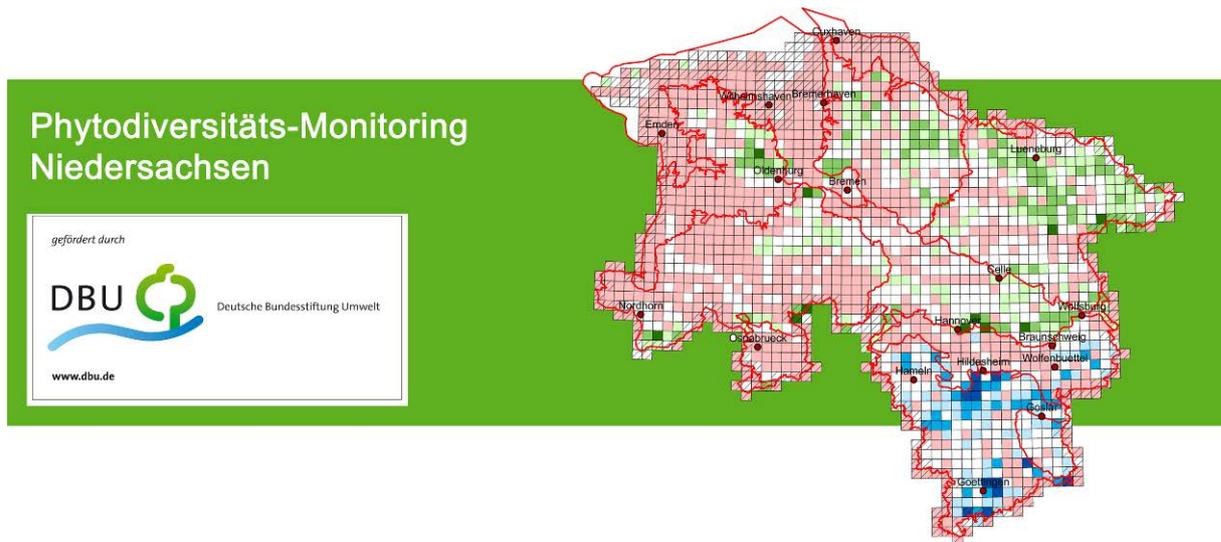


Identifizierung von Indikatorartengruppen für ein Biodiversitäts-Monitoring zur Bewertung von Grünland- und Waldlebensräumen



Aktenzeichen: DBU 26752

Projektleiterin: Dr. Heike Culmsee, Georg-August Universität Göttingen

Projektpartner: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Geschäftsbereich Naturschutz, Aufgabenbereich Tier- und Pflanzenartenschutz;
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA), Abteilung Waldwachstum, Sachgebiet Waldnaturschutz und Naturwald

Referent: Dr. Reinhard Stock (Deutsche Bundesstiftung Umwelt)

Verfasser: Dr. Heike Culmsee, Inga Schmiedel, Jan Hendrik Moos,
Dr. Annemarie Schacherer, Dr. Marcus Schmidt, Dr. Peter Meyer

Projektbeginn: 01.01.2009

Laufzeit: 30 Monate

Göttingen, Hannover und Osnabrück, den 08.11.2011

06/02 Projektkennblatt		der Deutschen Bundesstiftung Umwelt			
Az	26752	Referat	33	Fördersumme	78.069 €
Antragstitel		Identifizierung von Indikatorartengruppen für ein Biodiversitäts-Monitoring zur Bewertung von Grünland- und Waldlebensräumen			
Stichworte		Naturschutz, Monitoring, Biodiversität, Phytodiversität, Pflanzenartenerfassungsprogramm, Gefäßpflanzen, gefährdete Arten, Indikatorarten, Wald, Grünland, Kulturgrasland, Hemerobie, Naturnähe, Natürlichkeitsbewertung, Standort, GIS, Landschaftsinformationen, Rasterdaten, Niedersachsen			
Laufzeit		Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)	
30 Monate		01.01.2009	30.06.2011	1	
Zwischenbericht 1		01.08.2009			
Zwischenbericht 2		31.05.2010			
Abschlussbericht		08.11.2011			
Bewilligungsempfänger		Georg-August-Universität Göttingen Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften Untere Karspüle 2 37073 Göttingen		Tel -- Fax -- Projektleitung Dr. Heike Culmsee Bearbeiter Inga Schmiedel, Jan Hendrik Moos, Dr. Heike Culmsee	
Kooperationspartner		Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Geschäftsbereich Naturschutz, Aufgabenbereich Tier- und Pflanzenartenschutz: Dr. Annemarie Schacherer Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA), Abteilung Waldwachstum, Sachgebiet Waldnaturschutz und Naturwald: Dr. Marcus Schmidt, Dr. Peter Meyer			
<i>Zielsetzung und Anlass des Vorhabens</i>					
<p>Seltene und gefährdete Pflanzenarten und Biotoptypen sind integraler Bestandteil unseres nationalen Naturerbes. Ihre fortlaufende Beobachtung, die Bewertung ihres Erhaltungszustandes und das Verständnis von räumlichen Verbreitungsmustern sowie von Mechanismen, die zur Veränderung von Artenvorkommen und Habitaten führen, sind Grundvoraussetzung für effektive Schutzmaßnahmen.</p> <p>Zielstellung des DBU-Projektes 26752 zur Thematik „Monitoring im Naturschutz“ war es daher, Analyse- und Bewertungsmethoden für ausgewählte Fragestellungen des Naturschutzes zu entwickeln. Diese sollten auf überregionaler Ebene angewendet werden können und somit dazu beitragen, die Präzision der Bewertung von Phytodiversität auf Landschaftsebene zu erhöhen. Für die großflächig naturschutzrelevanten Lebensräume Wald und Kulturgrasland sollten Monitoring-Werkzeuge entwickelt werden, mit denen Zentren der Phytodiversität und des erhöhten Vorkommens seltener und gefährdeter Pflanzenarten und Biotope sowie naturnaher Waldgebiete großräumig identifiziert und Diversitätsveränderungen erkannt werden können.</p> <p>In den Ländern der Bundesrepublik Deutschland laufen seit mehreren Jahrzehnten Programme zur Erfassung von Gefäßpflanzenarten. Sie werden flächendeckend und häufig mit großem Engagement von ehrenamtlichen Meldern durchgeführt und folgen einer jeweils konsistenten Methodik. Damit bilden sie eine hervorragende Datengrundlage für an weitergehende naturschutzfachliche Fragestellungen orientierte Auswertungen und für die Ableitung von Bewertungssystemen.</p> <p>Die Entwicklung von Monitoring-Werkzeugen erfolgte anhand des im bundesweiten Vergleich vorbildlichen Rasterdatensatzes des Niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogramms.</p> <p>Im Folgenden werden Methoden, Analyseverfahren und Bewertungsschemata zu fünf Themen vorgestellt:</p>					

1. Identifizierung von Zentren der Phytodiversität und des erhöhten Vorkommens seltener und gefährdeter Gefäßpflanzenarten in Niedersachsen;
2. Die Effektivität von Schutzgebieten für den Artenschutz im niedersächsischen Tiefland;
3. Prognose der Verbreitung von NATURA 2000 Wald-Habitattypen in Niedersachsen: Identifizierung von Indikatorartengruppen, Effektivitäts-Überprüfung der Methode und Diskussion ihrer Bedeutung für die Einrichtung von Schutzgebietsnetzen;
4. Identifizierung von Indikatorartengruppen des Feuchtgrünlands, mit einer detaillierten Überprüfung in ausgewählten Landschaftsausschnitten des Weser-Aller-Flachlandes im niedersächsischen Tiefland;
5. Methoden zur großräumigen Analyse des Natürlichkeitsgrads von Landschaften, insbesondere in Hinblick auf unzerschnittene Waldgebiete, und ihr Einfluss auf das Vorkommen von ausgewählten Artengruppen in Niedersachsen.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Die Bewertungssysteme wurden für das Bundesland Niedersachsen entwickelt und erprobt.

Durch das Niedersächsische Pflanzenartenerfassungsprogramm wird seit 1982 mit konsistenter Methodik die Verbreitung von Gefäßpflanzen landesweit auf Messtischblatt-Quadranten- (MTB-Quadranten, Florenliste) bzw. Minutenfeld-Ebene (Rote Liste, RL) erhoben. Dem Projekt stand dieser überregionale floristische Datensatz des Zeitraums 1982-2003 zur Verfügung (Verbreitungsdaten von rund 1800 Gefäßpflanzen-Taxa, davon 643 Rote Liste-Arten; NLWKN, Stand 15.12.2008).

Die Themen der Phytodiversitätsmuster, der Prognose von naturschutzfachlich wertvollen Wald-Habitattypen und dem Natürlichkeitsgrad von Landschaften wurden landesweit auf MTB-Quadranten-Ebene bearbeitet. Die Effektivität von Schutzgebieten für den Schutz von RL-Arten wurde für das niedersächsische Tiefland auf Minutenfeldebene untersucht. Detaillierte Geländeuntersuchungen des Feuchtgrünlandes bezogen sich auf neun Quadranten im Weser-Aller-Flachland.

Für Fragestellungen zu Wald-Ökosystemen wurde die Waldbindung der Arten berücksichtigt.

Die verwendeten Grundlagendaten umfassten außerdem Vegetationsaufnahmen aus Wald- und Grünlandlebensräumen sowie landesweite digitale Raumdaten zur Schutzgebietskulisse, zu historisch alten Waldstandorten, das DLM/ATKIS, die Bodenübersichtskarte (BÜK50) und Klimadaten.

Phytodiversitätsmuster-Analysen (Häufigkeitsverteilungen, Verbreitungsschwerpunkte) wurden für die Gefäßpflanzengruppen der indigenen Arten, Archäophyten, Neophyten und Rote-Liste-Arten durchgeführt. Eine differenzierte Analyse der Hotspots der Rote-Liste-Wald-Arten erfolgte getrennt für Küste/Tiefland und Berg-/Hügelland.

Die Bewertung der *Effektivität von Schutzgebieten* für den Schutz von Rote-Liste-Arten bzw. Rote-Liste-Waldarten wurde am Beispiel der fünf Großregionen bzw. 41 naturräumlichen Haupteinheiten des niedersächsischen Tieflandes entwickelt. Die auf Minutenfeld-Ebene ermittelten Hotspots der Rote-Liste-Arten bzw. der Rote-Liste-Waldarten wurden in Beziehung zur Schutzgebietskulisse (NSG, FFH-Gebiete) gesetzt und ihre räumliche Abhängigkeit mit Hilfe von Generalisierten Linearen Modellen (GLM) untersucht.

Die *Prognose der Verbreitung der NATURA 2000-Waldlebensraumtypen* basierte auf einer Übersicht der in Niedersachsen vorkommenden Wald-Habitattypen (5365 Vegetationsaufnahmen), für die Indikatorarten anhand der Kriterien Lebensform, Waldbindung und Treuegrad ermittelt wurden. Bisher bekannte Vorkommen der Waldtypen wurden anhand von Literatur und Bitoptypenkartierungen ermittelt. Die Vorkommen wurden mit Indikatorarten-Verbreitungsmodellen abgeglichen (logistische Regression). Selektiv wurden dann für ausgewählte MTB-Quadranten des niedersächsischen Hügellandes die prognostizierten, aber bis dahin unbekanntes Vorkommen, fünf ausgewählter NATURA 2000-Habitattypen in Geländebegehungen überprüft.

Bei der Entwicklung von *Indikatorarten-Systemen für naturschutzfachlich bedeutsames Kulturgrasland* lag der Fokus auf Feuchtgrünland. Hotspots der Pfeifengraswiesen (Molinion) wurden anhand der Verbreitung von Indikatorarten identifiziert. Es folgte eine selektive Detailuntersuchung der Feuchtgrünländer in neun Hotspot-Quadranten im Weser-Aller-Flachland. Hier wurde anhand von 80 Vegetationsaufnahmen eine Bewertung durchgeführt.

Zur *Bewertung der Natürlichkeit der Landschaft* wurden verschiedene Landschaftsstrukturmaße (Fragmentierungsgrad, Flächenanteile verschiedener Landnutzungsklassen) und abiotische Parameter herangezogen. Die räumliche Abhängigkeit der Diversität verschiedener Gefäßpflanzenartengruppen (Rote-Liste-Waldarten, Neophyten) von Landschaftsmaßen wurde mit multivariaten statistischen Verfahren ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Eine Methode zur Überprüfung der *Effektivität von Schutzgebieten* für den Schutz von seltenen und gefährdeten Gefäßpflanzenarten konnte mit hoher räumlicher Auflösung auf Minutenfeldebene und differenziert für die 41 naturräumlichen Haupteinheiten (NHE) des niedersächsischen Tieflandes erfolgreich erprobt werden. Es wurden Hotspots der Rote-Liste-Arten (RL-Arten) bzw. Rote-Liste-Waldarten (RL-Waldarten) identifiziert. In 85% der NHE waren RL-Arten, jedoch nur in 61% der NHE RL-Waldarten durch Naturschutzgebiete (NSG) effektiv geschützt. Die Ausweitung des durch NSG aufgespannten Schutzgebietssystems durch FFH-Gebiete erwies sich für den überwiegenden Teil der NHE als positiv und resultierte in einen effektiven Gebietsschutz von RL-Arten in 95% der NHE bzw. RL-Waldarten in 81% der NHE.

Die hier vorgestellte Methodik und die aus den Analysen resultierenden Erkenntnisse stellen die ersten Daten zur Überprüfung der Effektivität von Schutzgebieten für den Artenschutz für einen größeren Raum in Deutschland dar. Die Einrichtung von Schutzgebieten wurde in der Globalen Strategie zur Erhaltung der Pflanzen zwar als ein zentraler Bestandteil von Strategien zur Verringerung des Biodiversitätsverlustes erkannt, bisher wurde dies jedoch nicht anhand größerer Datensätze überprüft. Die vorgestellte Methodik ist geeignet für die Evaluierung des bestehenden Schutzgebietssystems und für die Ausweisung von Defiziträumen, in denen weitere Anstrengungen zur Ausweisung von Schutzgebieten vorgenommen werden sollten. Die differenzierte Einschätzung der Effektivität von Schutzgebieten für an verschiedene Lebensräume gebundene Artengruppen zeigt auf, dass im niedersächsischen Tiefland insbesondere die Ausweisung weiterer Waldschutzgebiete Priorität erhalten sollte.

Für die *Prognose von NATURA 2000 Wald-Lebensraumtypen* in Niedersachsen wurden zunächst 26 temperate und montane Waldgesellschaften definiert, von denen 17 Gesellschaften 12 FFH-Lebensraumtypen (FFH-LRT) der atlantischen und kontinentalen Zone zugeordnet wurden, darunter die prioritären FFH-LRT Schlucht-, Auen- und Moorwälder. Die naturschutzfachlich bedeutsamen Wald-Habitattypen wurden in der Mehrzahl durch ≥ 3 Indikatorarten gekennzeichnet. Die Wald-Habitattypen konnten auf Grundlage der modellierten und tatsächlich nachgewiesenen Verbreitung drei Verbreitungstypen zugeordnet werden: Typ I, weit verbreitet im niedersächsischen Tief- und Hügelland; Typ II, lineare Verbreitungsmuster in den großen Stromtälern; Typ III, Vorkommen auf das Hügelland beschränkt. Die Vorhersagewahrscheinlichkeit für Wälder der Typen I und III lag bei 50-90%. Die Prognosewahrscheinlichkeit eines Wald-Habitattypen stieg, je mehr Indikatorarten eine Gesellschaft kennzeichneten und je stärker die Waldbindung der Indikatorarten war. Die Überprüfung der Modelle von fünf Typ III-Gesellschaften führte zu zahlreichen Neufunden, so dass diese Effizienz-Kontrolle des Prognose-Werkzeuges als erfolgreich zu werten ist.

Der Rückgang von schützenswerten Lebensräumen bzw. die Verschlechterung ihres Erhaltungszustandes konnte durch die bisherigen Bemühungen auf europäischer Ebene nicht aufgehalten werden, so dass davon ausgegangen werden kann, dass im Rahmen der EU Biodiversitätsstrategie 2020 in Zukunft besonderes Augenmerk auf die Effektivität, Dichte und Qualitätssicherung des Schutzgebietssystems NATURA 2000 gelegt werden wird. Das hier vorgestellte Prognose-Werkzeug stellt hierfür eine gute Grundlage dar. Aufgrund der guten verfügbaren Datenlage zur Verbreitung der Gefäßpflanzenarten sowohl in Niedersachsen als auch in anderen Bundesländern ist das Instrument für die überregionale, systematische Naturschutzplanung einsetzbar. Vor Biotoptypen-Kartierkampagnen können bisher unterkartierte, aber vielversprechende Räume identifiziert werden. Finanzielle Mittel, die in der Naturschutzpraxis immer begrenzt sind, können somit gezielter eingesetzt werden. Verbreitungslücken im Netzwerk von Schutzgebietssystemen können erkannt und auf dieser Grundlage Biotopverbunds-Maßnahmen zielgerichtet auf die Ausweitung von überregionalen Schutzgebiets-Netzen vorangetrieben werden.

