6		1			+		1			+	1	+
K	Cardamine pratensis	54,54	4					+	2m			1			+	1	2m
K	Agrostis stolonifera	45,45	8		5			1	1		1			1		2m	
K	Rubus idaeus	45,45	7		6				1	+				1	+	1	
K	Geranium robertianum	45,45	5		7			2a				+	r		2a	2m	
K	Carex remota	45,45	3					+		+		r				1	r
K	Dryopteris dilatata	45,45	4		7		+	r	r	r			+				
K	Fagus sylvatica juv.	36,36	3				r			+			1	r			
K	Ranunculus repens	36,36	6		7				1			2m	r			1	
K	Galium palustre	27,27	6		4			+				+				1	
K	Carpinus betulus juv.	18,18	4				1								1		
K	Acer pseudoplatanus juv.	18,18	4		7		+					1					
K	Convallaria majalis	9,09	5		4								1				
k	Myosotis palustris	9,09	7		5											+	
K	Galeopsis tetrahit	9,09	7		7									r			
K	Chaerophyllum temulum	9,09	5		8								+				
K	Lysimachia vulgaris	9,09	6													+	
K	Dactylorhiza maculata **3**	9,09	6		2											r	
K	Taraxacum officinale	9,09	7		8								r				
K	Glechoma hederacea	9,09	6		7		2m										
			Ø 5,23		Ø 6.24	Ø 5.98											
	94 Arten																
	Ø Reaktionszahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.						6,31	6,55	6,61	6,57	6,55	6,62	6,21	6,36	6,33	6,36	6,65
	Ø Stickstoffzahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.						5,85	5,77	6,23	5,93	6,09	6,14	5,97	6,15	6,06	5,87	5,91
	Artenzahl/Fläche	Ø 37,54					28	39	53	32	27	35	41	33	37	59	29
	N = Stickstoffzahl o Nährstoffzeiger																
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= 7-9)																
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= <7)																
	Deckung der Nitrpphyten in der K.(%)						4.3 (II)	61 (IX)	7.5 (III)	<1 (I)	<1 (I)	16.25 (V)	3.75 (II)	2.5 (II)	16.8 (V)	7.5 (III)	44 (VIII)
	Anzahl der Nitrophyten in der K. (% von Gesamtz.)						7.1 (III)	16.7 (V)	13.9 (IV)	3.1 (II)	8 (III)	18.2 (V)	14.6 (IV)	12.1 (IV)	13.5 (IV)	12.5 (IV)	16.7 (V)
	Anzahl der Nitrophyten in der K.						2 (III)	6 (V)	5 (V)	1 (II)	2 (III)	6 (V)	6 (V)	4 (IV)	5 (V)	7 (VI)	4 (IV)
	Anzahl anderer Nitrophyten in der K. (Ellenb. N= <7)						1 (II)	0 (I)	2 (III)	1 (II)	0 (I)	0 (I)	1 (II)	2 (III)	2 (III)	2 (III)	0 (I)
	Deckung der Nitrpphyten in der S.(%)						0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)
	Grad der Eutrophierung (n.Buchwald)						**2,3**	**5,4**	**3,4**	**1,3**	**1,9**	**4,1**	**3**	**2,9**	**4,1**	**3,7**	**4,9**
	L = Lichtzahl (n. Ellenberg et al. 1992)																
	• Tiefschattenpflanze - Schattenpflanze (L = 1-2)	5															
	• Lichtpflanze (L = 7-9 in der K.)																
	R = Reakrionszahl bzw. Säure o. Basenzeiger																
	• Starksäurezeiger - Säurezeiger (R = 1-3)	4															
							144										

Konzentration von Säurezeigern (R = 3 / Deckung 1+1 = oder >)
Konzentration von Basen- und Kalkzeigern (R = 8+9 / Deckung 1 >)
Konzentration von Schwachsäure und Schwachbasenzeigern (R = 7 / Deckung 10% >)

Tab. A6: Vegetationstabelle des Pruno-Fraxinetum geordnet nach den Reaktionszahlen nach ELLENBERG et al. (1992).