Als problematisch stellten sich bei der Entwicklung eines *Prognose-Werkzeugs für das Vorkommen von Kulturgrasland-Habitattypen* folgende Faktoren heraus: Zum einen waren die Grasland-Habitattypen, im Gegensatz zum Wald, vielfältiger und die pflanzensoziologische Zuordnung schwieriger. Zum anderen konnte nicht auf eine etablierte Grünlandartenliste, wie sie für den Wald vorhanden war, zurückgegriffen werden. Nachdem dies in Voranalysen festgestellt worden war, konzentrierten sich die Arbeiten auf das Kulturgrasland feuchter Standorte mit dem Ziel, den FFH-Lebensraumtyp der artenreichen und stark gefährdeten Pfeifengraswiesen (Molinion, § FFH 6410) in Niedersachsen nachzuweisen. Ein Schwerpunkt der Verbreitung der für die Pfeifengraswiesen ermittelten Indikatorarten zeigte sich im Südosten des niedersächsischen Tieflandes. Auf Grundlage von gezielten Geländeuntersuchungen in neun Raumeinheiten des Weser-Aller-Flachlandes konnten Pfeifengraswiesen jedoch nur in sehr rudimentärer Form nachgewiesen werden. Viele der Indikatorarten wurden in den jeweiligen Untersuchungsräumen nicht mehr auf der Wiese selbst, also in der großflächigen Ausprägung des Vegetationstyps, sondern in kleinflächigen Ersatzbiotopen angetroffen (z.B. Grabenrändern). Die Nachweiswahrscheinlichkeit für den Kulturgrasland-Habitattypen der artenreichen Pfeifengraswiesen ist hier also gering. Das Vorhandensein von verarmtem Kulturgrasland auf Feuchtstandorten

und das Vorhandensein von Indikatorarten in räumlicher Nähe weist jedoch auf ein hohes Renaturierungspotential hin. Möglicherweise ist auch ein Kartierzyklus von 10 bzw. 20 Jahren, auf den sich die verwendeten Artendaten beziehen, zu lang im Verhältnis zu dem massiven Rückgang des artenreichen Feuchtgrünlandes in den letzten Dekaden.

Der *Natürlichkeitsgrad von Landschaften* wurde mittels verschiedener Landschaftsmaße untersucht, die potentiell Rückschlüsse auf den Einfluss des Menschen zulassen. Der Artenreichtum von RL-Waldarten wurde zu \pm gleichen Teilen durch Landschaftsmaße oder Hemerobie-Maße und die abiotische Umwelt erklärt. Dagegen war der Artenreichtum von etablierten Neophyten vornehmlich vom anthropogenen Einfluss abhängig. Eine detaillierte Betrachtung der Bedeutung der einzelnen Hemerobie-Maße zeigte, dass die Diversität der Rote-Liste-Waldarten positiv mit der Kernflächengröße der Wälder (TCA), dem Anteil historisch alter Wälder und der Flächengröße der Wälder korrelierte. Im Gegensatz dazu wurde für etablierte Neophyten eine starke positive Korrelation mit Siedlungs- und Industrieflächen, aber auch mit steigender Landschaftszerschneidung festgestellt.

In den letzten Jahren ist im Waldnaturschutz das Ziel einer naturnahen Waldentwicklung in den Vordergrund gerückt. Die ökosystemare Prozessschutz-Strategie wird als Äquivalent zur Förderung der Wildnis und der Rückführung von ehemaliger Kulturlandschaft in einen wildnisartigen Zustand angesehen. Die vorläufigen Ergebnisse zur Naturnähe-Analyse von Wäldern im Landschaftskontext weisen auf Indikatoren auf Art- und Landschaftsebene hin, die in einem zu entwickelnden Naturnähe-Monitoring auf DBU Naturerbeflächen Berücksichtigung finden sollten.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Die Ergebnisse liegen bereits als Veröffentlichungen vor oder werden noch zur Veröffentlichung eingereicht. Sobald weitere Publikationen vorliegen, werden sie über das Bibliotheks-System der Deutschen Bundesstiftung Umwelt bekannt gemacht.

In einem Workshop am 19. Mai 2011 in Göttingen wurden die Fragestellungen, Methoden und Ergebnisse zum Thema der Bewertung von Wald-Lebensräumen vorgestellt. Die Übertragbarkeit und Umsetzungsmöglichkeiten wurden in einem Kreis von ca. 20 Teilnehmern aus den Artenerfassungsprogrammen und Forsteinrichtungen (Naturschutzplanung) von sieben Bundesländern diskutiert. Die Pflanzen-Erfassungsprogramme der Länder arbeiten zwar jeweils mit unterschiedlicher Methodik, die Abdeckung und Erfassungsqualität von Rote-Liste-Arten ist jedoch vergleichbar mit der Niedersachsens, so dass die im Rahmen des Projektes erarbeiteten Methoden auf andere Bundesländer übertragen werden könnten. Von Seiten des Waldnaturschutzes bestand prinzipiell Interesse, durch unser Projekt diskutierte Ansätze aufzugreifen.

Die Projektergebnisse wurden auf Fachtagungen vorgestellt. Es ist geplant, die Projektergebnisse auch dem Kreis der ehrenamtlichen Melder des Niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogramms während des Kartierertreffens im Frühjahr 2012 vorzustellen.

Fazit

Die vorgestellten Werkzeuge zur Prognose des Vorkommens schützenswerter Biotope, zur Identifizierung von Hotspots der Rote-Liste-Arten und zur kritischen Überprüfung der Effektivität von Schutzgebieten wurden mit dem Fokus des Waldnaturschutzes entwickelt und hierfür auch als geeignet befunden. Die Ergebnisse zur Naturnähe von Wäldern bieten Ansätze für die Entwicklung eines Naturnähe-Monitorings auf DBU Naturerbe-Flächen, für die das Leitbild einer naturnahen Waldentwicklung und Wildnis formuliert wurde. Die vorgestellten Werkzeuge des Biodiversitäts-Monitorings sind zukunftsträchtig, da sie langfristig mit gleichen Methoden und Mitteln über die Projektlaufzeit hinaus fortgesetzt bzw. wiederholt werden können. Sie könnten auch für andere Bundesländer angepasst werden. Überregional einsetzbare Monitoring- und Bewertungssysteme für systematische Naturschutzplanung und -evaluierung werden voraussichtlich erhöhte Bedeutung bei der Implementierung der EU-Biodiversitäts-Strategie 2020 erlangen.

Inhaltsverzeichnis

Titelblatt	1
Projektkennblatt	2
Inhaltsverzeichnis	6
Abschlussbericht	8
1. Anlass und Zielsetzungen des Projekts	8
2. Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden	9
2.1. Untersuchungsgebiet.....	9
2.2. Artendaten	10
2.3. Verwendete Grundlagendaten.....	11
2.4. Arbeitsschritte und verwendete Methoden	13
2.4.1 Phytodiversitäts-Muster und Hotspot-Analyse.....	13
2.4.2 Effektivität von Schutzgebieten für den Gefäßpflanzen-Artenschutz.....	14
2.4.3 Prognoseinstrument für schützenswerte Waldhabitattypen	14
2.4.4 Grünland-Indikatorartengruppen und Überprüfung der Prognose von Pfeifengras-Feuchtgrünländern im Tiefland	15
2.4.5 Landschaftsmaße zur Quantifizierung der Komposition und Konfiguration der niedersächsischen Landschaft.....	16
3. Ergebnisse	19
3.1. Identifizierung von Zentren der Phytodiversität und des erhöhten Vorkommens seltener und gefährdeter Gefäßpflanzenarten in Niedersachsen	19
3.2. Die Effektivität von Schutzgebieten für die Erhaltung seltener und gefährdeter Gefäßpflanzenarten im niedersächsischen Tiefland.....	22
3.3. Prognose von NATURA 2000 Wald-Lebensraumtypen in Niedersachsen: Identifizierung von Indikatorartengruppen und Überprüfung der Methode	26
3.4. Indikatorarten von Feuchtgrünland-Lebensräumen	31
3.5. Natürlichkeitsgrad von Landschaften	34
4. Diskussion	38
5. Öffentlichkeitsarbeit	42
6. Fazit	42
7. Literaturangaben	43

Anlagen

Anlage 1

Schmiedel, I., Schacherer, A., Hauck, M., Schmidt, M. & Culmsee, H. (2011) Verbreitungsmuster der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen unter Berücksichtigung ihres Einbürgerungsstatus und ihrer Gefährdungssituation. *Tuexenia*, 31: 211-226.

Anlage 2

Schmidt, M., Kriebitzsch, W.-U. & Ewald, J. (Red.) Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. BfN-Skripten, 299: 111 S.

Darin enthaltene projektbezogene Publikationen:

Schmidt, M., Culmsee, H., Boch, S., Heinken, T., Müller, J. & Schmiedel, I. (2011) Anwendungsmöglichkeiten von Waldartenlisten für Gefäßpflanzen, Moose und Flechten. BfN-Skripten, 299: 25-45.

Schmidt, M., Ewald, J., Kriebitzsch, W.U., Heinken, T., Schmidt, W., Abs, C., Bergmeier, E. Brand, J., Culmsee, H., Denner, M., Diekmann, M., Dierschke, H., Ebrecht, L., Ellenberg, H., Fischer, A., Friedel, A., Golisch, A., Härdtle, W., Kolb, A., Lippert, W., Peppeler-Lisbach, C., Mast, R., Mayer, A., Michiels, H.G., von Oheimb, G., Poppendieck, H.H., Reif, A., Riedel, W., Scheuerer, M., Schmidt, P.A., Schubert, R., Sedling, W., Spangenberg, A., Storch, M., Stöcker, G., Stohr, G., Thiel, H., Urban, R., Wagner, A., Wagner, I., Weckesser, M., Westphal, D.C., Wulf, M., Zacharias, D. & Zerbe, S. (2011) Waldartenliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. BfN-Skripten, 299: 53-74.

Anlage 3

Schmiedel, I., Schmidt, M., Schacherer, A. & Culmsee, H. Die Effektivität von Schutzgebieten für die Erhaltung seltener und gefährdeter Gefäßpflanzenarten im niedersächsischen Tiefland. Unveröffentlichtes Manuskript.

Anlage 4

Culmsee, H., Schmidt, M., Schacherer, A., Schmiedel, I. & Meyer, P. Predicting ecologically valuable forest habitat types by indicator plant species distributions in the state of Lower Saxony, Germany. Unveröffentlichtes Manuskript.

Anlage 5

Culmsee, H., Schmidt, M., Schmiedel, I. & Schacherer, A. Application of the forest vascular plant list to nature conservation in the state of Lower Saxony, Germany. Vegetation databases & spatial analysis, 10th Meeting on Vegetation Databases, Freising, 19-21 September 2011, Book of Abstracts, S. 10.

Anlage 6

Kurzfassung von:

Moos, J.-H. (2011) Zur Verbreitung und Diversität des Feuchtgrünlandes in ausgewählten Landschaftsausschnitten der Aller-Niederung und der Peiner Geest im Niedersächsischen Tiefland. Masterarbeit M.Sc. Biologische Diversität und Ökologie, Universität Göttingen, Mai 2011, 102 S. und Anlagen.

Anlage 7

Materialien zum Natürlichkeitsgrad von Landschaften:

Culmsee, H., Schmiedel, I. & Schacherer, A. (2009) The degree of naturalness on the landscape scale and its implication for the diversity of endangered and neophytic vascular plants in Lower Saxony. 39. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (14.-18.09.2009), Bayreuther Forum für Ökologie, 115: 228.

Schmiedel, I. & Culmsee, H. (2009) Landscape fragmentation and its effect on vascular plant species richness in Lower Saxony. 39. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (14.-18.09.2009), Bayreuther Forum für Ökologie, 115: 233.

Schmiedel, I. & Culmsee, H. Landschaftsmaße zur Quantifizierung der Komposition und Konfiguration der niedersächsischen Landschaft. Arbeitspapier.

Anlage 8

Programm und Teilnehmerliste des Abschluss-Workshops am 19.05.2011 in Göttingen

Abschlussbericht

1 Anlass und Zielsetzungen des Projektes

Seltene und gefährdete Pflanzenarten und Biotoptypen sind integraler Bestandteil unseres nationalen Naturerbes. Ihre fortlaufende Beobachtung, die Bewertung ihres Erhaltungszustandes und das Verständnis von räumlichen Verbreitungsmustern sowie von Mechanismen, die zur Veränderung von Artenvorkommen und Habitaten führen, sind Grundvoraussetzung für effektive Schutzmaßnahmen.

Zielstellung des DBU-Projektes 26752 zur Thematik „Monitoring im Naturschutz“ war es daher, Analyse- und Bewertungsmethoden für ausgewählte Fragestellungen des Naturschutzes zu entwickeln. Diese sollten auf überregionaler Ebene angewendet werden können und somit dazu beitragen, die Präzision der Bewertung von Phytodiversität auf Landschaftsebene zu erhöhen. Für die großflächig naturschutzrelevanten Lebensräume Wald und Kulturgrasland sollten Monitoring-Werkzeuge entwickelt werden, mit denen Zentren der Phytodiversität und des erhöhten Vorkommens seltener und gefährdeter Pflanzenarten und Biotope sowie naturnaher Waldgebiete großräumig identifiziert und Diversitätsveränderungen erkannt werden können.

In den Ländern der Bundesrepublik Deutschland laufen seit mehreren Jahrzehnten Programme zur Erfassung von Gefäßpflanzenarten. Sie werden flächendeckend und häufig mit großem Engagement von ehrenamtlichen Meldern durchgeführt und folgen einer jeweils konsistenten Methodik. Damit bilden sie eine hervorragende Datengrundlage für an weitergehende naturschutzfachliche Fragestellungen orientierte Auswertungen und für die Ableitung von Bewertungssystemen.

Die Entwicklung von Monitoring-Werkzeugen erfolgte anhand des im bundesweiten Vergleich vorbildlichen Rasterdatensatzes des Niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogramms. Im Folgenden werden Methoden, Analyseverfahren und Bewertungsschemata zu fünf Themen vorgestellt:

1. Identifizierung von Zentren der Phytodiversität und des erhöhten Vorkommens seltener und gefährdeter Gefäßpflanzenarten in Niedersachsen;
2. Die Effektivität von Schutzgebieten für den Artenschutz im niedersächsischen Tiefland;
3. Prognose der Verbreitung von NATURA 2000 Wald-Habitattypen in Niedersachsen: Identifizierung von Indikatorartengruppen, Effektivitäts-Überprüfung der Methode und Diskussion ihrer Bedeutung für die Einrichtung von Schutzgebietsnetzen;
4. Identifizierung von Indikatorartengruppen des Feuchtgrünlands, mit einer detaillierten Überprüfung in ausgewählten Landschaftsausschnitten des Weser-Aller-Flachlandes im niedersächsischen Tiefland;
5. Methoden zur großräumigen Analyse des Natürlichkeitsgrads von Landschaften, insbesondere in Hinsicht auf unzerschnittene Waldgebiete, und ihr Einfluss auf das Vorkommen von ausgewählten Artengruppen in Niedersachsen.

2 Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Untersuchungsgebiet war das Land Niedersachsen, in Teilen wurde auch Bremen berücksichtigt. Das Gebiet ist in die drei Großregionen Küste, Tiefland und Hügelland mit zehn naturräumlichen Hauptregionen gegliedert (Abb. 1, Abgrenzung nach Pilgrim & Franke, 1993). Die Untersuchungen zur Identifizierung von Phytodiversitäts-Hotspots, zur Verbreitung von Wald-Habitattypen und zur Landschaftszerschneidung bezogen sich auf das gesamte Bundesland. Als räumliche Untersuchungseinheiten wurden Messtischblatt-Quadranten (MTB-Quadranten), die Kartiereinheit des Niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogramms, zu Grunde gelegt. Die Untersuchungen zur Effektivität von Schutzgebieten für den Artenschutz dagegen konzentrierten sich auf die fünf Hauptregionen des niedersächsischen Tieflandes, die wiederum in 41 naturräumliche Haupteinheiten untergliedert sind (Abb. 2). Räumliche Untersuchungseinheit war dabei das Minutenfeld (1/15 eines MTB-Quadranten), auf dem Rote-Liste-Arten kartiert werden. Die Voruntersuchungen zur Diversität von Feuchtgrünländern bezogen sich auf MTB-Quadranten des Tieflandes, zur Überprüfung der Methode wurden Geländedaten jedoch nur in ausgewählten Landschaftsausschnitten der Aller-Niederung und der Peiner Geest erhoben.

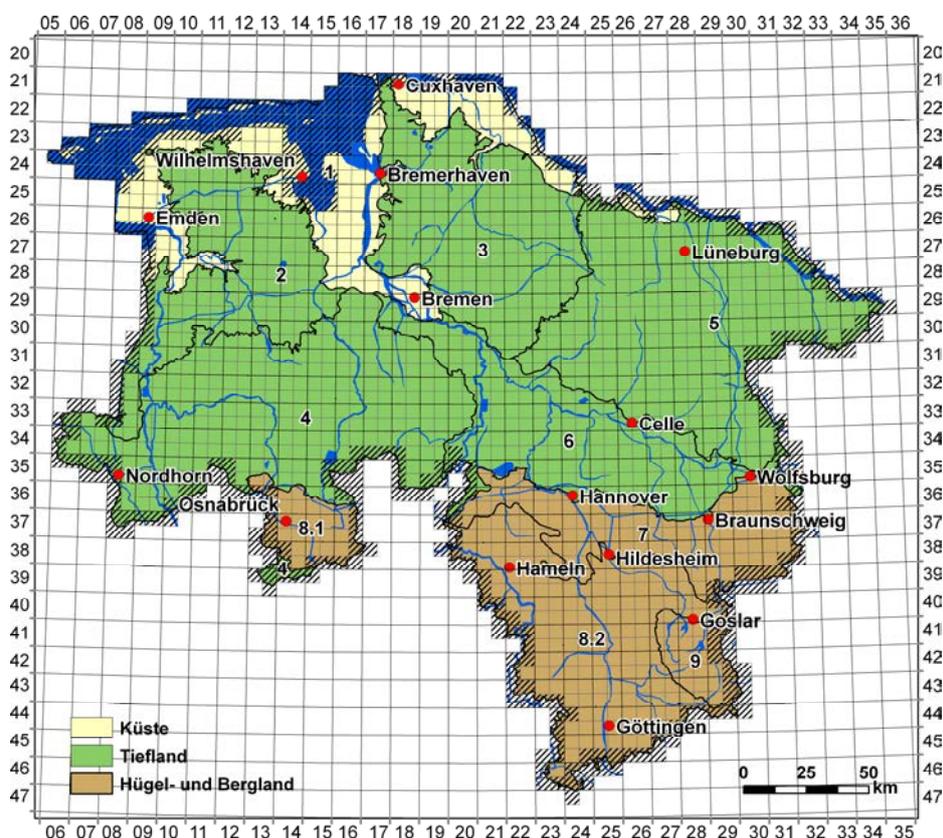


Abb. 1: Das die Gesamtfläche der Bundesländer Niedersachsen und Bremen umfassende Untersuchungsgebiet mit seinen drei naturräumlichen Großregionen Küste, Tiefland und Hügel-/ Bergland. Eine weitere Untergliederung erfolgt in zehn naturräumlichen Hauptregionen (1 = Watten und Marschen, 2 = Ostfriesisch-Oldenburgische Geest, 3 = Stader Geest, 4 = Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung, 5 = Lüneburger Heide und Wendland, 6 = Weser-Aller-Flachland, 7 = Börden, 8.1 = Osnabrücker Hügelland, 8.2 = Weser- und Leinebergland, 9 = Harz). Die 1762 Messtischblatt-Quadranten sind grundlegende Kartiereinheit des Niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogramms (Zahlenangaben am Rand entsprechen der TK25-Basisblatt-Nummer). Schraffierte Quadranten wurden auf einer kleineren Fläche floristisch erfasst, da sie teilweise oder gänzlich im Meer bzw. in angrenzenden Bundesländern liegen.

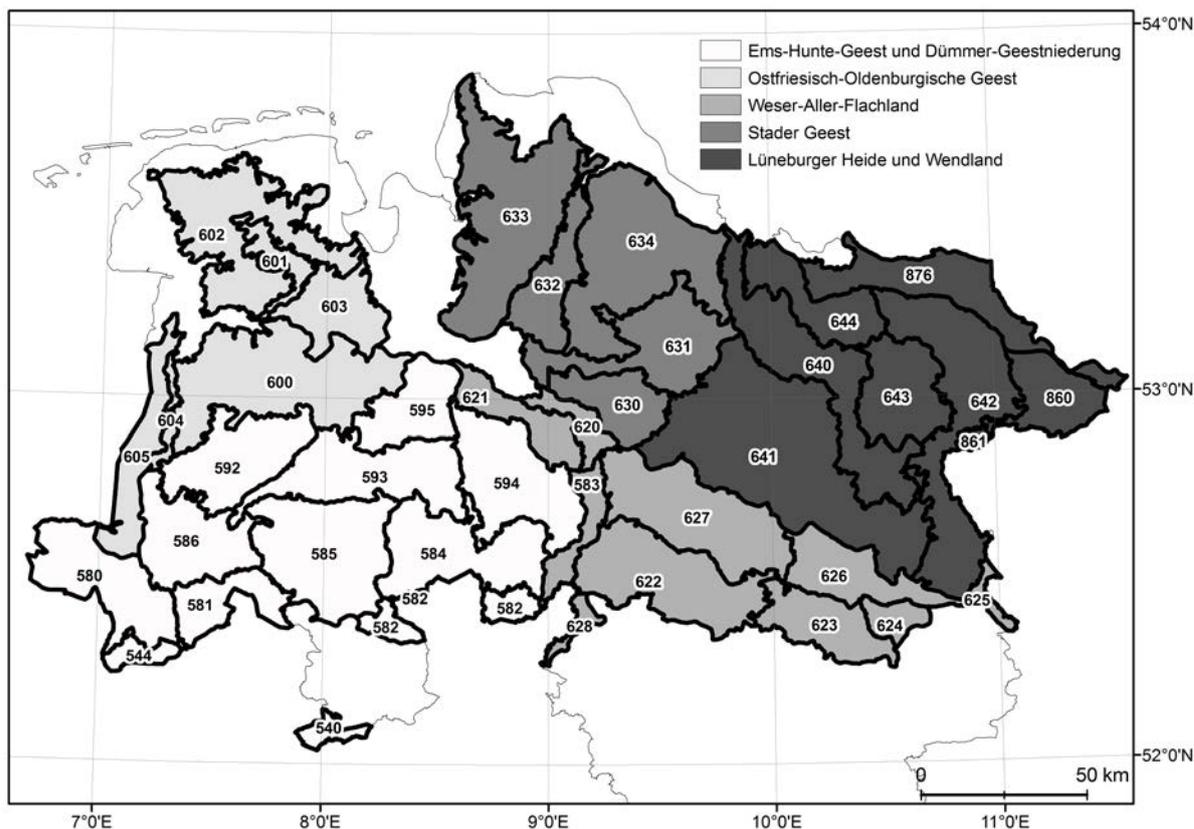


Abb. 2: Die 41 naturräumlichen Haupteinheiten des niedersächsischen Tieflandes (Meynen & Schmithüsen 1953-1962, modifiziert nach Pilgrim & Franke, 1993). Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung (540 = Ostmünsterland, 544 = Westmünsterland, 580 = Nordhorn-Bentheimer Sandgebiet, 581 = Plantlünner Sandebene, 582 = Rahden-Diepenauer Geest, 584 = Diepholzer Moorniederung, 585 = Bersenbrücker Land, 586 = Lingener Land, 592 = Sögeler Geest (Hümmeling), 593 = Cloppenburger Geest, 594 = Syker Geest, 595 = Delmenhorster Geest), Ostfriesisch-Oldenburgische Geest (600 = Hunte-Leda-Moorniederung, 601 = Ostfriesische Zentralmoore, 602 = Ostfriesische Geest, 603 = Oldenburger Geest, 604 = Aschendorfer Emstal, 605 = Bourtanger Moor), Weser-Aller-Flachland (583 = Mittelweser/ Mittleres Wesertal, 620 = Verdener Wesertal, 621 = Thedinghäuser Vorgeest, 622 = Hannoversche Moorgeest, 623 = Burgdorf-Peiner Geestplatten, 624 = Ostbraunschweigisches Flachland, 625 = Drömmling, 626 = Obere Allerniederung, 627 = Untere Aller-Talsandebene, 628 = Loccumer Geest), Stader Geest (630 = Achim-Verdener Geest, 631 = Wümmeniederung, 632 = Hamme-Oste-Niederung, 633 = Wesermünder Geest, 634 = Zevener Geest), Lüneburger Heide und Wendland (640 = Hohe Heide, 641 = Südheide, 642 = Ostheide, 643 = Uelzener und Bevenser Becken, 644 = Luheheide, 860 = Lüchower Niederung, 861 = Jeetzel-Dumme-Lehmplatte und Arendseer Platte, 876 = Untere Mittelalbe-Niederung).

2.2 Artendaten

Verbreitungsdaten der Farn- und Blütenpflanzen Niedersachsens und Bremens werden seit 1982 im Niedersächsischen Pflanzenartenerfassungsprogramm nach konsistenter Methodik erfasst (Schacherer, 2001). Auf MTB-Quadranten-Ebene werden alle Gefäßpflanzenarten aufgenommen, auf Minutenfeld-Ebene die Rote-Liste-Arten. Die Nomenklatur folgt Garve (2004). Die für die vorliegenden Analysen verwendeten Verbreitungsdaten standen in Form einer MS Access Datenbank zur Verfügung und beziehen sich auf den Monitoring-Zeitraum 1982—2003 (Stand 15.12.2008). Eine ausführliche Beschreibung des Grunddatensatzes erfolgt in Anlage 1.

Für einige Analysen wurden nur Rote-Liste-Arten (RL-Arten) berücksichtigt. Die Auswahl der RL-Arten folgte Garve (2004). Es wurde zwischen einer Gesamt-RL (Niedersachsen

und Bremen) und den Roten Listen der Großregionen Küste, Tiefland und Hügelland unterschieden.

Für einige Analysen wurden die Gefäßpflanzenarten nach ihrem floristischen Status gruppiert. Die Zuordnung folgte Garve (2004). Es wurde zwischen indigenen Arten, Archäo- und (etablierten) Neophyten unterschieden.

Für Fragestellungen zu Wald-Ökosystemen wurden Verbreitungsdaten von Waldgefäßpflanzen verwendet. Hierfür wurden die niedersächsischen Florenliste und die Waldgefäßpflanzenliste (Schmidt et al., 2011; Anlage 2) kombiniert und ein Datenbank-Auszug erstellt (Abb. 3).

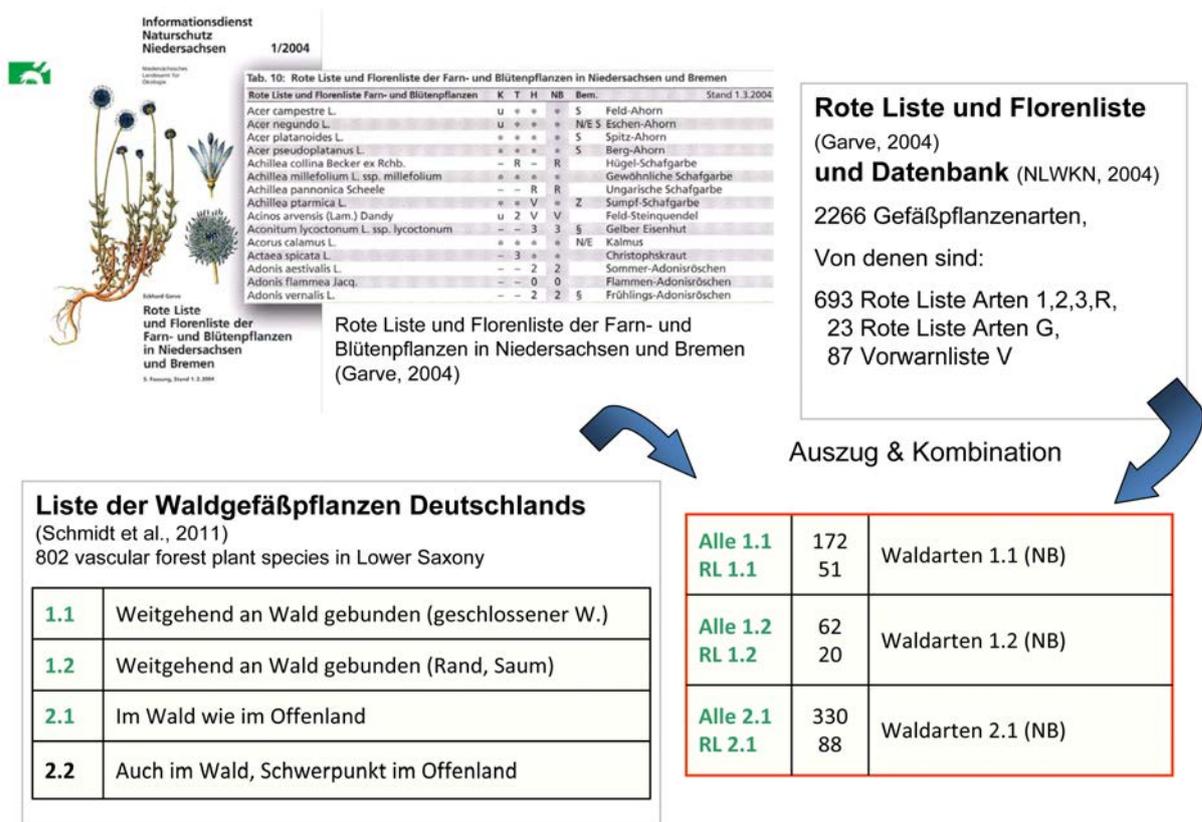


Abb. 3: Auszug und Kombination von Pflanzenartendaten aus dem Niedersächsischen Pflanzenerfassungsprogramm mit der Waldartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Anlage 2).

2.3 Verwendet Grundlegendaten

Eine Gesamtübersicht der verwendeten Grundlegendaten und der ableitbaren Informationen gibt Tab. 1.

Tab. 1: Für die Analysen verwendete Grundlagendaten.

Grundlagendaten	Datenquelle	Datentyp	Ableitbare Information
Arten- und Biotopdaten			
Verbreitungsdaten der niedersächsischen Farn- und Blütenpflanzen	Niedersächsisches Pflanzenartenerfassungprogramm (NLWKN)	MS Access-Datenbank	Artenvorkommen (Gefäßpflanzen), Artenzahlen für die gesamte Florenliste auf Quadrantenebene; Vorkommen und Populationsgrößen sowie Artenzahlen von Rote-Liste-Arten auf Minutenfeldebene (MF)
Waldgefäßpflanzenliste Deutschland	Schmidt et al. (2011), s. Anlage 2	den Artendaten zugeordnete Attribute	Einstufung der Waldbindung für jede Pflanzenart
Klassifikation der Waldgesellschaften Niedersachsens	5338 Vegetations-Aufnahmen, div. Quellen	den Arten zugeordnete Attribute	Indikatorarten für 26 Waldgesellschaften in Niedersachsen; Verbreitungsangaben zu Waldtypen pro Quadrant, Minutenfeld
Klassifikation der Grünlandgesellschaften Niedersachsens	ca. 5000 Vegetations-Aufnahmen, div. Quellen	den Arten zugeordnete Attribute	Indikatorarten für 32 Grünlandgesellschaften in Niedersachsen; Verbreitungsangaben zu Grünlandtypen pro Quadrant, Minutenfeld
Biotop §28a-Kartierungen Niedersachsen (Auszug Wälder)	NLWKN	Shape-Dateien	Verbreitung von Biotop-§28a-Wäldern in Niedersachsen
FFH-Kartierung (detailliert für Wälder) in Niedersachsen	NLWKN	Shape-Dateien	Verbreitung von FFH-Waldlebensraum-Typen in Niedersachsen
Historisch alte und neue Waldstandorte in Deutschland	BfN, Glaser & Hauke (2004)	Shape-Dateien	Verbreitung von Wäldern, Alter < bzw. >150 Jahre (Quadrant, MF)
Historisch alte Waldstandorte in Niedersachsen, Details	Niedersächsisches Forstplanungsamt	Shape-Dateien	Verbreitung von historische alten Wäldern (Quadrant, MF)
Kartiergrundlagen und Gebietsgrenzen			
Quadranten und Minutenfelder	NLWKN	Shape-Dateien	Räumliche Auflösung der Artendaten
Naturräumliche Gliederung	NLWKN, nach Pilgrim & Franke (1993)	Shape-Dateien	Zugehörigkeit der Quadranten/Minutenfelder zu den verschiedenen naturräumlichen Einheiten (Großregion, Naturräumliche Hauptregion, Naturräumliche Haupteinheit)
Schutzgebietsdaten (FFH, NSG, Nationalpark, Naturwaldreservat)	NLWKN, NW-FVA	Shape-Dateien	Schutzstatus, Flächenanteile von Schutzgebieten an den Quadranten/Minutenfeldern
Abiotische Standortdaten			
Digitales Geländemodell (DGM/ATKIS)	LGN	Raster, ca. 5 m x 5 m	Geländehöhe, Exposition, Neigung und davon abgeleitet Heatload je Quadrant oder Minutenfeld
Böden (Bodenübersichtskarte, BÜK 50)	LBEG	Shape-Dateien	Bodentypen, Bodenfeuchtegrade, Kalkgehalt des Bodens
Klimadaten	DWD	Raster, 1 km x 1 km	Mittlere Jahrestemperatur, Min/Max Temperatur, Anzahl Sommer-, Frost-, Schnee-, Eistage, Sonnenscheindauer, Tage mit geschlossener Schneedecke, phänologische Daten
Hemerobiedaten			
Landbedeckung (DLM/ATKIS)	LGN	Shape-Dateien, Maßstab 1: 25 000	Landnutzungsklassen, abgeleitete Landschaftsmuster, Fragmentierung
Luftschadstoffkonzentration	UBA, Gauger et al. (2002)	Raster, 1 km x 1 km	Atmosphärische Stickstoffeinträge auf Waldflächen

2.4 Arbeitsschritte und verwendete Methoden

2.4.1 Phytodiversitäts-Muster und Hotspot-Analyse

Die Analyse von Phytodiversitäts-Mustern (Anlage 1) wurde für folgende Gefäßpflanzen-Gruppen durchgeführt:

- Gesamtflorenliste (1819 Sippen),
- Indigene (1509 Sippen),
- Archäophyten (160 Sippen),
- Etablierte Neophyten (145 Sippen),
- Ungefährdete Sippen (1176 Sippen),
- Sippen mit Rote-Liste-Status 1, 2, 3, G oder R (643 Sippen).