		Stetigkeit(%)	R	N					v						
	Nr.				34	37	3	6	35	36	21	32	23	31	24
	Gesellschaft				Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum	Pruno-Fraxinetum
	Fundort				Silstro	Hasbruch	Wold	Wold	Goelriehenfeld	Jührdenerfeld	Mansholter Holz	Altes Südholz	Halfsteder Bäke	Michelshorn	Dunghorst
	Größe				120	130	200	150	160	140	180	200	120	170	180
	Höhe über N.N.				7,5				10	15	12,5	5	10	10	12,5
	Humusform				L-Mull	L-Mull	L-Mull	F-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull
	Biotoptypen in der Umgebung				GMF/WET	FBN/STW/WET	WET/FGZ/FBN	WET/WAR/WNE/	FBN/GMF	FBN/WLT/WET	WET/WJL/WCA/WAR	WET/WZF	WET/WAR/FBN/DWF	WXP/WQN/WAR/UL	WET/FGR/WCN
	(n. Drachenfels)				WQN/DWF	WCA/WQL	WRF/GMF/WAR	UWF/FBN/FGR/WXH	WZF/WET/WQN	DWF/GIF/OVS	WCE/WZ/DWF/FBN	FBN/GMF	WCN/WZF/GMF/OX	WET/FGR/GMF/DWS	DWF/OVS/WXP
	Baumschicht Deckung(%)/Höhe(m)				70/20	75/20	65/25	65/25	70/25	50/20	50/25	50/25	75/25	65/25	60/25
	Strauchschicht D. (%) / H. (m)				__30/7	__20/5	50/5	85/7	70/7	80/7	80/7	50/7	__20/7	40/7	60/7
	Krautschicht D. (%) / H. (m)				80/0.7	70/0.5	80/0.7	80/1	50/0.7	60/1	80/1	80/1	95/0.7	100/0.7	100/0.7
	Moosschicht D. (%) / H. (m)				3/0.05	50/0.05	1/0.05	5/0.5	2/0.03	3/0.05	15/0.05	30/0.05	2/0.05	5/0.05	40/0.05
	Arten auf N-reichen Standorten														
B	Fraxinus excelsior	100	7	7	4	4	2b	3	4	3	3	3	4	3	4
B	Acer pseudoplatanus	18,18		7		2a									
B	Ulmus glabra	18,18		7								2a			2a
B	Ulmus laevis **3**	9,09	7	7										2a	
	indifferente Arten														
B	Corylus avellana	81,81												2m	
B	Alnus glutinosa	72,72	6				2b	3		2m	2a	2m	2a	2a	
B	Hedera helix	63,63										2m			
B	Carpinus betulus	27,27											2a		
B	Fagus sylvatica	27,27					2a								
B	Quercus robur	9,09										2a			
	Arten auf N-reichen Standorten														
S	Fraxinus excelsior	100	7	7	2b	2a	2a	2a							
S	Ulmus glabra	18,18		7								2a			2b
S	Acer pseudoplatanus	18,18		7					2m						
S	Ulmus laevis **3**	9,09	7	7										2a	
	Arten auf mäßig N-reichen Standorten														
S	Lonicera periclymenum	45,45	3	4		r									
S	Ribes nigrum	27,27	5	5				2b							
S	Euonymus europaea	9,09	8	5											2a
S	Ribes rubrum	72,72	6	6				2b			1				
S	Padus avium	36,36	7	6	2m		3	2b				2m			
S	Viburnum opulus	9,09	7	6				2m							
	indifferente Arten														
S	Corylus avellana	81,81			2m			2a	4	4	5	2b	2a	3	3
S	Alnus glutinosa	72,72	6			2m				2b		2m			
S	Hedera helix	63,63										1			
S	Carpinus betulus	27,27				2a	r						2a		
S	Fagus sylvatica	27,27					2m		2m			2m			
S	Crataegus laevigata	27,27	7					2a				2m			2m
S	Quercus robur	9,09										2a			
	Arten auf N-ärmsten Standorten														
K	Dactylorhiza maculata 3	9,09		2								r			
	Arten auf N-armen Standorten														
K	Deschampsia cespitosa	90,9		3	2a	1	2m	1		1	1	2a	r	r	r
K	Cirsium palustre	18,18	4	3								r		r	
K	Dryopteris carthusiana	9,09	4	3			+								
K	Maianthemum bifolium	9,09	3	3						+					
K	Carex pallescens **(VF)**	9,09	4	3		r									
	Arten auf übermäßig N-reichen Standorten														
K	Urtica dioica	81,81	7	9			+	1	+		2a		+	1	
K	Carduus crispus	27,27	7	9				+							
	Arten auf N-reichen Standorten														
K	Galium aparine	72,72	6	8	1		1	2m		1	+	2m	2m	2m	
K	Aegopodium podagraria	27,27	7	8					+	1	+				
K	Adoxa moschatellina	27,27	7	8		+			1	2m					
K	Eupatorium cannabinum	18,18	7	8	+							1			
K	Polygonum hydropiper	9,09	5	8								+			
K	Taraxacum officinale	9,09		8			r								
K	Chaerophyllum temulum	9,09		8			+								
K	Geum urbanum	90,9		7	1	r	2m	+		1	1	1	2m	2a	1
K	Fraxinus excelsior juv.	90,9	7	7	1	1	1	+	1	2a	1	+	1		+
K	Primula elatior **(3F)**	72,72	7	7	+	+		1	2a		1		1	1	+
K	Paris quadrifolia **V (3F)**	72,72	7	7	1		2m	+	+	1		1		1	4
K	Stachys sylvatica	72,72	7	7	+		1	1		+	2m	2m	2a	1	
K	Phalaris arundinacea	63,63	7	7	+			1		+	+	1	+		+
K	Poa trivialis	63,63		7				2m	1		2m	2m	r	3	2m
K	Geranium robertianum	45,45		7			r				+	2m	2a	2a	
K	Dryopteris dilatata	45,45		7		+	+	r		r				r	
K	Circaea lutetiana	45,45	7	7	1		+			1		2a	1		
K	Ranunculus repens	36,36		7			r	1			2m	1			
K	Ranunculus ficaria	27,27	7	7			2m	2m			1				
K	Scrophularia nodosa	18,18	6	7							r			r	
K	Acer pseudoplatanus juv.	18,18		7		+					1				
K	Mercurialis perennis **(VF)**	9,09	8	7		2m									
K	Galeopsis tetrahit	9,09		7	r										
K	Lycopus europaeus	9,09	7	7								r			
K	Rubus caesius	9,09	8	7						+					
K	Ulmus laevis **3**	9,09	7	7										+	
K	Pulmonaria obscura **(3F)**	9,09	8	7		+									
K	Listera ovata **(3F)**	9,09	7	7									+		
K	Glechoma hederacea	9,09		7		2m									
K	Rumex sanguineus	9,09	7	7				r							
	Andere Nitrophyten														
K	Rubus fruticosus coll.	54,54			+	+	2a	+				1	+		
K	Rubus idaeus	45,45		6	1			1		+		1	+		
	Arten auf mäßig N-reichen Standorten														
K	Polygonatum multiflorum	63,63	6	4	1		+		+	+		1		r	+
K	Lonicera periclymenum	45,45	3	4	1	2m	1					1	1		
K	Galium palustre	27,27		4							+	1		+	
K	Juncus effusus	18,18	3	4	r							2a			
K	Lotus pedunculatus	9,09	6	4								+			
K	Convallaria majalis	9,09		4			1								
K	Luzula pilosa	9,09	5	4		r									
K	Galeobdolon luteum	90,9	7	5	2a	1	2a	1	2a	1	2a		2m	1	2m
K	Filipendula ulmaria	72,72		5			2m	3		1	2m	2a	1	1	2m
K	Stellaria holostea	72,72	6	5	1	1	1	2m	1		1			1	1
K	Euonymus europaea juv.	72,72	8	5			r	+		1	1	1	1	+	1
K	Millium effusum	63,63	5	5			2m	1	+		1	+	1		+
K	Corylus avellana juv.	63,63		5	+			+	+	1		+	1	+	
K	Chrysosplenium alternifolium **(VF)**	54,54	7	5			2m	2m			1	1		2m	2b
K	Galium odoratum	54,54	6	5	2a				2m		2m		2m	2m	2m
K	Carex sylvatica	45,45	6	5		1			+	1			+	+	
K	Agrostis stolonifera	45,45		5	1			1	1			2m		1	
K	Calamagrostis canescens	27,27	6	5								1		1	1
K	Ribes nigrum	27,27	6	5			1	2b						+	
K	Valeriana officinalis	9,09	7	5								+			
K	Ilex aquifolium juv.	9,09	4	5						+					
K	Carex acutiformis	9,09	7	5								1			
k	Myosotis palustris	9,09		5								+			
K	Ribes rubrum	72,72	6	6	+				1		2a	+	1	+	+
K	Crepis paludosa	72,72	8	6			1		+	1	+	1	2a	1	+
K	Festuca gigantea	72,72	6	6	+		r	+		r	+	1	+	+	
K	Viola reichenbachiana	63,63	7	6	2m	2m	1		+	2m		1		2m	
K	Athyrium filix femina	54,54		6		1				+	1	1	+		+
K	Ajuga reptans	54,54	6	6			2m	2m		2m	1	2m	1		
K	Impatiens noli-tangere	45,45	7	6	2m		1				+		2a	1	
K	Sanicula europaea **(3F)**	45,45	8	6					1	1		2a	1	2m	
K	Brachypodium sylvaticum	45,45	6	6		2a			1	1	1	2m			
K	Padus avium juv.	36,36	7	6	2a		1	1				2a			
K	Crataegus laevigata	36,36	7	6		r		1				+			r
K	Veronica montana **(VF)**	36,36	5	6			r	1	2m				+		
K	Circaea x intermedia **(3F)**	18,18	7	6			1	2m							
K	Melica uniflora	18,18	6	6					1				+		
K	Oxalis acetosella	18,18	4	6			1						1		
K	Equisetum hyemale 3	9,09	7	6								2m			
	indifferente Arten														
K	Anemone nemorosa	81,81			2m	1	2a	2m	2m	2m		2m	1	2a	
K	Alnus glutinosa	72,72	6			r	r	+		+			+		
K	Hedera helix	63,63			1	2m			1	2m		2m	1	1	
K	Cardamine pratensis	54,54						2m			1	1	+	+	2m
K	Platanthera chlorantha **3 (2F)**	54,54	7		2m	+	+		+		1	+			
K	Quercus robur juv.	54,54			r	r	+	r			r	+			
K	Carex remota	45,45								+	r	1		+	r
K	Fagus sylvatica juv.	36,36			r	r	1			+					
K	Carpinus betulus juv.	18,18				1							1		
K	Ranunculus auricomus agg. **V (3F)**	9,09	7									+			
K	Lysimachia vulgaris	9,09										+			
K	Sorbus aucuparia juv.	9,09	4				+								
K	Frangula alnus juv.	9,09	4									r			
			Ø 6.24	Ø 5.98											
	94 Arten														
	Ø Reaktionszahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.				6,36	6,31	6,21	6,61	6,55	6,57	6,62	6,36	6,33	6,55	6,65
	Ø Stickstoffzahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.				6,15	5,85	5,97	6,23	6,09	5,93	6,14	5,87	6,06	5,77	5,91
	Artenzahl/Fläche	Ø 37,54			33	28	41	53	27	32	35	59	37	39	29
	N = Stickstoffzahl o Nährstoffzeiger														
	● relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= 7-9)														
	● relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= <7)														
	Deckung der Nitrpphyten in der K.(%)				2.5 (II)	4.3 (II)	3.75 (II)	7.5 (III)	<1 (I)	<1 (I)	16.25 (V)	7.5 (III)	16.8 (V)	61 (IX)	44 (VIII)
	Anzahl der Nitrophyten in der K. (% von Gesamtz.)				12.1 (IV)	7.1 (III)	14.6 (IV)	13.9 (IV)	8 (III)	3.1 (II)	18.2 (V)	12.5 (IV)	13.5 (IV)	16.7 (V)	16.7 (V)
	Anzahl der Nitrophyten in der K.				4 (IV)	2 (III)	6 (V)	5 (V)	2 (III)	1 (II)	6 (V)	7 (VI)	5 (V)	6 (V)	4 (IV)
	Anzahl anderer Nitrophyten in der K. (Ellenb. N= <7)				2 (III)	1 (II)	1 (II)	2 (III)	0 (I)	1 (II)	0 (I)	2 (III)	2 (III)	0 (I)	0 (I)
	Deckung der Nitrpphyten in der S.(%)				0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)
	Grad der Eutrophierung (n.Buchwald)				**2,9**	**2,3**	**3**	**3,4**	**1,9**	**1,3**	**4,1**	**3,7**	**4,1**	**5,4**	**4,9**
	R = Reakrionszahl bzw. Säure o. Basenzeiger														
	● Starksäurezeiger - Säurezeiger (R = 1-3)	4													
						144									