Für jede der untersuchten Gruppen wurde die Sippenzahl je Raumeinheit (Quadrant) erfasst und mithilfe eines Geographischen Informationssystems dargestellt (ArcGIS-ArcInfo 9.2, ESRI, 1999 – 2006). Bei der Visualisierung der Verbreitungsmuster wurden natürliche Grenzwerte verwendet, wobei jeweils fünf Sippenzahl-Klassen gebildet wurden. In den Abbildungen wurde die Klasse um den Mittelwert jeweils weiß, negative Abweichungen vom Mittelwert mit abgestuften Grautönen und positive Abweichungen mit Farbabstufungen dargestellt.

Um bei der Hotspot-Analyse der Rote-Liste-Waldarten (Anlage 2) eine Vergleichbarkeit der Vollquadranten, die eine \pm gleich große Fläche aufweisen, mit den Randquadranten, die eine kleinere Fläche aufweisen, zu gewährleisten, wurde folgendermaßen vorgegangen:

- Trennung nach den Roten Listen des Tieflandes und des Hügellandes in Kombination mit der Waldartenliste (Verwendung von strikten Waldarten der Kategorien 1.1 und 1.2),
- Standardisierung der Tief- und Hügellanddaten wegen unterschiedlicher zugrundeliegender Listen und Gefährdungskategorien,
- Rarefaction Analyse für die Randquadranten: Artenzahl—Areal Extrapolation auf Minutenfeldbasis (Gotelli & Colwell, 2001, Abb. 4),
- Berechnung des Moran's Index (Räumliche Autokorrelation, Clustering).

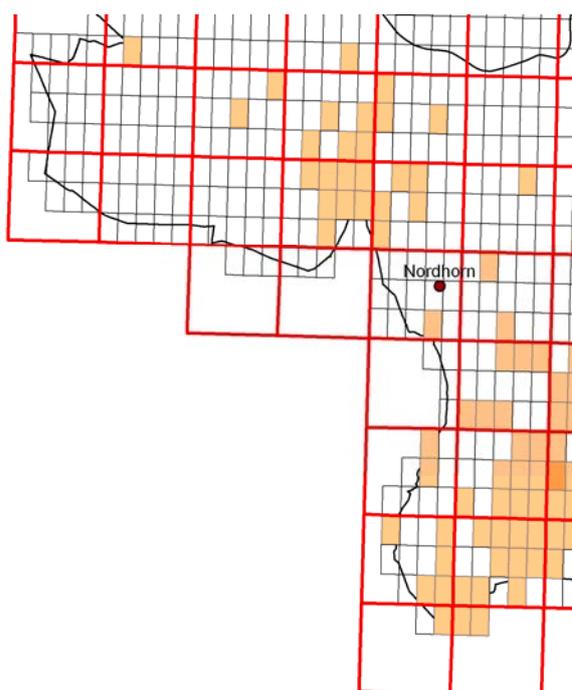


Abb. 4: Quadranten (rote Quadrate) und Anzahl der jeweils in Niedersachsen liegenden Minutenfelder (kleinere Rechtecke, max. 15 pro Quadrant). In orange gefärbten Minutenfeldern sind Rote-Liste-Waldarten nachgewiesen. Um für die Randquadranten die Anzahl der RL-Arten auf die komplette Fläche der Quadranten zu extrapolieren, wurde eine Rarefaction-Analyse (Gotelli & Colwell, 2001) durchgeführt und anhand der Regressionskurve die geschätzte Artenzahl für 15 Minutenfeldern ermittelt.

2.4.2 Effektivität von Schutzgebieten für den Gefäßpflanzen-Artenschutz

Grundlage für die Effektivitäts-Analyse waren Verbreitungsdaten der im niedersächsischen Tiefland als selten oder gefährdet eingestuften Gefäßpflanzensippen (RL-Status 1, 2, 3, G und R). Es gingen 490 Sippen (468 Arten, 14 Subspezies, 8 Aggregate) in die Analyse ein. Die Sippen wurden jeweils auf der höchsten in der Datenbank aufgeführten taxonomischen Ebene zusammengefasst. Die Analyse erfolgte auf Minutenfeld-Ebene (15 Minutenfelder pro Messtischblatt-Quadrant; insgesamt 15 729 Minutenfelder mit einer mittleren Größe von 207 ± 2 ha). Für die Teilanalyse der an den Wald gebundenen RL-Arten wurden aus der Gesamtliste diejenigen Sträucher und krautigen RL-Arten extrahiert, die im geschlossenen Wald sowie an Waldrändern und auf Waldverlichtungen vorkommen (Waldbindungskategorien 1.1, 1.2, nach Schmidt et al., 2011). Der Gruppe gehörten 60 Sippen (59 Arten, 1 Aggregat) an. Die Verbreitungsmuster der Arten wurden als Artenzahl pro Minutenfeld berechnet und in einem Geographischen Informationssystem (GIS) visualisiert. Dabei wurden natürliche Grenzwerte mit jeweils fünf Klassen verwendet.

Die Ausdehnung und Lage der Schutzgebietssysteme (NSG und FFH-Gebiete) wurden digitalen Daten entnommen (NLWKN, 2010 a, b, Stand: 31.12.2009). Für die Teilanalyse der an den Wald gebundenen RL-Arten wurden die digitalen Schutzgebietsdaten mit dem ATKIS-DLM-Layer Wald (LGN, Hannover) verschnitten. In die Analyse wurden zum einen durch NSG, zum anderen zusätzlich auch die durch FFH-Gebiete geschützten (Wald-) Flächen einbezogen und ihr Flächenanteil je Minutenfeld berechnet (Beyer, 2004).

Der Zusammenhang zwischen der Ausdehnung der Schutzgebiete (NSG bzw. NSG und FFH-Gebiete) bzw. der geschützten Waldflächen (durch NSG bzw. NSG und FFH-Gebiete geschützte Waldflächen) und der Anzahl von RL-Arten bzw. RL-Waldarten pro Minutenfeld wurde mit Generalisierten Linearen Modellen (GLM) mit Poisson-Verteilung untersucht. Es wurden getrennte GLMs für jede der 41 naturräumlichen Haupteinheiten berechnet. Die Schutzgebietsausdehnung pro Minutenfeld war dabei die erklärende, die Artenzahl die abhängige Variable. Die Datenanalyse erfolgte mit dem Statistikprogramm R (R Development Core Team, 2010).

Für die weitere Interpretation wurde die Habitatbindung der RL-Waldarten auf Grundlage der FloraWeb-Datenbank (BfN, 2010; nur Haupt- und Schwerpunktorkommen) und Garve (1994) ermittelt (bis zu drei Mehrfachzuordnungen pro Art).

2.4.3 Prognoseinstrument für schützenswerte Waldhabitatstypen

Die Arbeitsschritte und Methoden, mit denen das Prognoseinstrument für schützenswerte Waldhabitatstypen (NATURA 2000) entwickelt wurde, sind in Abb. 5 dargestellt und werden in Anlage 3 ausführlich erläutert.

Basierend auf einer landesweiten Übersicht (5338 Vegetationsaufnahmen), wurden Indikatorarten für 26 Waldgesellschaften nach den Kriterien Lebensform, Waldbindung und Treuegrad ermittelt und NATURA 2000-Waldhabitatstypen zugeordnet. Bisher bekannte Vorkommen der Waldtypen wurden anhand von Literatur und Biotoptypenkartierungen ermittelt. Die Vorkommen wurden mit Indikatorarten-Verbreitungsmodellen abgeglichen (logistische Regression).

Selektiv wurden für ausgewählte Quadranten des Hügellandes die prognostizierten, aber bis dahin unbekanntes, Vorkommen für fünf ausgewählte NATURA 2000-Habitattypen überprüft.

Waldgesellschaften und Waldnaturschutz

Arbeitsschritte und Methoden

Pflanzensoziologische Übersicht der Waldgesellschaften Niedersachsens auf Grundlage von 5365 Vegetationsaufnahmen

Ermittlung von Indikatorarten (Waldbindung; Bindung an ökologische Gruppen; Algorithmus, Tsiripidis et al. 2009, phi-Coeff., Chytrý et al. 2002)

Häufigkeitsverteilungen der Indikatorarten in Niedersachsen

Ermittlung des Vorkommens der Waldgesellschaften (FFH-Kartierungen, Bioptypenkartierung, NP Harz-Kartierung, Literaturangaben)

Logistische Regression und Wahrscheinlichkeits-Analyse

Untersuchung des Indikatorartenzahl-Habitatvorkommens-Zusammenhangs

Ground-checks für ausgewählte Gesellschaften

GES_Nr		1	2	3	7	6	4	5	9
Aufnee		15	6	248	171	297	505	105	1033
id									
New_id									
T H									
NS_ges		FL	RL	rl	nl				
HERBS and SHRUBS		differential taxa							
K21	*	*	*	*	*	54	0	3	2
K21	*	*	*	*	*	40	0	2	0
K21	*	*	*	*	*	33	16	2	0
K21	*	*	*	*	*	33	0	0	0
K21	*	*	*	*	*	27	0	10	0
K21	*	*	*	*	*	26	0	0	0
K21	*	*	*	*	*	93	100	24	2
K21	*	*	*	*	*	73	100	11	0
K21	*	*	*	*	*	80	66	27	0
K21	*	*	*	*	*	67	33	3	0
K21	*	*	*	*	*	33	50	10	1
K21	*	*	*	*	*	27	50	2	0
K21	*	*	*	*	*	33	33	14	4
K12	*	*	*	*	*	6	66	3	0
K21	*	*	*	*	*	13	33	14	6
K11	*	*	*	*	*	0	33	6	9
K12	*	*	*	*	*	0	33	9	0
K21	*	*	*	*	*	13	66	8	0
K21	*	*	*	*	*	0	33	8	0
K21	*	*	*	*	*	0	33	0	0
K21	*	*	*	*	*	13	50	1	0
K21	2	2	2	2	2	0	50	4	0
K21	*	*	*	*	*	0	33	1	0
S11	*	*	*	*	*	0	33	63	34
K12	*	*	*	*	*	7	58	25	10
K11	*	*	*	*	*	7	16	72	24
K11	*	*	*	*	*	0	0	23	12
K11	*	*	*	*	*	7	16	34	1
S21	*	*	*	*	*	13	0	21	0
S21	*	*	*	*	*	0	0	0	13
K11	*	*	*	*	*	7	0	7	26
K12	0	0	0	0	0	13	0	8	31
K21	*	*	*	*	*	0	0	9	27
K21	*	*	*	*	*	0	33	45	42
K21	*	*	*	*	*	26	16	50	46
K21	*	*	*	*	*	13	100	56	54
K21	*	*	*	*	*	40	66	66	36
K21	*	*	*	*	*	54	83	63	49
K21	*	*	*	*	*	40	100	61	30
S21	*	*	*	*	*	0	0	4	3
S21	*	*	*	*	*	20	33	43	57
K11	*	*	*	*	*	20	66	66	41
K21	*	*	*	*	*	33	83	59	37
K11	*	*	*	*	*	0	0	1	24
K11	*	*	*	*	*	0	0	0	18
K11	*	*	*	*	*	0	0	2	7
K11	*	*	*	*	*	0	0	0	0

Abb. 5: Arbeitsschritte und Methoden zur Entwicklung des Prognoseinstrumentes der schützenswerten Waldhabitatgruppen. *Rechts:* Ausschnitt aus der pflanzensoziologischen Übersichtstabelle (Arten, deren Stetigkeitswerte rot gedruckt und grün hinterlegt sind, gelten als Indikatorarten für die jeweilige Waldgesellschaft).

2.4.4 Grünland-Indikatorartengruppen und Überprüfung der Prognose von Pfeifengras-Feuchtgrünland im Tiefland

Aufgrund der Vielfalt der mitteleuropäischen Graslandgesellschaften in Niedersachsen wurden die Untersuchungen zwar zunächst breit angelegt (Erstellung einer vegetationskundlichen Übersicht), jedoch die Indikatorarten-Methode nur beispielhaft für das Feuchtgrünland in einem Landschaftsraum, dem Weser-Aller-Flachland (Auswahl von neun Quadranten), erprobt (Abb. 6).

Folgende Arbeitsschritte und Methoden wurden durchgeführt (vgl. Anlage 6):

- Erstellung einer Übersicht der Kulturgraslandgesellschaften und sonstiger hemikryptophytenreicher Offenlandhabitate Niedersachsens (4608 Vegetationsaufnahmen, 32 Pflanzengesellschaften),
- Identifizierung von Indikatorarten der Feuchtgrünlandgesellschaften für die FFH-relevanten Kulturgrasländer der Pfeifengraswiesen (Molinion) und Brenndoldenwiesen (Cnidion) (Stetigkeitstabellen, Anwendung des Algorithmus nach Tsiripidis et al., 2009),
- Erstellung eines Indikatorarten-Verbreitungsmodells für das Molinion und Ermittlung von Molinion-Hotspots,
- Auswahl eines Untersuchungsraumes anhand der Hotspot-Analyse (neun Quadranten im Weser-Aller-Flachland),

- Auswertung von ATKIS-DLM- und BÜK 50-Daten für die neun Quadranten zur Einschränkung der Flächen in der Geländebegehung (Kriterien: Grünland \cap Bodenfeuchtestufen 7-9),
- Geländebegehung und Anfertigung von insgesamt 80 Vegetationsaufnahmen,
- Neuklassifikation von 1745 Vegetationsaufnahmen des feuchten Kulturgraslandes (TWINSpan, Hill 1979, modifiziert nach Rolecek et al., 2009, mit Whittaker's beta-diversity-Maß) und Zuordnung der 80 eigenen Aufnahmen (FPFI, Tichy, 2005),
- Naturschutzfachliche Bewertung des Feuchtgrünlandes im Untersuchungsgebiet (vgl. Niedersächsisches Agrar-Umwelt-Programm, Keienburg et al., 2006, Wittig et al., 2006).

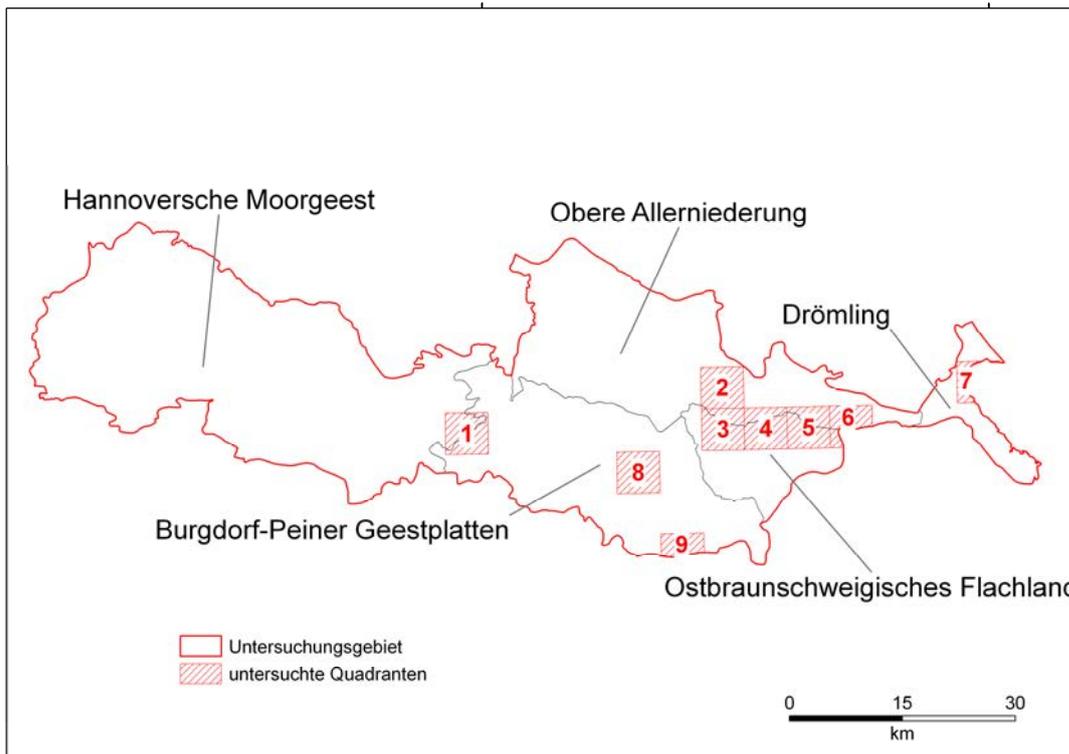


Abb. 6: Naturräumliche Gliederung des Weser-Aller-Flachlandes und Lage der untersuchten Quadranten.

2.4.5 Landschaftsmaße zur Quantifizierung der Komposition und Konfiguration der niedersächsischen Landschaft

Landschaften sind aus strukturellen Elementen aufgebaut, den Patches, Korridoren und der Matrix (Patch-Korridor-Matrix-Konzept, Forman, 1995). Unter dem Begriff Patch werden mehr oder weniger homogene, nicht lineare Landschaftselemente verstanden, die sich von der umgebenden Landschaft unterscheiden (Leitão et al., 2006). Die Matrix wird durch ihren Flächenanteil an der Landschaft, den Grad der Zusammenschlossenheit (engl. connectivity) sowie das Ausmaß ihrer Kontrolle über die Landschaftsdynamik definiert. Als Korridore gelten lineare Strukturen mit einem hohen Längen-/Breitenverhältnis (Lang & Blaschke, 2007), die als Korridore für Bewegungen von Pflanzen und Tieren dienen können (Leitão et al., 2006).

Landschaftsstrukturmaße (kurz: Landschaftsmaße, Lang & Blaschke, 2007), ermöglichen die Erfassung des Musters einer Landschaft hinsichtlich seiner Komposition und Konfiguration auf Patch-, Klassen- oder auch Landschaftsebene. Sie bilden die Grundlage für die Natürlichkeitsbewertung auf Landschaftsebene (vgl. Anlage 7).

Landschaftsmaße wurden für die Raumeinheiten der Messtischblatt-Quadranten mit Fragstats 3.3 (McGarigal et al., 2002) auf Basis verschiedener Datengrundlagen berechnet (vgl. Tab. 1, Abb. 7).

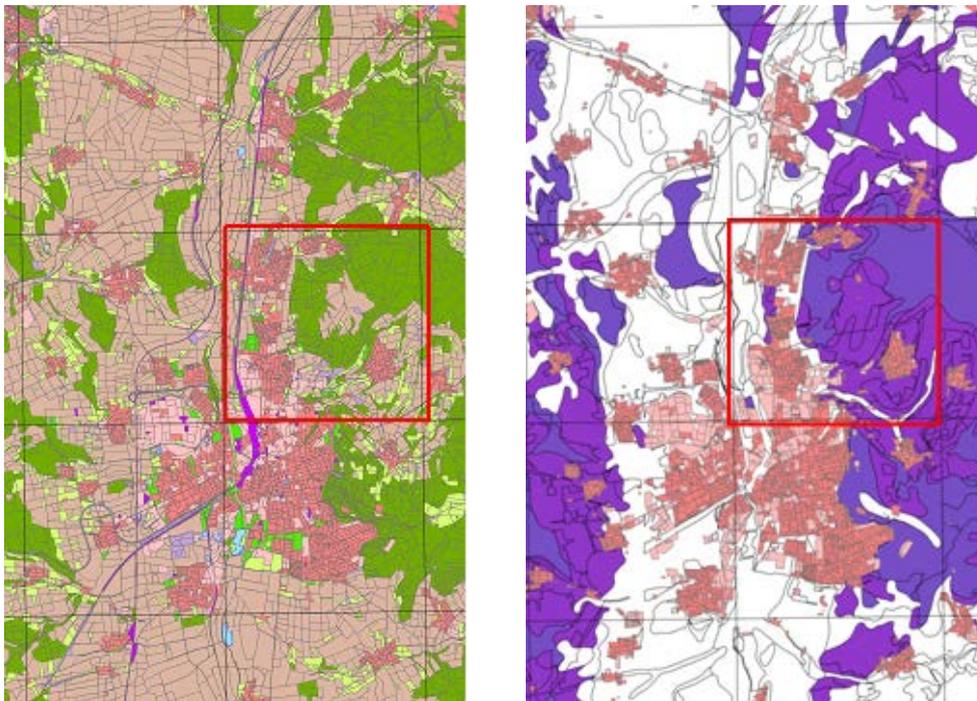


Abb. 7: Landschaft im Raum Göttingen. *Links:* Landnutzung nach DLM-ATKIS des LGN (rot: Siedlungen, rosa: Industrieflächen, blau: Gewässer, braun: Ackerflächen, hellgrün: Grünland, kräftig grün: Gärten, dunkelgrün: Wälder, pink: Verkehrswege, violett: sonstige). *Rechts:* Abiotische Parameter, Verbreitung der trockenen Bodenfeuchtestufen basierend auf der BÜK 50 des LBEG (Klassen 0-3 in verschiedenen Violett-Tönen; zur Orientierung sind die Siedlungsflächen eingezeichnet). Ein Quadrant ist die räumliche Berechnungseinheit (rotes Quadrat).

Folgende Landschaftsmaße und sonstige Parameter wurden als Maße, die eine Aussage über den anthropogenen Einfluss auf die Landschaft zulassen, definiert (in Großbuchstaben der Name des jeweils verwendeten Landschaftsmaßes, nach McGarigal et al., 2002):

Landnutzung (AREA, in ha pro Quadrant; Basis DLM-ATKIS, LGN, 2008)

- Acker, Grünland, Wald,
- Siedlungsräume (inkl. Gärten), Industrieanlagen,
- Verkehrswege, Gewässer und Flüsse (ohne Meeresflächen),
- Sonstige Landnutzung.

Landschaftsfragmentierung (MESH, TCA, SHAPE; Basis DLM-ATKIS, LGN, 2008)

- Effektive Maschenweite (MESH): quantifiziert die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig ausgewählte Patches verbunden sind ($Zellengröße \leq MESH \leq \text{Gesamt-Landschaft}$); unterschiedliche Landnutzungskategorien können als fragmentierende Elemente (Fragmentierungsgeometrien) einbezogen werden (vgl. Tab. 2, Abb. 8),
- Kernfläche von Wäldern (TCA): Fläche, die nicht von Randeffekten beeinflusst wird (100 m Distanz, in ha, ≥ 0),
- Komplexität von Waldflächen (SHAPE): Maximal kompaktes Patch ($SHAPE \geq 1$, 1 = kompakt, > 1 unregelmäßiger).

Schutzgebietsflächen (AREA, in ha pro Quadrant)

- Schutzgebiete (NSG, FFH-Gebiete; NLWKN, 2010 a, b),
- Historisch alte Waldstandorte (> 200 Jahre kontinuierlich Wald, Glaser & Hauke, 2004).

Atmosphärische Deposition (UBA, 2002)

- N_{tot} Deposition
(Gesamtstickstoff-Deposition: $N_{\text{tot}} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$, in $\text{mol}_c \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$).

Tab. 2: Für die Berechnung der effektiven Maschenweite verwendete Fragmentierungsgeometrien.

Bezeichnung	Verwendete Fragmentierungsgeometrien
meshFG1	Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsflächen
meshFG2	Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsflächen, Gewässer (Flüsse > 6 m Breite)
meshFG3	Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsflächen, Gewässer (Flüsse > 6 m Breite), landwirtschaftliche Flächen
meshFG4	Alle nicht bewaldeten Landschaftselemente

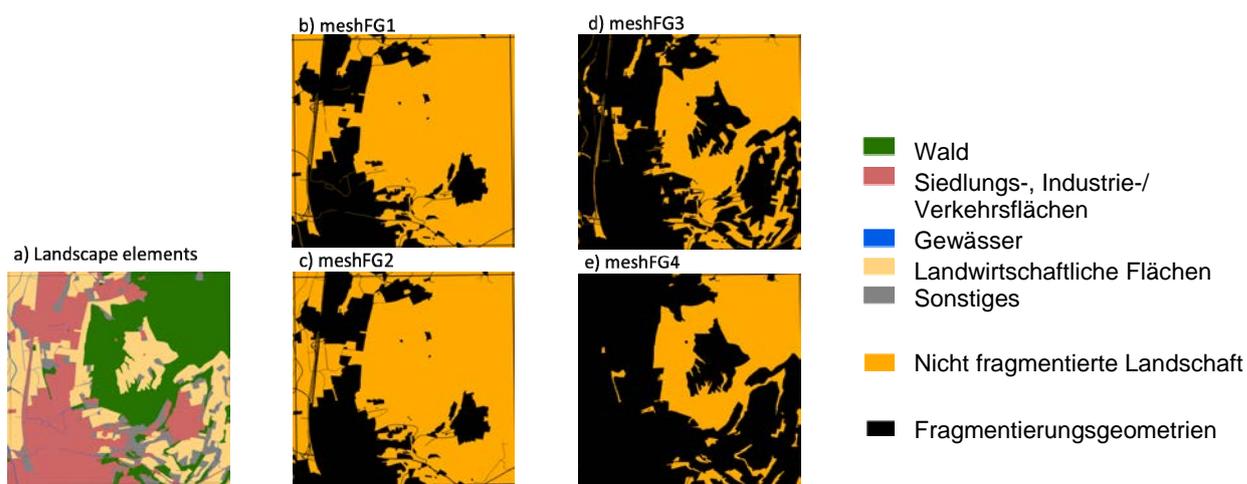


Abb. 8: Beispiele für die unterschiedlichen Fragmentierungsgeometrien (vgl. Tab. 2).

Der Erklärungswert der Landschaftsmaße für das Vorkommen von bestimmten Artengruppen (z.B. Rote-Liste-Waldarten, Neophyten) wurde mit multivariaten statistischen Verfahren ermittelt (vgl. z.B. Legendre & Legendre, 2003). Als Co-Variablen waren dabei sowohl abiotische Umweltvariablen als auch die Korrektur der räumlichen Autokorrelation von Bedeutung. Die in den Analysen berücksichtigten Parameter sind im Folgenden aufgelistet:

Abiotische Umweltvariablen

- Naturräumliche Einheiten (10 Klassen),
- Höhe ü. NN. (digitales Geländemodell, Mittelwert pro Quadrant; Basis ATKIS-DGM, LGN, 2008),
- Klimavariablen: Mittlere Jahresdurchschnittstemperatur, mittlerer Jahresniederschlag u.a. (1 km² Rasterdaten; DWD, 2008; vgl. Tab. 1),
- Bodenparameter (Boden-SHDI, calc1...3, moisture1...5; BÜK50, LBEG, 2008).

Korrektur von Randeffekten

- QuadAREA: berücksichtigte Fläche jedes Quadranten (in ha).

Korrektur der räumlichen Autokorrelation, Räumliche Achsen

- Test, ob die räumlichen Achsen ($Ax_1 \dots Ax_{1762}$) die Variabilität in der Artenzahl signifikant beeinflussen: Redundanzanalyse (RDA), PCNM, 9999 Monte Carlo Permutationen, p -Wert ≤ 0.0001 , Bonferroni Korrektur (Borcard & Legendre, 2002; Borcard et al., 2004).

3 Ergebnisse

3.1 Identifizierung von Zentren der Phytodiversität und des erhöhten Vorkommens seltener und gefährdeter Gefäßpflanzenarten in Niedersachsen

Anlage 1

Schmiedel, I., Schacherer, A., Hauck, M., Schmidt, M. & Culmsee, H. (2011) Verbreitungsmuster der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen unter Berücksichtigung ihres Einbürgerungsstatus und ihrer Gefährdungssituation. *Tuexenia*, 31: 211-226.

Anlage 2

Schmidt, M., Culmsee, H., Boch, S., Heinken, T., Müller, J. & Schmiedel, I. (2011) Anwendungsmöglichkeiten von Waldartenlisten für Gefäßpflanzen, Moose und Flechten. *BfN-Skripten*, 299: 25-45.

a) Einführung in das Thema

Voraussetzung für die Entwicklung von Schutzstrategien für den Pflanzenartenschutz ist die Kenntnis über die Verteilung von Zentren der Artenvielfalt im Raum. Je nach Einbürgerungsstatus und Gefährdungssituation kommt verschiedenen Artengruppen dabei eine unterschiedliche Bedeutung zu.

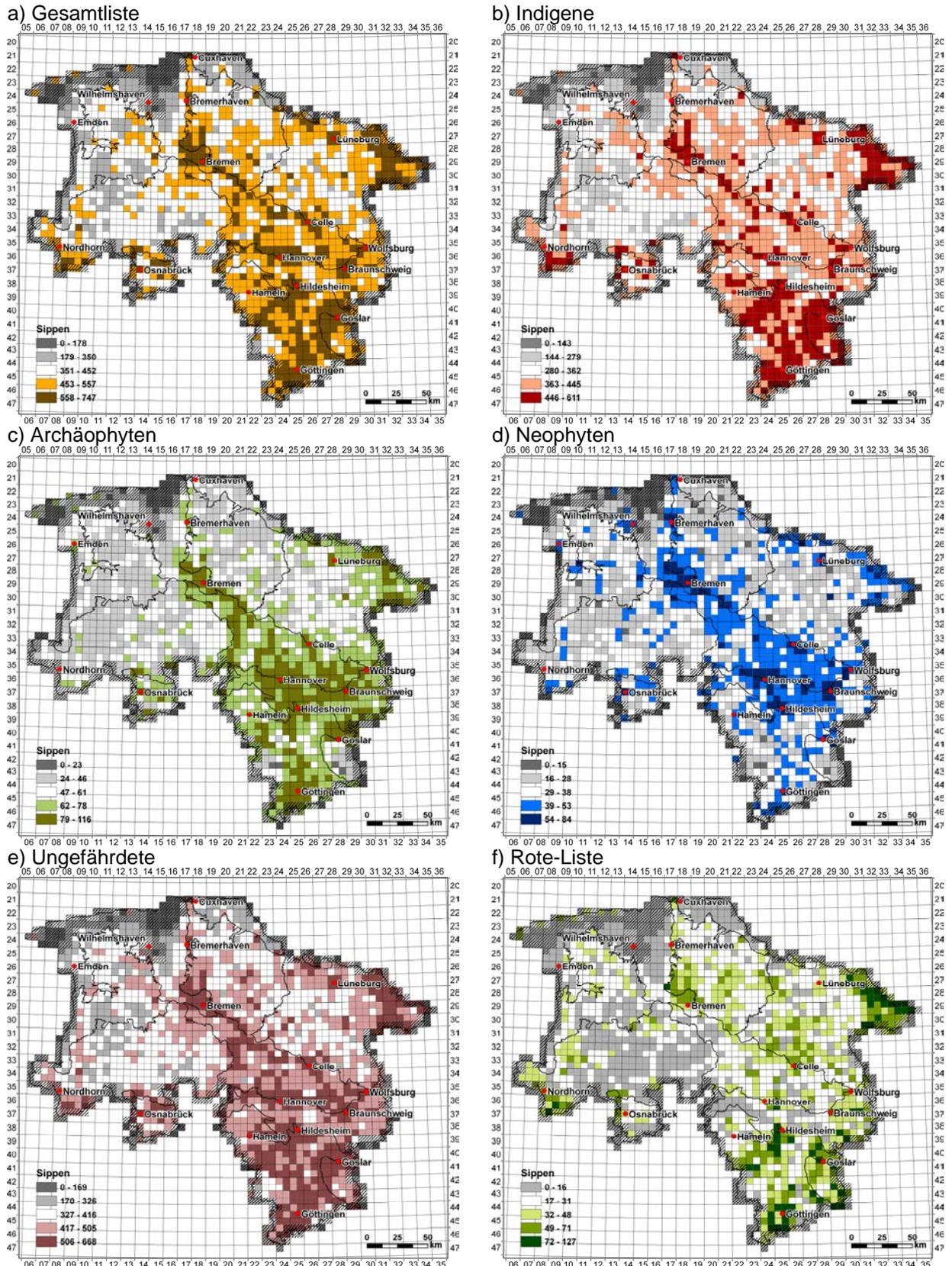
b) Phytodiversitätsmuster

Für die Gesamtfläche der Bundesländer Niedersachsen und Bremen wurden die Verbreitungsdaten von Gefäßpflanzensippen unter Berücksichtigung der Gesamtlis (1819 Sippen), ihres Einbürgerungsstatus (1509 Indigene, 160 Archäophyten, 145 etablierte Neophyten) und ihrer Gefährdungssituation (ungefährdete und gefährdete Arten, davon 643 Sippen mit Rote-Liste-Status 1, 2, 3, G oder R) ausgewertet.