Konzentration von Arten die auf stickstoffarmen Standorten wachsen (N = 3/ Deckung 1+1 = oder >)
Konzentration von Arten die auf übermäßig stickstoffreichen Standorten wachsen (N = 9 / 1>)
Konzentration von Arten die auf stickstoffreichen Standorten wachsen (N = 7 – 8 / Deckung 10%>)

Tab. A7: Vegetationstabelle des Pruno-Fraxinetum geordnet nach den Stickstoffzahlen nach ELLENBERG et al. (1992).

Schicht		Stetigkeit(%)	L	R	N													
	Nr.					28	14	26	29	16	20	50	27	15	2	38	13	12
	Gesellschaft					Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum
	Fundort					Rechter Brok	Funchsbüsche	Heller Büsche	Michelshorn	Hankhausen	Schippstroth	Ihlower Forst	Stellhorn	Hankhausen	Wold	Hasbruch	Ippweger Büsche	Ippweger Büsche
	Größe					130	108	130	130	190	180	160	140	120	120	144	140	144
	Höhe über N.N.					10	5	10	7,5	15	12,5	2,5	10	10			15	
	Humusform					L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	mullartiger Moder	L-Mull	L-Mull	L-Mull
	Biotoptypen in der Umgebung					WLT/WJN/WEQ/WMT	WEQ/WLT/WZF/STG/WMT	WEQ/GMF	WZF/WEQ/WXP	GMF/WXH/FBN/	WCA/WCE/WEQ	FBN/WEQ	GMF/WEQ/WCR	DWF/FBN/WEQ	WLT/WQL/OVS/TFK	DWF/FBN/WJN	WEQ/WZF/GMF	WZF/WEQ/FGR
	(n. Drachenfels)					WXP/WZK/FGZ/DWS	GMF/WCR/FBN/DWF	OVS/WZF	FBN/GMF/DWL	WEQ/WZF/DWS	WMT	WLT/DWS	WZF/DWF/FGZ	WMT/WZF	WEQ/FGZ/FGR/GMF	WLT/WCA/WMT	FGR/ODP	DWF/GMF
	Baumschicht Deckung(%)/Höhe(m)					65/30	75/25	70/20	70/25	70/25	65/25	50/20	65/25	65/25	80/25	70/20	65/20	65/25
	Strauchschicht D. (%) / H. (m)					__20/7	__8/5	__3/5	__30/7	__5/5	70/7	50/7	__20/5	__5/5	__7/5	__30/7	__4/4	__4/4
	Krautschicht D. (%) / H. (m)					80/0.7	90/1	90/0.7	80/0.7	100/1	70/1	100/1	80/0.7	100/1	80/0.4	70/0.7	100/1	95/0.7
	Moosschicht D. (%) / H. (m)					5/0.05	10/0.5	20/0.05	10/0.05	5/0.05	50/0.05	30/0.05	10/0.05	<1/45	2/0.05	50/0.05	5/0.05	35/0.05
	Säurezeiger																	
B	Betula pubescens	7,69	8	3	3	2a												
	Schwachsäure und Schwachbasenzeiger (nie auf stark sauren Böden)																	
B	Fraxinus excelsior	100	8	7	7	2m	4	2b	4	4	3	3	4	3	2a	2b	3	2b
B	Ulmus laevis **3**	15,38	8	7	7					2b					2b			
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																	
B	Alnus glutinosa	92,31	8	6		3	2a	3	2a	2a	2b	2a	2a	2a		3	3	3
	Indifferent species																	
B	Fagus sylvatica	38,46	8			2a									2b			
B	Acer pseudoplatanus	23,08	8		7											2a		
B	Carpinus betulus	23,08	8												2a			
B	Corylus avellana	23,08	6						2m									
B	Quercus robur	7,69	8						2m									
	Starksäurezeiger																	
S	Frangula alnus	7,69	6	2														r
	Säurezeiger																	
S	Lonicera periclymenum	61,54	6	3	4						r	1						
	Basen- und Kalkzeiger																	
S	Euonymus europaea	7,69	6	8	5		+											
	Schwachsäure und Schwachbasenzeiger (nie auf stark sauren Böden)																	
S	Fraxinus excelsior	100	4	7	7		2a	2m		2m	3		2a		2b	1		
S	Urtica dioica	76,92		7	9					r								
S	Crataegus laevigata	38,46	6	7					2m		2m							2m
S	Ulmus laevis **3**	15,38	4	7	7					2m					1			
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																	
S	Sorbus aucuparia	7,69	6	4							r							
S	Milium effusum	76,92	4	5	5		2m										2m	
S	Alnus glutinosa	92,31	5	6		2m					r					2m	2m	
S	Humulus lupulus	7,69	7	6	8							1						
	Indifferent species																	
S	Athyrium filix femina	92,31	3		6		+										+	
S	Fagus sylvatica	38,46	3			2m	r					2m			2a	2m		
S	Corylus avellana	23,08	6						3		4		2b					
S	Carpinus betulus	23,08	4			2b										2m		
S	Acer pseudoplatanus	23,08	4		7					r		2m				2m		
S	Dactylis glomerata	7,69	7		6		+											
	Säurezeiger																	
K	Lonicera periclymenum	61,54	6	3	4	2m	r		1		+	2m				1	+	+
K	Juncus effusus	46,15	8	3	4	1		+		1			+				1	1
K	Maianthemum bifolium	23,08	3	3	3			1	r				+					
	Basen- und Kalkzeiger																	
K	Crepis paludosa	53,85	7	8	6		+	1	+		1				1	1	1	
K	Rubus caesius	7,69	6	8	7						+							
K	Euonymus europaea juv.	15,38	6	8	5												1	1
K	Sanicula europaea **(3F)**	15,38	4	8	6						r				1			
K	Pulmonaria obscura **(3F)**	7,69	4	8	7											1		
	Schwachsäure und Schwachbasenzeiger (nie auf stark sauren Böden)																	
K	Fraxinus excelsior juv.	92,31	4	7	7	1	1	1	1	1	1	1	+		2m	1	1	2m
K	Urtica dioica	76,92		7	9	+	1	1	1	2m	1	1	1	2a			+	
K	Circaea lutetiana	76,92	4	7	7	2m	1	1	2m	1	2m	2a	1				2a	2m
K	Primula elatior **(3F)**	61,54	6	7	7		1		+		1		1		+	1	1	1
K	Galeobdolon luteum	61,54	3	7	5		1	2m	1	+			2m	1	2m	2a		
K	Stachys sylvatica	61,54	4	7	7	+	2m		+	1			1			1	2a	2a
K	Impatiens noli-tangere	46,15	4	7	6	+		1	1	2m	1		r					
K	Platanthera chlorantha **3 (2F)**	46,15	6	7					+		1		1		+	+		r
K	Ranunculus auricomus **V (3F)**	46,15	5	7			1		+		1				1		1	2m
K	Viola reichenbachiana	38,46	4	7	6	1		+	1				1		2m			
K	Crataegus laevigata	38,46	6	7	6			+	+		1					r		
K	Ranunculus ficaria	38,46	4	7	7						1		1		2m		2m	2a
K	Phalaris arundinacea	30,77	7	7	7						r		+	+			+	
K	Chrysosplenium alternifolium **(V)**	30,77	4	7	5						1		1	2m		2m		
K	Scutellaria galericulata	23,08	7	7	6	+		+	+									
K	Valeriana officinalis	23,08	7	7	5	1		1						r				
K	Carduus crispus	23,08	7	7	9					+		r				r		
K	Lysimachia nemorum **(VF)**	23,08	2	7	7			1		r			1					
K	Rumex sanguineus	15,38	4	7	7								+				+	