Auf Basis der Gesamtlis (Abb. 9a) ergab sich eine inhomogene Verteilung der Sippendichte im Gesamtuntersuchungsraum, wobei die standörtlich relativ homogene Küste und das Tiefland – mit Ausnahme der großen Stromtäler (Weser, Aller, Elbe) – relativ artenarm war und das standörtlich sehr heterogene Hügel- und Bergland grundsätzlich die höchsten Sippendichten aufwies.

Unter Berücksichtigung des Einbürgerungsstatus zeigten die Archäophyten jeweils die größten Überschneidungsbereiche zu den Indigenen und etablierten Neophyten (Abb. 9b-d). Die Verbreitungsmuster der großen Gruppe der Indigenen ähnelten denen der Gesamtlis, während sich die Archäophyten auf den Bremer Küstenraum, das Weser-Aller-Flachland, die Börden und das südliche Weser-Leine-Bergland konzentrierten. Die Zentren der Sippenvielfalt der etablierten Neophyten lagen vor allem in städtischen Ballungsräumen und erschienen oftmals sehr punktuell.

Die Rote-Liste-Arten (Abb. 9f) waren in der Mehrzahl indigen (91%), 8% von ihnen waren Archäo-, nur 1% Neophyten. Ihre Diversitätszentren waren außerordentlich differenziert: An der Küste gehörten nur die isoliert liegenden Nordsee-Inseln dazu, während im Tiefland das Wendland, die Lüneburger Heide und das Elbe-Weser-Dreieck großflächige Diversitätszentren aufwiesen. Im Hügel- und Bergland fanden sich vor allem im Raum Göttingen, dem Weserbergland und am Harzrand gut abgegrenzte Zentren der Rote-Liste-Artendiversität. Viele dieser bedrohten Sippen sind vermutlich Spezialisten, die an natürliche oder naturnahe Habitats angepasst und somit nur in den wenigen Landschaftsbereichen anzutreffen sind, die die entsprechenden Habitatbedingungen bieten.



c) Hotspots der Rote-Liste-Waldarten

Es konnten Räume mit besonders hoher Dichte gefährdeter Waldarten identifiziert werden. Abb. 10 zeigt die Verbreitung von eng an Waldlebensräume gebundenen krautigen Rote-Liste-Arten (Gruppen K1.1, K1.2), getrennt nach den niedersächsischen naturräumlichen Großregionen Tiefland/Küste und Hügel-/Bergland. Die Rote Liste des Tieflandes unterscheidet sich von der des Hügel-/Berglandes. Dementsprechend war auch die Anzahl der Rote-Liste-Arten mit enger Waldbindung unterschiedlich groß.

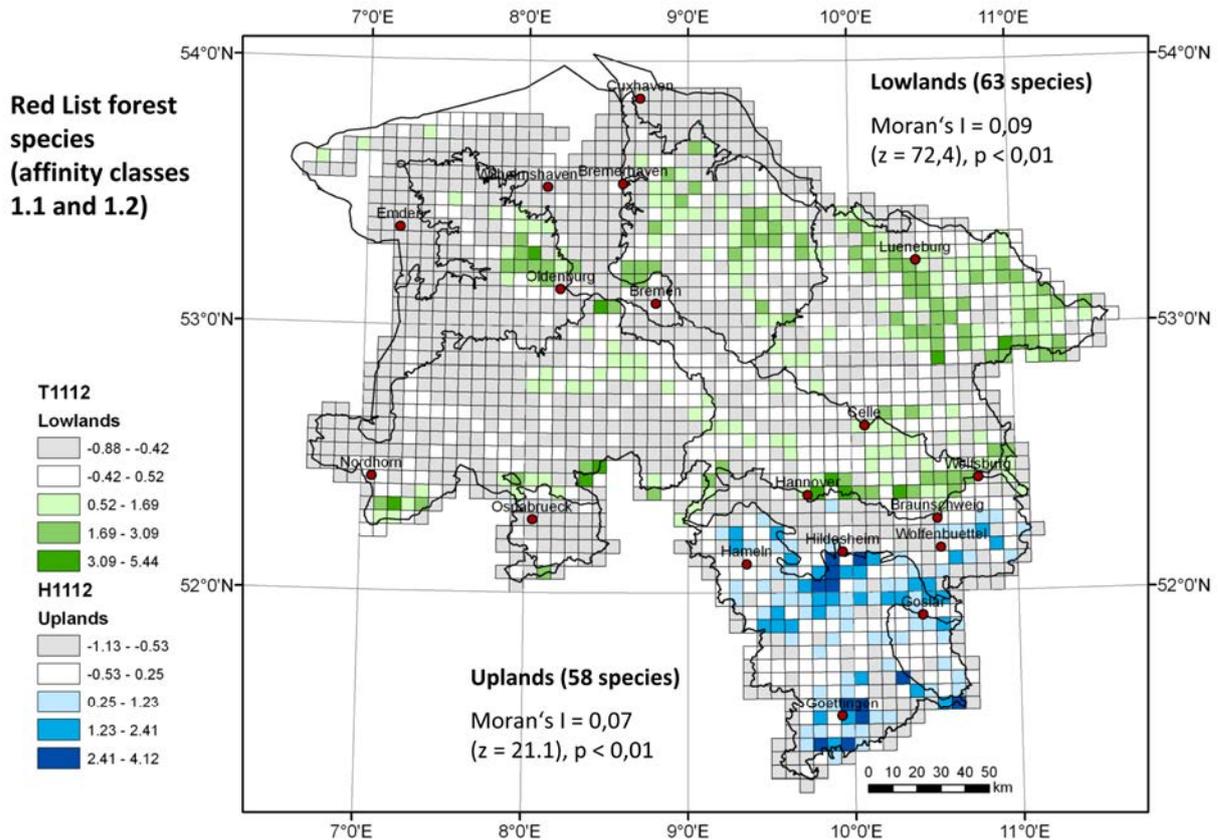


Abb. 10: Anzahl der Rote-Liste-Waldarten der Gruppen K1.1 und K1.2 im Tiefland/Küste und Hügel-/Bergland Niedersachsens. Die naturräumliche Grenze zwischen den Großregionen verläuft südlich der Landeshauptstadt Hannover. Um die Lage von Hotspots in den beiden Großregionen vergleichbar zu machen, erfolgte die GIS-Darstellung über standardisierte und um den Mittelwert zentrierte Werte und über natürliche Grenzwert-Modelle. Für die Quadranten in Randlage, die eine geringere Landfläche als die vollständig im Niedersachsen gelegenen Quadranten aufwiesen, wurde die Artenzahl auf Grundlage der Rote-Liste-Artenzahlen der Minutenfelder auf die wahrscheinliche Artenzahl eines vollständigen Quadranten extrapoliert (Rarefaction-Methode nach Gotelli & Colwell, 2001).

3.2 Die Effektivität von Schutzgebieten für die Erhaltung seltener und gefährdeter Gefäßpflanzenarten im niedersächsischen Tiefland

Anlage 3

Schmiedel, I., Schmidt, M., Schacherer, A. & Culmsee, H. Die Effektivität von Schutzgebieten für die Erhaltung seltener und gefährdeter Gefäßpflanzenarten im niedersächsischen Tiefland. Unveröffentlichtes Manuskript.

a) Einführung in das Thema

Die Einrichtung von Schutzgebieten ist zentraler Bestandteil von Strategien zur Verringerung von Biodiversitätsverlusten. Die Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen (GSPC, CBD-COP6, Entscheidung VI/9, Sekretariat der CBD, 2007) fordert in diesem Zusammenhang einen effektiven *in situ* Schutz, der dem weiteren Rückgang von gefährdeten Pflanzenarten entgegen wirken soll. Für Deutschland lag bisher keine systematische, für einen überregionalen Raum gültige Studie über die Effektivität von Schutzgebieten für den Artenschutz vor. Die vorliegende Analyse zeigt Bewertungsverfahren zur Überprüfung der Effektivität von Schutzgebieten für den Gefäßpflanzenartenschutz auf. Dabei werden zunächst die Rote-Liste-Arten der Gesamtliste und in einem weiteren Schritt nur die an Wälder gebundenen Rote-Liste-Arten betrachtet.

b) Verbreitung von Rote-Liste-Arten

Im niedersächsischen Tiefland wurden insgesamt 490 RL-Arten aus der Gruppe der Gefäßpflanzen nachgewiesen. Die räumliche Verteilung zeigte eine deutliche Inhomogenität (Abb. 11). Maximal kamen 86 RL-Arten, im Mittel 5 (\pm 6) RL-Arten pro Minutenfeld vor. Weniger als 1% der Minutenfelder wies mehr als 28 RL-Arten auf, wobei die größte Dichte dieser Hotspots im Wendland lag (NHE 860, 876). Rund 7% der Minutenfelder waren reich an RL-Arten (15-28 Arten). Das westliche Tiefland war allgemein artenarm mit punktuell großflächigen Hotspots im Bentheimer Raum (NHE 544, 580), im Emsgebiet (NHE 586, 592, 604) und nordwestlich von Oldenburg (NHE 602, 603). Im östlichen Tiefland war die Artendichte pro Minutenfeld tendenziell höher. Großflächige Hotspots lagen vor allem im Elbe-Weser-Dreieck (NHE 631-633), in der Allerniederung (NHE 626, 627), der Lüneburger Heide (NHE 641, 642) und dem Wendland.

Die Teilmenge der an Waldlebensräume gebundenen RL-Arten lag mit 60 Arten bei 12%. Die Verbreitungsmuster der RL-Waldarten (Abb. 12) unterschieden sich stark von denen der Gesamtliste. Maximal kamen 22 Arten pro Minutenfeld vor. Im Mittel waren nur 0,5 (\pm 1,3) Arten pro Minutenfeld vorhanden, wobei in 76% der Minutenfelder keine RL-Waldart nachgewiesen werden konnte. Die Hotspots mit mehr als 7 RL-Waldarten waren nur punktuell ausgebildet und umfassten weniger als 1% der Minutenfelder. Als Räume mit höheren Artendichten hoben sich die Oldenburger Geest (NHE 603), das Elbe-Weser-Dreieck (NHE 633, 634), das Uelzener und Bevenser Becken (NHE 643) sowie die Burgdorf-Peiner Geestplatten und das Ostbraunschweigische Flachland (NHE 623, 624) ab. Das Wendland wie auch die im äußersten Westen des niedersächsischen Tieflandes gelegenen Gebiete, die bei Betrachtung der Gesamtliste die höchsten RL-Artenzahlen aufwiesen, waren arm an RL-Waldarten.

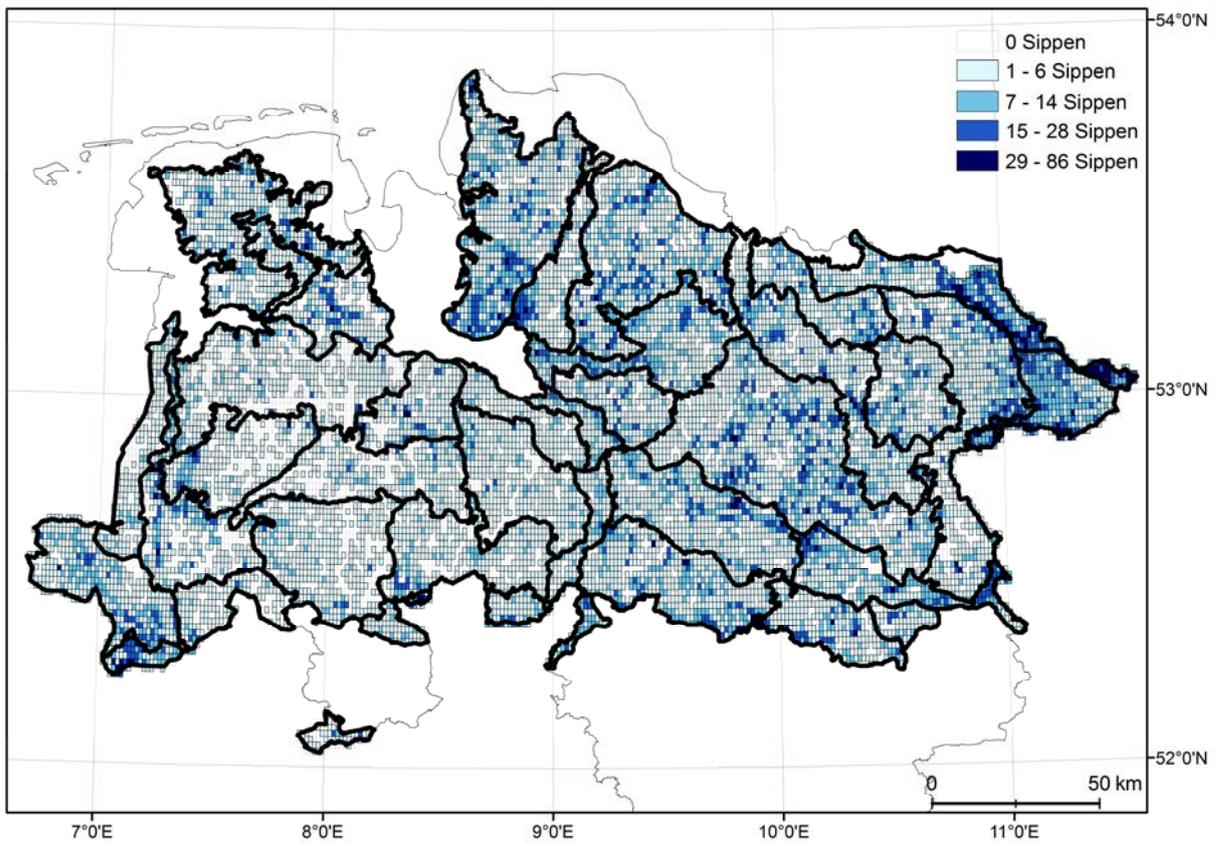


Abb. 11: Anzahl der seltenen und gefährdeten Gefäßpflanzensippen pro Minutenfeld im niedersächsischen Tiefland. Insgesamt gingen 490 Sippen in die Berechnung ein.

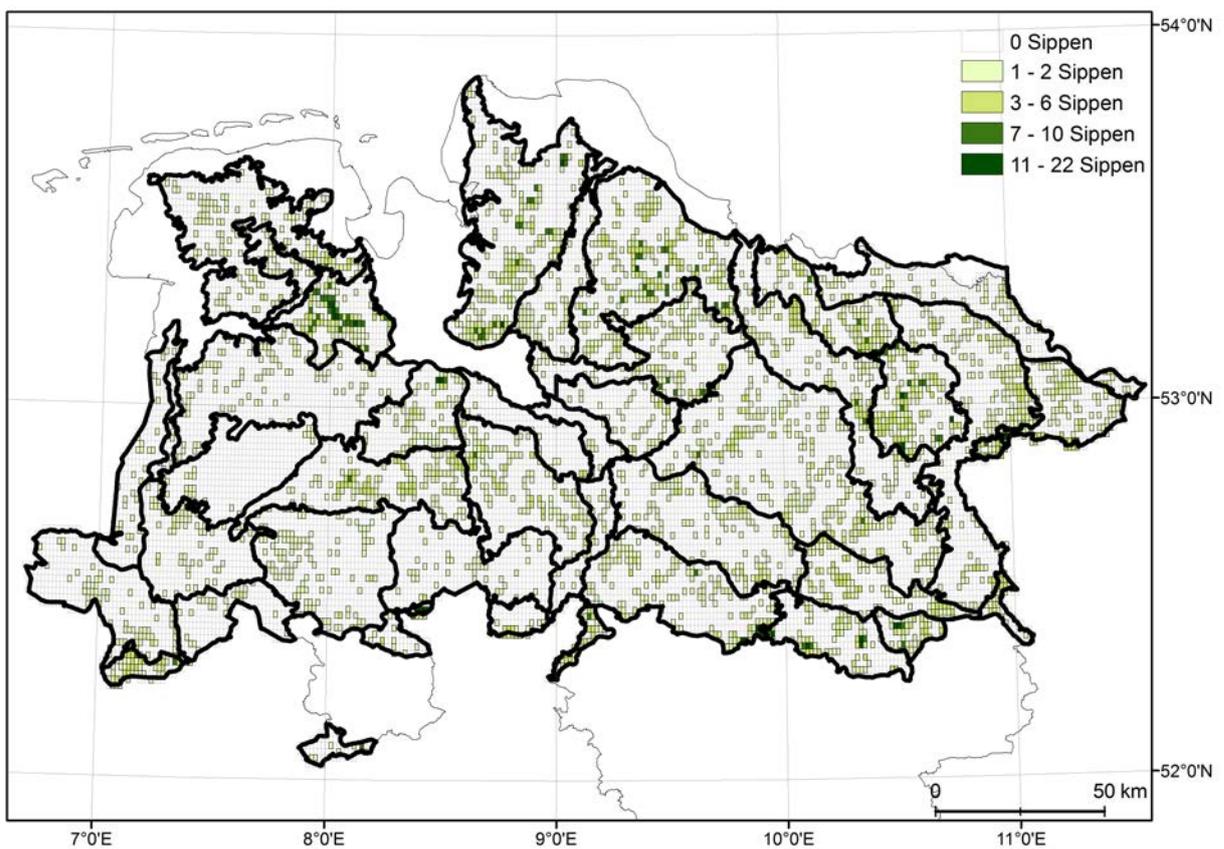


Abb. 12: Anzahl der seltenen und gefährdeten Waldgefäßpflanzensippen pro Minutenfeld im niedersächsischen Tiefland. Insgesamt gingen 60 Sippen in die Berechnung ein.

c) Schutzgebietssysteme

Es waren 530 NSG ausgewiesen, die insgesamt 4,4% der Gesamtfläche des Tieflandes einnahmen. Die 240 FFH-Gebiete nahmen 6,6% der Tieflandfläche ein. Durch starke Überlappung beider Schutzgebietskategorien summierte sich die insgesamt von NSG und FFH-Gebieten abgedeckte Fläche im Tiefland auf 8% der Gesamtfläche. Durch NSG geschützte Wälder nahmen nur 1,3% der Gesamtfläche, durch FFH-Gebiete geschützte Wälder 2% ein, die sich stark überlagernden Waldschutzgebiete lag bei 2,3% (Abb. 13).