K	Ulmus laevis juv. **3**	15,38	4	7	7						1				1			
K	Aegopodium podagraria	7,69	5	7	8						1							
K	Cirsium vulgare	7,69	8	7	8				r									
K	Adoxa moschatellina	7,69	5	7	8											1		
	Mäßigsäurezeiger (auf stark sauren und alkalischen Böden selten)																	
K	Oxalis acetosella	76,92	1	4	6	1	+	2m	1	2m	2m	1	1	1	1			
K	Cirsium palustre	30,77	7	4	3	+		r	+							r		
K	Dryopteris carthusiana	23,08	5	4	3			+	+				+					
K	Sorbus aucuparia juv.	7,69	6	4							r							
K	Scirpus sylvaticus	7,69	6	4	4							2b						
K	Milium effusum	76,92	4	5	5		2m	1	1	+	1		1		1	+	2m	1
K	Chrysosplenium oppositifolium **(V)**	46,15	6	5	5			2m			2a		+	1			2m	+
K	Veronica montana **(VF)**	15,38	4	5	6						2m		2m					
K	Phyteuma nigrum **V (3F)**	7,69	7	5	4												1	
K	Stellaria nemorum	7,69	4	5	7									3				
K	Luzula pilosa	7,69	2	5	4											r		
K	Equisetum sylvaticum **(V)**	7,69	3	5	4											1		
K	Stellaria holostea	84,62	5	6	5		2m	1	1	2m	1		1	1	r	1	1	2m
K	Ajuga reptans	76,92	6	6	6	1		2m	2m	+	2m	1	1		1		1	1
K	Brachypodium sylvaticum	61,54	3	6	6	1	2m				1		2m		r	2m	+	2m
K	Galium aparine	53,85	7	6	8		2m		+	2m		1	+	2m			+	
K	Carex sylvatica	46,15	2	6	5	+							+		2m	1	2m	+
K	Polygonatum multiflorum	46,15	3	6	4		+	1	r		+		+		2m			
K	Alnus glutinosa juv.	38,46	5	6		+		+	1					r		+		
K	Ribes rubrum	38,46	4	6	6	+		1	1		+		+					
K	Ribes nigrum	23,08	4	6	5			+				2a	1					
K	Festuca gigantea	23,08	4	6	6						r		1					1
K	Calamagrostis canescens	15,38	6	6	5				1							+		
K	Galium odoratum	15,38	2	6	5			1					1					
K	Melica uniflora	15,38	3	6	6			2a					1					
K	Humulus lupulus	7,69	7	6	8							1						
K	Cardamine amara	7,69	7	6	4						1							
K	Lotus pedunculatus	7,69	7	6	4					+								
	Indifferent species																	
K	Deschampsia cespitosa	92,31	6		3	2a	1	2a	2b	2a	2a	1	2a	r	1	1		2a
K	Geum urbanum	92,31	4		7	1	+	1	1	+	2m	1	1	+		+	1	1
K	Athyrium filix femina	92,31	3		6	1	1	r	+	2a	1	2a	+	+		1	1	1
K	Anemone nemorosa	92,31				1	2a	2m	2m	2a	3		2m	2a	4	2m	2a	3
K	Dryopteris dilatata	76,92	4		7	1		1	1	r	r	r	+			r	+	+
K	Filipendula ulmaria	69,23	7		5	2m	1	1	2m		1		1			2a	2a	1
K	Galium palustre	69,23	6		4	1		1	+	2m	1	1	1			+		
K	Rubus idaeus	61,54	7		6	+	1	1		+		1				+	+	r
K	Cardamine pratensis	61,54	4			1	r		1	+	1		1		+	1		
K	Acer pseudoplatanus juv.	53,85	4		7			+		1		1	r	+	2m	+		
K	Carex remota	53,85	3			2b		1	+	r	+		2a				1	
K	Poa trivialis	53,85	6		7		2a			2a	2m		2m	2a			2m	2m
K	Geranium robertianum	53,85	5		7			2m	2a		+	+	1				1	2m
K	Ranunculus repens	53,85	6		7		1	1		1	2a		1	1				2m
K	Glechoma hederacea	46,15	6		7		2m			2m				1		2m	1	2m
K	Rubus fruticosus coll.	46,15				1					+			r		+	1	1
K	Fagus sylvatica juv.	46,15	3			+	1				r			r	1	+		
K	Agrostis stolonifera	46,15	8		5		2m			2m			1	2m		+	2m	
K	Corylus avellana juv.	38,46	6		5	1		r	+		1		+					
K	Quercus robur juv.	23,08	7			+	+	+										
K	Carpinus betulus juv.	23,08	4										+			+		+
K	Lysimachia vulgaris	15,38	6			+		1										
K	Galeopsis tetrahit	15,38	7		7					r								+
K	Calamagrostis epigejos	15,38	7		6		2m										2m	
K	Convallaria majalis	15,38	5		4				1				+					
K	Iris pseudacorus	7,69	7		7						+							
K	Mentha aquatica	7,69						+										
K	Holcus lanatus	7,69	7		5					1								
K	Taraxacum officinale	7,69	7		8		+											
K	Equisetum arvense	7,69	6		3		+	r										
K	Phleum pratense	7,69	7		7												+	
K	Dactylis glomerata	7,69	7		6		+											
K	Hedera helix	7,69	4								2m							
			Ø 5.35	Ø 6.03	Ø 5.91													
	94 Arten																	
	Ø Reaktionszahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.					5,88	6,2	5,92	6,15	6,06	6,29	5,72	6,34	6,09	6,53	6,24	6,19	6,06
	Ø Stickstoffzahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.					5,67	6	5,49	5,72	6,2	5,97	6,32	5,8	6,05	5,71	5,69	6,16	5,96
	Artenzahl/Fläche	Ø 34.77				34	33	43	39	34	46	21	49	23	24	36	36	34
	N = Stickstoffzahl o Nährstoffzeiger																	
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= 7-9)																	
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= <7)																	
	Deckung der Nitrpphyten in der K.(%)					<1 (I)	17.8 (V)	3.3 (II)	12.5 (IV)	19 (V)	8.6 (III)	3 (II)	6.25 (III)	23 (VI)	0 (I)	4.3 (II)	5 (II)	9.5 (III)
	Anzahl der Nitrophyten in der K. (% von Gesamtz.)					6.25 (III)	18.75 (V)	7 (III)	13.2 (IV)	18.2 (V)	8.9 (III)	26.3 (VI)	10.2 (III)	21.7 (VI)	0 (I)	8.3 (III)	17.1 (V)	12.9 (IV)
	Anzahl der Nitrophyten in der K.					2 (III)	6 (V)	3 (IV)	5 (V)	6 (V)	4 (IV)	5 (V)	5 (V)	5 (V)	0 (I)	3 (IV)	6 (V)	4 (IV)
	Anzahl anderer Nitrophyten in der K. (Ellenb. N= <7)					2 (III)	2 (III)	1(II)	0 (I)	1 (II)	1 (II)	1 (II)	0 (I)	1 (II)	0 (I)	2 (III)	2 (III)	2 (III)
	Deckung der Nitrpphyten in der S.(%)					0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)
	Grad der Eutrophierung (n.Buchwald)					**2,1**	**4,3**	**2,6**	**3,6**	**4,2**	**2,9**	**3,4**	**3**	**4,8**	**1**	**2,7**	**3,3**	**3,2**
	L = Lichtzahl (n. Ellenberg et al. 1992)																	
	• Tiefschattenpflanze - Schattenpflanze (L = 1-2)	5																
	• Lichtpflanze (L = 7-9 in der K.)																	
	R = Reaktionszahl bzw. Säure o. Basenzeiger																	
	• Starksäurezeiger - Säurezeiger (R = 1-3)	5																