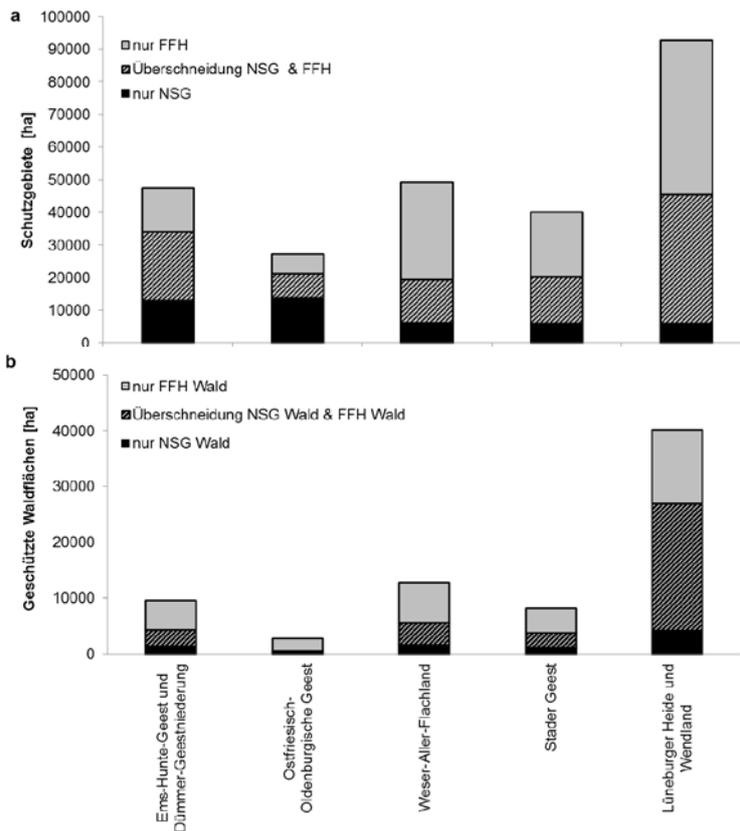


Abb. 13: Schutzgebietsflächen in den fünf Großregionen des niedersächsischen Tieflandes (in ha) unter Berücksichtigung der räumlichen Überlagerung von NSG und FFH-Gebieten. a) Gesamt-schutzgebiete, b) Schutzgebiete in Wäldern.

d) Effektivität von Schutzgebieten für den Artenschutz

Die Vorkommen und Verbreitungsschwerpunkte der RL-Arten des niedersächsischen Tieflandes lagen zum überwiegenden Teil in Schutzgebieten (Tab. 3a). Die Effektivitätsanalyse zeigte für 85% der naturräumlichen Haupteinheiten (NHE) einen positiven Zusammenhang zwischen NSG-Ausdehnung und RL-Arten-Vorkommen. In den übrigen NHE bestand kein Zusammenhang bzw. in einem Fall, der Unteren Mittelelbe-Niederung (NHE 876), die eine außergewöhnlich hohe RL-Artenzahl und -dichte aufwies, ein negativer Zusammenhang. Mit der Erweiterung der Schutzgebiete um die FFH-Gebiete (ca. 117 000 ha) erhöhte sich die Anzahl der NHE mit effektivem Gebietschutz auf 95%. Lediglich in zwei Gebieten, in denen keine nennenswerten Veränderungen der Schutzgebietsfläche stattfanden, wurde auch weiterhin keine effektive Abdeckung der Artvorkommen durch Schutzgebiete erreicht.

Tab. 3: Artenzahlen der RL-Arten, Ausdehnung der NSG bzw. der NSG und FFH-Gebiete und Ergebnisse der Analyse der Effektivität von Schutzgebieten für den Schutz von RL-Arten: a) Gesamtliste bzw. b) Waldarten . Effektivitätsanalyse: Ergebnisse der GLM-Analysen; n.s.: nicht signifikant, +/-: positiver/ negativer Zusammenhang zwischen Schutzgebietsausdehnung und Artenreichtum, */**/**: Signifikanzniveaus ($p \leq 0,05/ 0,01/0,001$).

		a) RL Gefäßpflanzenarten gesamt						b) RL Waldarten						
Großregion	NHE	NSG		NSG+FFH		Effektivitätsanalyse		RL-Waldarten			NSG Wald	FFH+NSG Wald	Effektivitätsanalyse	
		Artenzahl	[ha]	[ha]	[ha]	NSG	NSG+FFH	1.1	1.2	1.1+1.2	[ha]	[ha]	NSG Wald	NSG+FFH Wald
Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung	540	75	21	21	n.s.	n.s.	10	0	10	18	18	n.s.	n.s.	
	544	148	687	1.918	+	+	18	2	20	111	1.229	n.s.	+	
	580	175	1.754	3.104	+	+	13	0	13	614	1.013	+	+	
	581	111	96	264	n.s.	+	12	0	12	6	139	n.s.	+	
	582	149	156	165	n.s.	n.s.	22	1	23	9	9	n.s.	n.s.	
	584	134	18.929	20.530	+	+	10	2	12	460	508	+	+	
	585	171	1.293	3.470	+	+	21	0	21	393	1.554	+	+	
	586	148	2.017	6.520	+	+	10	1	11	302	1.469	+	+	
	592	118	5.739	6.355	+	+	9	0	9	455	598	+	+	
	593	122	673	999	+	+	14	1	15	283	551	+	+	
594	144	921	1.842	+	+	15	1	16	526	981	+	+		
595	154	1.831	2.384	+	+	20	1	21	1.168	1.605	+	+		
Ostfriesisch-Oldenburgische Geest	600	156	11.660	12.173	+	+	8	0	8	334	372	+	+	
	601	79	2.828	2.879	+	+	3	0	3	20	21	n.s.	n.s.	
	602	179	1.885	3.564	+	+	21	0	21	180	1.278	+	+	
	603	131	398	1.242	+	+	18	1	19	12	747	n.s.	+	
	604	75	635	3.669	+	+	4	0	4	4	409	n.s.	n.s.	
605	86	3.730	3.738	+	+	2	0	2	58	58	n.s.	n.s.		
Weser-Aller-Flachland	583	121	1.017	1.459	+	+	10	2	12	39	74	n.s.	n.s.	
	620	97	66	1.340	+	+	3	1	4	3	11	n.s.	n.s.	
	621	112	242	388	n.s.	+	5	1	6	108	156	+	+	
	622	261	5.820	12.826	+	+	32	4	36	407	1.036	n.s.	+	
	623	233	1.767	3.252	+	+	31	3	34	208	1.500	n.s.	+	
	624	104	149	305	+	+	22	2	24	128	252	+	+	
	625	109	1.792	3.992	+	+	12	1	13	947	1.689	+	+	
	626	228	5.367	9.628	+	+	20	1	21	3.132	3951	+	+	
	627	229	3.140	14.401	+	+	20	3	23	693	2.412	+	+	
628	88	13	1.816	n.s.	+	13	2	15	5	1.695	n.s.	+		
Stader Geest	630	135	985	1.693	+	+	13	0	13	305	610	n.s.	n.s.	
	631	195	5.674	11.399	+	+	22	0	22	1.237	2.290	n.s.	+	
	632	131	2.415	5.431	+	+	16	0	16	127	252	+	+	
	633	235	8.164	11.655	+	+	28	1	29	1.067	1.923	+	+	
634	208	3.098	10.016	+	+	25	2	27	1.104	3.115	+	+		
Lüneburger Heide und Wendland	640	202	17.494	19.326	+	+	33	4	37	11.832	13.099	+	+	
	641	250	18.494	33.262	+	+	28	3	31	8.909	12.623	+	+	
	642	305	1.273	3.426	+	+	31	4	35	880	2.251	n.s.	+	
	643	198	1.533	3.401	+	+	31	2	33	1.028	1.656	+	+	
	644	196	1.525	2.527	+	+	29	4	33	853	1.153	+	+	
	860	285	3.761	8.179	+	+	33	2	35	2.867	4.302	+	+	
	861	120	779	827	+	+	16	0	16	168	177	+	+	
876	273	618	22.061	-	+	16	6	22	447	4.898	+	+		
Summe		490	140.439	257.447			52	8	60	41.447	73.684			

Die Effektivitätsanalyse für die RL-Waldarten zeigte, dass deren Hotspots wesentlich schlechter durch Schutzgebiete abgedeckt waren als die der RL-Arten der Gesamtliste (Tab. 3b). Lediglich in 61% der NHE lagen die Vorkommen der RL-Waldarten zum überwiegenden Teil in durch NSG geschützten Wäldern. In der Oldenburger Geest (NHE 603) und der NHE Burgdorf-Peiner Geestplatten (NHE 623) waren insbesondere die Minutenfelder mit besonders hoher Artendichte (>11 RL-Waldarten) nicht durch NSG, jedoch aufgrund der großen Flächenausweitung durch FFH-Gebiete abgedeckt. Insgesamt stieg der Anteil der NHE mit einer guten Abdeckung der Vorkommen der RL-Waldarten durch NSG- und FFH-Gebiete auf 81%. Die verbleibenden NHE, in denen kein Zusammenhang von RL-Waldartenverteilung und Schutzgebieten aufgezeigt werden konnte, waren generell relativ artenarm.

3.3 Prognose von NATURA 2000 Wald-Lebensraumtypen in Niedersachsen: Identifizierung von Indikatorartengruppen und Überprüfung der Methode

Anlage 4

Culmsee, H., Schmidt, M., Schacherer, A., Schmiedel, I. & Meyer, P. Predicting ecologically valuable forest habitat types by indicator plant species distributions in the state of Lower Saxony, Germany. Unveröffentlichtes Manuskript.

a) Einführung in das Thema

Wälder gehören zu den bedeutendsten Habitattypen Europas. Die absolute Waldfläche hat europaweit in den letzten Jahrzehnten zugenommen, die ökologische Qualität von Wald-Ökosystemen geht jedoch zurück (EEA, 2010). Um Entscheidungsprozesse über die Erhaltung und Ausweitung von für den Naturschutz wertvollen temperaten Wald-Schutzgebieten zu unterstützen, werden Werkzeuge für die systematische Naturschutzplanung und das Monitoring benötigt. Diese sollten großräumig einsetzbar sein.

Ziele der Arbeit waren,

- (1) ein Werkzeug zur Prognose der Verbreitung von NATURA 2000-Wald-Lebensraumtypen für die Modellregion Niedersachsen zu entwickeln,
- (2) selektiv die Effektivität des Prognose-Werkzeugs anhand von Geländebegehungen zu überprüfen.

b) Übersicht der Wald-Habitattypen

Für Niedersachsen wurden 26 Waldgesellschaften definiert. Von diesen wurden 17 Wald-Gesellschaften 12 NATURA 2000-Lebensraumtypen zugeordnet.

Vier Buchenwald-Gesellschaften deckten die gesamte ökologische Breite trockener Kalkstandorte über mittlere zu sauren Standorten ab. Es kamen jeweils zwei Typen von Eichen-Hainbuchen- und Eichenmischwäldern vor. Der überwiegende Anteil der Kiefernwälder war auf Grenzertragsstandorten anthropogen eingebracht, von ihnen waren lediglich die mitteleuropäischen Flechtenkiefernwälder zu den FFH-Lebensraumtypen zu zählen. Zu den prioritären Wald-Lebensraumtypen zählten die Schluchtwälder, die Auenwälder und die Moorwälder. In der montanen Zone des Harzes kamen natürliche Fichtenwälder vor.

Durch mindestens fünf Indikatorarten waren Laubwälder trockener Kalkstandorte (F02, F03, F07), Buchenwälder mittlerer basenreicher Standorte (F04), Schluchtwälder (F08) und Hartholzauenwälder (F10&F11) gekennzeichnet (Abb. 14).

Die Mehrzahl der Lebensraumtypen war durch mindestens drei Indikatorarten mit hoher Waldbindung (1.1, 1.2) charakterisiert. Lediglich die Laubwälder saurer Standorte (F09,

F19), die Bach begleitenden Wälder (F13) und die Weichholzauen (F14) besaßen eine geringere Anzahl von Indikatorarten. Die Indikatorarten der natürlichen Fichten-Bergwälder (F20 & F21) und der Moorwälder (F26) kamen sowohl im Wald als auch im Offenland vor. Flechtenskiefernwälder waren nicht durch Gefäßpflanzen charakterisiert.

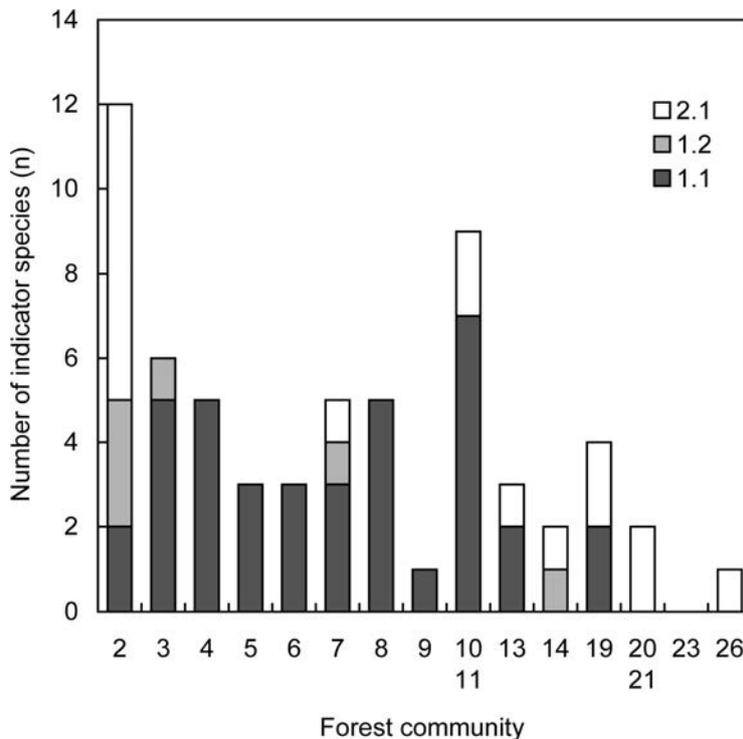


Abb. 14: Anzahl der Indikatorarten der NATURA 2000-Wald-Lebensraumtypen in Niedersachsen und ihre Waldbindung (1.1, Arten geschlossener Wälder; 1.2, Arten der Waldlichtungen und -ränder; 2.1, Arten des Waldes und des Offenlandes). Die Nummern der Waldgesellschaften (Forest community) korrespondieren zu der in Tab. 4 verwendeten Nummerierung.

c) Verbreitung der für den Naturschutz wertvollen Wald-Habitattypen

Die Wald-Habitattypen konnten auf Grundlage der modellierten und tatsächlich nachgewiesenen Verbreitung drei Verbreitungstypen zugeordnet werden:

- Typ I: Weit verbreitet im niedersächsischen Tief- und Hügelland
Die Waldtypen kamen in 23-45% der Quadranten vor. Hierzu zählten die Laubwälder mittlerer und saurer Standorte, die Hartholzauen und Moorwälder. Die Vorhersagewahrscheinlichkeit lag jeweils bei > 50%, z. T. sogar bei 90%.
- Typ II: Lineare Verbreitungsmuster in den großen Stromtälern
Diese Habitattypen (Weichholzauen- und Eichen-Ulmen-Wälder) waren außerordentlich selten (Vorkommen in <10% der Quadranten). Die Vorhersagewahrscheinlichkeit lag bei < 20%.
- Typ III: Vorkommen auf das Hügelland beschränkt
Von den Laubwäldern der trockenen Kalkstandorte waren Orchideen-Buchenwälder und das Eichen-Hainbuchen-Wälder relativ häufig, Flaum-Stieleichenwälder dagegen sehr selten. Der Waldgersten-Buchenwald war im Hügelland weit verbreitet. Schluchtwälder konzentrierten sich im Wesentlichen auf das Weser-Bergland und den Harzrand. Montane Fichtenwälder waren auf den Hochharz beschränkt.
Die Vorhersagewahrscheinlichkeit war sehr gut. Sie lag bei > 75%.