Konzentration von Säurezeigern (R = 3 / Deckung 1+1 = oder>)
Konzentration von Basen- und Kalkzeigern (R = 8+9 / Deckung 1 >)
Konzentration von Schwachsäure und Schwachbasenzeigern (R = 7 / Deckung 10% >)

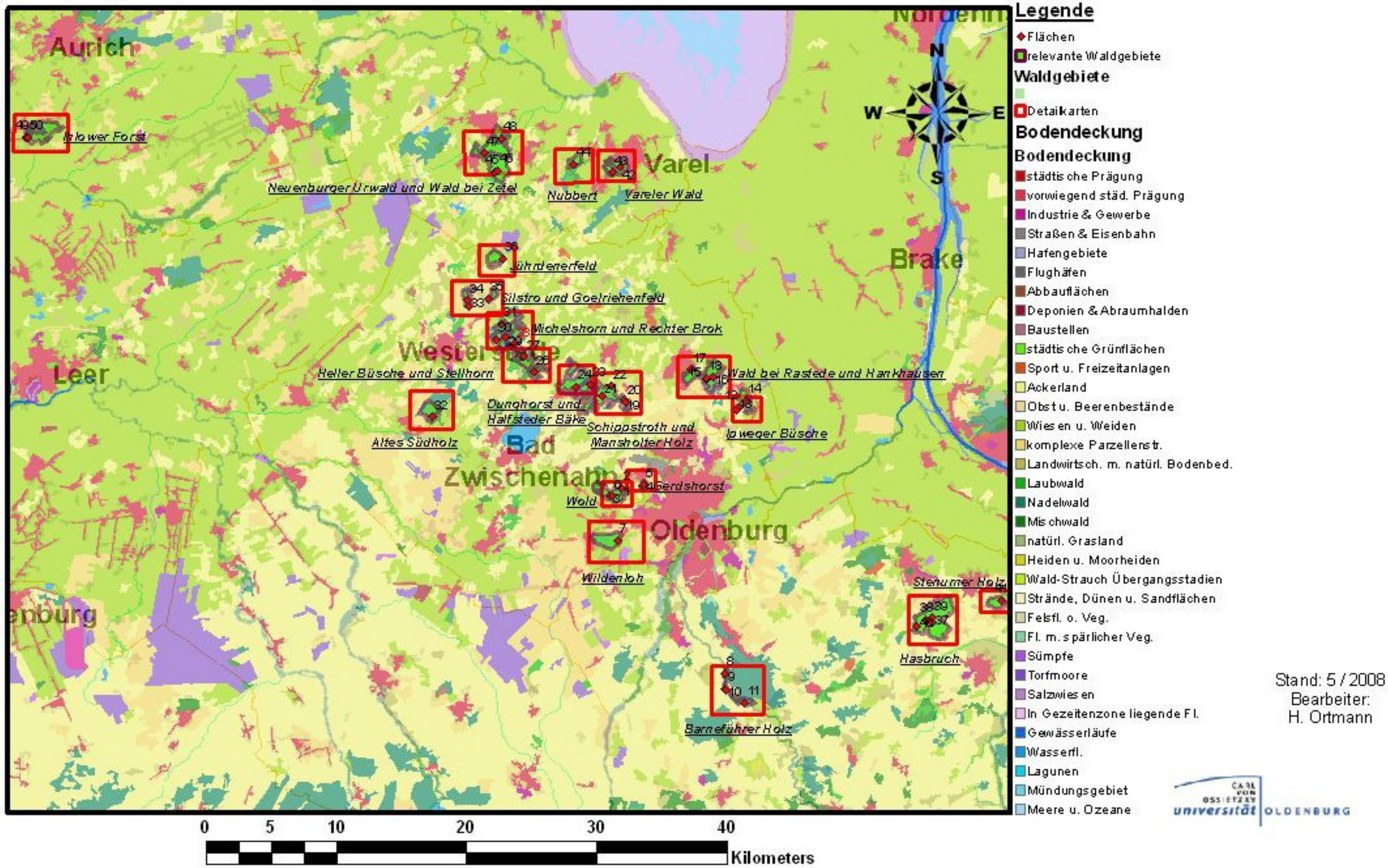
Tab. A8: Vegetationstabelle des Carici remotae-Fraxinetum geordnet nach den Reaktionszahlen nach ELLENBERG et al. (1992).

Schicht		Stetigkeit(%)	R	N												
	Nr.				28	26	38	2	27	50	29	20	14	16	13	12	15
	Gesellschaft				Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum
	Fundort				Rechter Brok	Heller Büsche	Hasbruch	Wold	Stellhorn	Ihlower Forst	Michelshorn	Schippstroth	Funchsbüsche	Hankhausen	Ippweger Büsche	Ippweger Büsche	Hankhausen
	Größe				130	130	144	120	140	160	130	180	108	190	140	144	120
	Höhe über N.N.				10	10			10	2,5	7,5	12,5	5	15	15		10
	Humusform				L-Mull	L-Mull	L-Mull	mullartiger Moder	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull	L-Mull
	Biotoptypen in der Umgebung				WMT/WLT/WJN/WEQ	WEQ/GMF	DWF/FBN/WJN	WLT/WQL/OVS/TFK	GMF/WEQ/WCR	FBN/WEQ	WZF/WEQ/WXP	WCA/WCE/WEQ	WEQ/WLT/WZF/STG/WMT	GMF/WXH/FBN/	WEQ/WZF/GMF	WZF/WEQ/FGR	DWF/FBN/WEQ
	(n. Drachenfels)				WXP/WZK/FGZ/DWS	OVS/WZF	WLT/WCA/WMT	WEQ/FGZ/FGR/GMF	WZF/DWF/FGZ	WLT/DWS	FBN/GMF/DWL	WMT	GMF/WCR/FBN/DWF	WEQ/WZF/DWS	FGR/ODP	DWF/GMF	WMT/WZF
	Baumschicht Deckung(%)/Höhe(m)				65/30	70/20	70/20	80/25	65/25	50/20	70/25	65/25	75/25	70/25	65/20	65/25	65/25
	Strauchschicht D. (%) / H. (m)				_20/7	_3/5	_30/7	_7/5	_20/5	50/7	_30/7	70/7	_8/5	_5/5	_4/4	_4/4	_5/5
	Krautschicht D. (%) / H. (m)				80/0.7	90/0.7	70/0.7	80/0.4	80/0.7	100/1	80/0.7	70/1	90/1	100/1	100/1	95/0.7	100/1
	Moosschicht D. (%) / H. (m)				5/0.05	20/0.05	50/0.05	2/0.05	10/0.05	30/0.05	10/0.05	50/0.05	10/0.05	5/0.05	5/0.05	35/0.05	<1/0,05
	Arten auf N-armen Standorten																
B	Betula pubescens	7,69	3	3	2a												
	Arten auf N-reichen Standorten																
B	Fraxinus excelsior	100	7	7	2m	2b	2b	2a	4	3	4	3	4	4	3	2b	3
B	Acer pseudoplatanus	23,08		7		2a											
B	Ulmus laevis **3**	15,38	7	7			2b							2a			
	indifferente Arten																
B	Alnus glutinosa	92,31	6		3	3	3		2a	2a	2a	2b	2a	2a	3	3	2a
B	Fagus sylvatica	38,46			2a			2b									
B	Corylus avellana	23,08									2m						
B	Carpinus betulus	23,08						2a									
B	Quercus robur	7,69									2m						
	Arten auf übermäßig N-reichen Standorten																
S	Urtica dioica	76,92	7	9										r			
	Arten auf N-reichen Standorten																
S	Humulus lupulus	7,69	6	8						1							
S	Fraxinus excelsior	100	7	7		2m	2b			3			2a	2m	1		2a
S	Acer pseudoplatanus	23,08		7			2m			2m				r			
S	Ulmus laevis **3**	15,38	7	7				1						2m			
	Andere Nitrophyten																
S	Dactylis glomerata	7,69		6									+				
	Arten auf mäßig N-reichen Standorten																
S	Lonicera periclymenum	61,54	3	4						1		r					
S	Milium effusum	76,92	5	5									2m		2m		
S	Euonymus europaea	7,69	8	5									+				
S	Athyrium filix femina	92,31		6									+		+		
	indifferente Arten																
S	Alnus glutinosa	92,31	6		2m		2m					r			2m		
S	Crataegus laevigata	38,46	7								2m	2m				2m	
S	Fagus sylvatica	38,46			2m		2m	2a		2m			r				
S	Carpinus betulus	23,08			2b		2m										
S	Corylus avellana	23,08							2b		3	4					
S	Frangula alnus	7,69	2													r	
S	Sorbus aucuparia	7,69	4									r					
	Arten auf N-armen Standorten																
K	Deschampsia cespitosa	92,31		3	2a	2a	1	1	2a	1	2b	2a	1	2a		2a	r
K	Equisetum arvense	7,69		3		r							+				
K	Dryopteris carthusiana	23,08	4	3		+			+		+						
K	Maianthemum bifolium	23,08	3	3		1			+		r						
K	Cirsium palustre	30,77	4	3	+	r	r							+			
	Arten auf übermäßig N-reichen Standorten																
K	Urtica dioica	76,92	7	9	+	1			1	1	1	1	1	2m	+		2a
K	Carduus crispus	23,08	7	9			r							r			
	Arten auf N-reichen Standorten																
K	Galium aparine	53,85	6	8					+	1	+		2m	2m	+		2m
K	Humulus lupulus	7,69	6	8						1							
K	Adoxa moschatellina	7,69	7	8			1										
K	Cirsium vulgare	7,69	7	8							r						
K	Taraxacum officinale	7,69		8									+				
K	Aegopodium podagraria	7,69	7	8										1			
K	Fraxinus excelsior juv.	92,31	7	7	1	1	1	2m	+	1	1	1	1	1	1	2m	
K	Geum urbanum	92,31		7	1	1	+		1	1	2m	+	+	+	1		+
K	Circaea lutetiana	76,92	7	7	2m	1			1	2a	2m	2m	1	1	2a	2m	
K	Dryopteris dilatata	76,92		7	1	1	r		+	r	1	r	r	r	+	+	
K	Stachys sylvatica	61,54	7	7	+		1		1		+		2m	1	2a	2a	
K	Primula elatior **(3F)**	61,54	7	7			1	+	1		+	1	1		1	1	
K	Geranium robertianum	53,85		7		2m			1	+	2a	+			1	2m	
K	Poa trivialis	53,85		7					2m			2m	2a	2a	2m	2m	2a
K	Acer pseudoplatanus juv.	53,85		7		+	+	2m	r	1				1			+
K	Ranunculus repens	53,85		7		1			1			2a	1	1		2m	1
K	Glechoma hederacea	46,15		7			2m						2m	2m	1	2m	1
K	Ranunculus ficaria	38,46	7	7				2m	1			1			2m	2a	
K	Phalaris arundinacea	30,77	7	7					+			r			+		+
K	Lysimachia nemorum **(VF)**	23,08	7	7		1			1			r					
K	Galeopsis tetrahit	15,38		7										r		+	
K	Rumex sanguineus	15,38	7	7					+						+		
K	Ulmus laevis juv. **3**	15,38	7	7				1						1			
K	Stellaria nemorum	7,69	5	7													3
K	Rubus caesius	7,69	8	7								+					
K	Iris pseudacorus	7,69		7								+					
K	Phleum pratense	7,69		7											+		
K	Pulmonaria obscura **(3F)**	7,69	8	7			1										
	Andere Nitrophyten																
K	Rubus idaeus	61,54		6	+	1	+			1			1	+	+	r	
K	Rubus fruticosus coll.	46,15			1		+					+			1	1	r
K	Dactylis glomerata	7,69		6									+				
	Arten auf mäßig N-reichen Standorten																
K	Galium palustre	69,23		4	1	1	+		1	1	+	1		2m			1
K	Lonicera periclymenum	61,54	3	4	2m		1			2m	1	+	r		+	+	
K	Juncus effusus	46,15	3	4	1	+			+					1	1	1	
K	Polygonatum multiflorum	46,15	6	4		1		2m	+		r	+	+				
K	Convallaria majalis	15,38		4					+		1						
K	Equisetum sylvaticum **(V)**	7,69	5	4			1										
K	Cardamine amara	7,69	6	4								1					
K	Lotus pedunculatus	7,69	6	4										+			
K	Phyteuma nigrum **V (3F)**	7,69	5	4											1		
K	Scirpus sylvaticus	7,69	4	4						2b							
K	Stellaria holostea	84,62	6	5		1	1	r	1		1	1	2m	2m	1	2m	1
K	Milium effusum	76,92	5	5		1	+	1	1		1	1	2m	+	2m	1	
K	Filipendula ulmaria	69,23		5	2m	1	2a		1		2m	1	1		2a	1	
K	Galeobdolon luteum	61,54	7	5		2m	2a	2m	2m		1		1	+			1
K	Agrostis stolonifera	46,15		5			+		1				2m	2m	2m		2m
K	Carex sylvatica	46,15	6	5	+		1	2m	+						2m	+	
K	Chrysosplenium oppositifolium **(V)**	46,15	5	5		2m			+			2a			2m	+	1
K	Corylus avellana juv.	38,46		5	1	r			+		+	1					
K	Chrysosplenium alternifolium **(V)**	30,77	7	5			2m		1			1					2m
K	Ribes nigrum	23,08	6	5		+			1	2a							
K	Valeriana officinalis	23,08	7	5	1	1											r
K	Galium odoratum	15,38	6	5		1			1								
K	Euonymus europaea juv.	15,38	8	5											1	1	
K	Calamagrostis canescens	15,38	6	5			+				1						
K	Holcus lanatus	7,69		5										1			
K	Athyrium filix femina	92,31		6	1	r	1		+	2a	+	1	1	2a	1	1	+
K	Oxalis acetosella	76,92	4	6	1	2m		1	1	1	1	2m	+	2m			1
K	Ajuga reptans	76,92	6	6	1	2m		1	1	1	2m	2m		+	1	1	
K	Brachypodium sylvaticum	61,54	6	6	1		2m	r	2m			1	2m		+	2m	
K	Crepis paludosa	53,85	8	6		1	1	1			+	1	+		1		
K	Impatiens noli-tangere	46,15	7	6	+	1			r		1	1		2m			
K	Crataegus laevigata	38,46	7	6		+	r				+	1					
K	Viola reichenbachiana	38,46	7	6	1	+		2m	1		1						
K	Ribes rubrum	38,46	6	6	+	1			+		1	+					
K	Scutellaria galericulata	23,08	7	6	+	+					+						
K	Festuca gigantea	23,08	6	6					1			r				1	
K	Melica uniflora	15,38	6	6		2a			1								
K	Veronica montana **(VF)**	15,38	5	6					2m			2m					
K	Sanicula europaea **(3F)**	15,38	8	6				1				r					
K	Calamagrostis epigejos	15,38		6									2m		2m		
	indifferente Arten																
K	Anemone nemorosa	92,31			1	2m	2m	4	2m		2m	3	2a	2a	2a	3	2a
K	Cardamine pratensis	61,54			1		1	+	1		1	1	r	+			
K	Carex remota	53,85			2b	1			2a		+	+		r	1		
K	Platanthera chlorantha **3 (2F)**	46,15	7				+	+	1		+	1				r	
K	Ranunculus auricomus agg. **V (3F)**	46,15	7					1			+	1	1		1	2m	
K	Fagus sylvatica juv.	46,15			+		+	1				r	1				r
K	Alnus glutinosa juv.	38,46	6		+	+	+				1						r
K	Quercus robur juv.	23,08			+	+							+				
K	Carpinus betulus juv.	23,08					+		+							+	
K	Lysimachia vulgaris	15,38			+	1											
K	Mentha aquatica	7,69				+											
K	Sorbus aucuparia juv.	7,69	4									r					
K	Hedera helix	7,69										2m					
			Ø 6.03	Ø 5.91													
	94 Arten																
	Ø Reaktionszahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.				5,88	5,92	6,24	6,53	6,34	5,72	6,15	6,29	6,2	6,06	6,19	6,06	6,09
	Ø Stickstoffzahl (Ellenberg) pro Fläche in der Krauts.				5,67	5,49	5,69	5,71	5,8	6,32	5,72	5,97	6	6,2	6,16	5,96	6,05
	Artenzahl/Fläche	Ø 34.77			34	43	36	24	49	21	39	46	33	34	36	34	23
	N = Stickstoffzahl o Nährstoffzeiger																
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= 7-9)																
	• relevante Nitrophyten (nicht waldtypisch, Ell.:N= <7)																
	Deckung der Nitrophyten in der K.(%)				<1 (I)	3.3 (II)	4.3 (II)	0 (I)	6.25 (III)	3 (II)	12.5 (IV)	8.6 (III)	17.8 (V)	19 (V)	5 (II)	9.5 (III)	23 (VI)
	Anzahl der Nitrophyten in der K. (% von Gesamtz.)				6.25 (III)	7 (III)	8.3 (III)	0 (I)	10.2 (III)	26.3 (VI)	13.2 (IV)	8.9 (III)	18.75 (V)	18.2 (V)	17.1 (V)	12.9 (IV)	21.7 (VI)
	Anzahl der Nitrophyten in der K.				2 (III)	3 (IV)	3 (IV)	0 (I)	5 (V)	5 (V)	5 (V)	4 (IV)	6 (V)	6 (V)	6 (V)	4 (IV)	5 (V)
	Anzahl anderer Nitrophyten in der K. (Ellenb. N= <7)				2 (III)	1(II)	2 (III)	0 (I)	0 (I)	1 (II)	0 (I)	1 (II)	2 (III)	1 (II)	2 (III)	2 (III)	1 (II)
	Deckung der Nitrophyten in der S.(%)				0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)	0 (I)
	Grad der Eutrophierung (n.Buchwald)				**2,1**	**2,6**	**2,7**	**1**	**3**	**3,4**	**3,6**	**2,9**	**4,3**	**4,2**	**3,3**	**3,2**	**4,8**
	R = Reakrionszahl bzw. Säure o. Basenzeiger																
	• Starksäurezeiger - Säurezeiger (R = 1-3)	5															

Konzentration von Arten die auf stickstoffarmen Standorten wachsen (N = 3/ Deckung 1+1 = oder >)
Konzentration von Arten die auf übermäßig stickstoffreichen Standorten wachsen (N = 9 / 1>)
Konzentration von Arten die auf stickstoffreichen Standorten wachsen (N = 7 – 8 / Deckung 10%>)

Tab. A9: Vegetationstabelle des Carici remotae-Fraxinetum geordnet nach den Stickstoffzahlen nach ELLENBERG et al. (1992).

Übersichtskarte der Untersuchungsflächen



Legende

- Flächen
- relevante Waldgebiete

Waldgebiete

- Detailkarten

Bodendeckung

Bodendeckung

- städtische Prägung
- vorwiegend städ. Prägung
- Industrie & Gewerbe
- Straßen & Eisenbahn
- Hafengebiete
- Flughäfen
- Abbauflächen
- Deponien & Abraumhalden
- Baustellen
- städtische Grünflächen
- Sport u. Freizeitanlagen
- Ackerland
- Obst u. Beerenbestände
- Wiesen u. Weiden
- komplexe Parzellenstr.
- Landwirtsch. m. natürl. Bodenbed.
- Laubwald
- Nadelwald
- Mischwald
- natürl. Grasland
- Heiden u. Moorheiden
- Wald-Strauch Übergangsstadien
- Strände, Dünen u. Sandflächen
- Felsfl. o. Veg.
- Fl. m. spärlicher Veg.
- Sümpfe
- Torfmoore
- Salzwiesen
- In Gezeitenzone liegende Fl.
- Gewässerläufe
- Wasserfl.
- Lagunen
- Mündungsgebiet
- Meere u. Ozeane

Stand: 5 / 2008
Bearbeiter:
H. Ortmann

Carl von Ossietzky universität Oldenburg

Abb. A1: Lage der Untersuchungsflächen im Weser-Ems-Gebiet.