Tabelle 4: Ökologische Gruppen (E01-E10) der in Niedersachsen vorkommenden temperaten europäischen Wälder und Bergwälder (F01-F26) und ihre Übersetzung in NATURA 2000-Habitattypen (Zuordnung erfolgte nach EC, 2007).

Ökologische Gruppe	Wald-Gesellschaft	NATURA 2000 Code	NATURA 2000 Habitattyp
E01 Laub- und Nadelwälder trockener Kalkstandorte	F01 <i>Sanguisorba minor</i> - <i>Pinus sylvestris</i> -Ges.	--	--
	F02 Quercetum pubescentis-petraeae	9150 [9170, 91H0*]	Mitteuropäische Kalk-Buchenwälder (Cephalanthero-Fagion)
	F03 Carici-Fagetum	9150	Mitteuropäische Kalk-Buchenwälder (Cephalanthero-Fagion)
	F07 Galio-Carpinetum	9170	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (Galio-Carpinetum)
E02 Laubwälder mittlerer Standorte	F04 Hordelymo-Fagetum	9130	Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-Fagetum)
	F05 Galio-Fagetum	9130	Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-Fagetum)
	F06 Stellario-Carpinetum	9160	Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald (Carpinion betuli)
E03 Laubwälder saurer Standorte	F09 Luzulo-Fagetum	9110	Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)
	F18 Luzulo-Quercetum	--	--
	F19 Betulo-Quercetum	9190	Alte bodensaure Eichenwälder mit <i>Quercus robur</i> auf Sandebenen
E04 Schluchtwälder	F08 Fraxino-Aceretum	9180*	* Schlucht- und Hangmischwälder (Tilio-Acerion)
E05 Hartholzauen	F10 Stellario nemori-Alnetum	91E0*	* Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)
	F11 Carici remotae-Fraxinetum	91E0*	* Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)
	F12 Alno-Ulmion Basalgesellschaft	--	--
	F13 Querco-Ulmetum	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> oder <i>Fraxinus angustifolia</i> (Ulmenion minoris)
	F14 Salcietum albae	91E0*	* Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)
E07 Bruchwälder	F15 Carici elongatae-Alnetum	--	--
	F16 Sphagno squarrosi-Alnetum	--	--
	F17 <i>Rubus idaeus</i> - <i>Alnus glutinosa</i> Gesellschaft	--	--
E08 Moorwälder	F26 Vaccinio uliginosi-Betuletum	91D0*	* Moorwälder
E09 Natürliche Fichtenwälder der Gebirge und Fichtenforste	F20 <i>Betula carpatica</i> - <i>Picea abies</i> Gesellschaft	9410	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea)
	F21 Calamagrostio villosae-Piceetum	9410	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea)
	F22 Fichtenforst	--	--
E10 Kiefernwälder auf Sand	F23 Cladonio-Pinetum	91T0	Mitteuropäische Flechten-Kiefernwälder
	F24 Leucobryo-Pinetum	--	--
	F25 <i>Deschampsia flexuosa</i> - <i>Pinus sylvestris</i> Gesellschaft	--	--

Anmerkungen: Der Begriff Alno-Padion nach der Nomenklatur der EC (2007) ist synonym zum Alno-Ulmion nach Rennwald (2000). * Prioritäre Lebensraumtypen

d) Prognosewahrscheinlichkeit

Betrachtete man nun die Gesamtheit der für den Naturschutz wertvollen Wald-Lebensraumtypen, so war festzustellen, dass die Vorkommenswahrscheinlichkeit (*incidence probability*) stieg, je mehr Indikatorarten eine Gesellschaft kennzeichneten (Abb. 15). Ferner war die Korrelation stärker bei Berücksichtigung der Indikatorarten mit starker Waldbindung (1.1 und 1.2) als bei zusätzlicher Berücksichtigung der Arten, die sowohl im Wald als auch im Offenland vorkommen (Waldbindung 2.1).

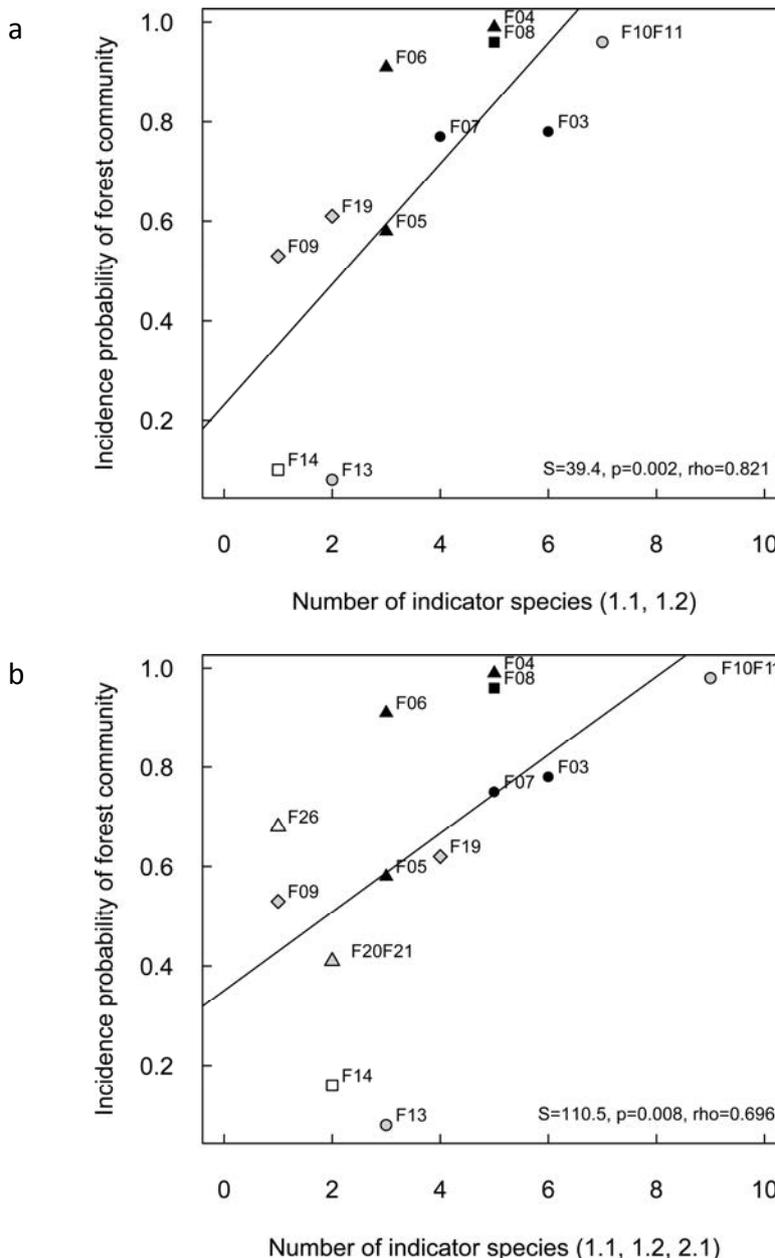


Abb. 15: Vorkommenswahrscheinlichkeit (*incidence probability*) von Waldgesellschaften bei Hinzuziehung von (a) Arten mit hoher Waldbindung (Waldbindungskategorien 1.1. und 1.2) oder (b) Arten mit Waldbindung (Waldbindungskategorien 1.1, 1.2 und 2.1). Die Signifikanz wurde anhand des Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten (ρ) überprüft. Die Symbole gruppieren die verschiedenen Waldgesellschaften nach ökologischen Charakteristika (vgl. Tab. 4): Laub- und Nadelwälder trockener Kalkstandorte (schwarze Punkte); Laubwälder mittlerer Standorte (schwarze Dreiecke); Laubwälder saurer Standorte (graue Rauten); Schluchtwälder (schwarze Quadrate); Hartholzauen (graue Kreise); Weichholzauen (weißes Quadrat); Moorwälder (weißes Dreieck); natürliche montane Fichtenwälder (graue Dreiecke).

e) Neufunde bei Überprüfung im Gelände

Die Überprüfung der Modelle erfolgte exemplarisch für fünf auf das Hügelland beschränkte Wald-Habitattypen (Verbreitungstyp III). Das Vorgehen und die Ergebnisse seien beispielhaft anhand des FFH-Lebensraumtyps der Orchideen-Buchenwälder (§ FFH, LRT 9150) demonstriert.

Die Orchideen-Buchenwälder wurden durch sechs Indikatorarten, *Campanula persicifolia* (Waldbindung 1.2), *Carex digitata* (1.1), *Cephalanthera damasonium* (1.1), *Daphne mezereum* (1.1), *Epipactis helleborine* (1.1) und *Melica nutans* (1.1), charakterisiert. Das Modell zeigte, dass die Orchideen-Buchenwälder, mit Ausnahmen des Hochharzes, des Sollings und des westlichen Teils der Börden, im Hügelland potentiell weit verbreitet waren (Abb. 16).

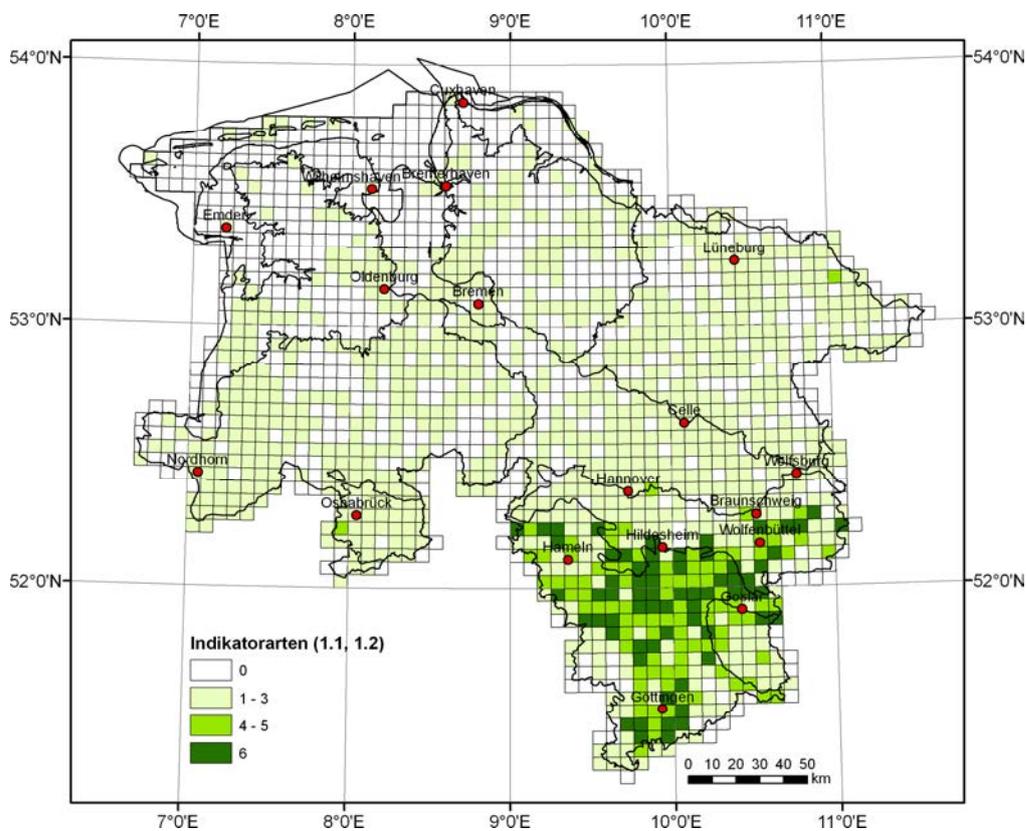


Abb. 16: Indikatorartenzahl pro Quadrant für die Orchideen-Buchenwälder (Carici-Fagetum, F03, § FFH-LRT 9150) als Modell für die potentielle Verbreitung der Waldgesellschaft in Niedersachsen.

In Niedersachsen waren in 90 Quadranten Vorkommen der Orchideen-Buchenwälder bekannt (Abb. 17, blau signierte Quadranten). Basierend auf den Ergebnissen der Modellierung wurden 32 Quadranten, für die eine hohe Zahl von Indikatorarten nachgewiesen war, durch Geländebegehungen im Hinblick auf das Vorkommen von Orchideen-Buchenwäldern überprüft. Dabei konnte die Waldgesellschaft in weiteren 17 Quadranten nachgewiesen werden, in 15 Quadranten war die Gesellschaft nicht nachweisbar. Der verbesserte Datensatz ergab einen Anstieg der Vorhersagewahrscheinlichkeit von 78 auf 87%.

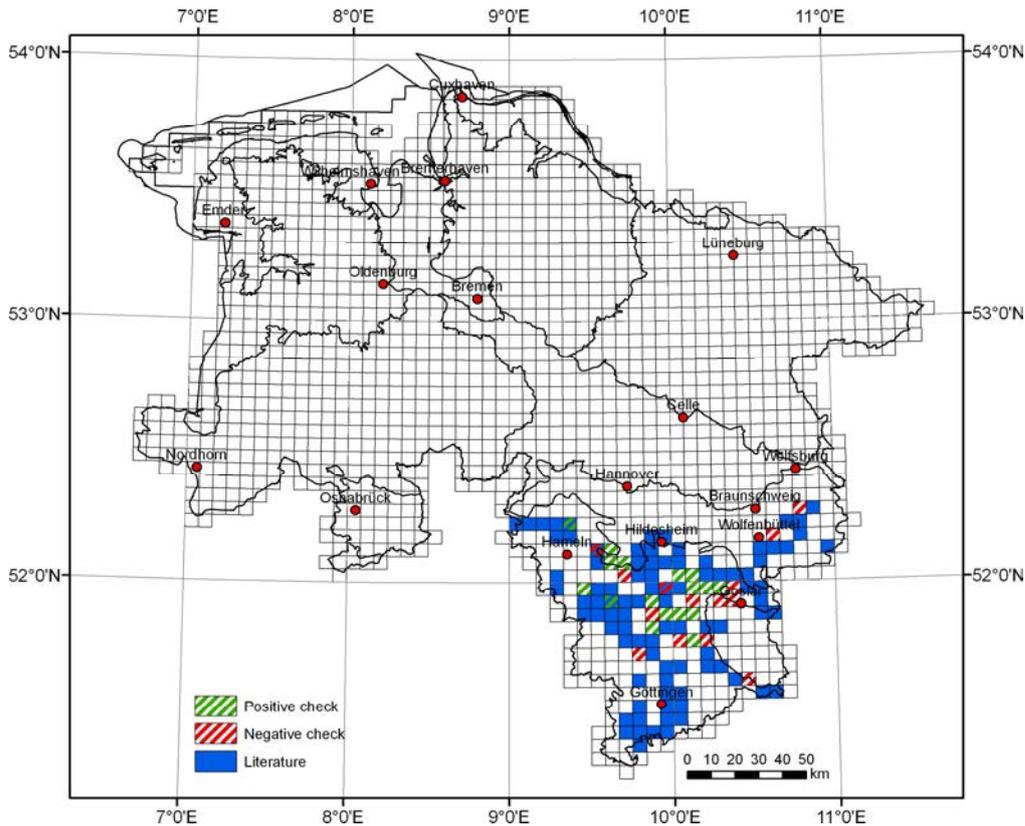


Abb. 17: Verbreitung der Orchideen-Buchenwälder (Carici-Fagetum, F03, § FFH-LRT 9150) in Niedersachsen nach Verbreitungsangaben aus der Literatur, der selektiven Biotoptypenkartierung und der FFH-Lebensraumkartierung (blau eingefärbte Quadranten). Schraffierte Messtischblatt-Quadranten, in denen eine hohe Indikatorartenzahl, aber kein Nachweis vorhanden war bzw. in denen ein Nachweis vorhanden, aber nur wenige Indikatorarten vorkamen, wurden überprüft (grüne Schraffur: Neunachweis der Waldgesellschaft, rote Schraffur: kein Nachweis).

3.4 Indikatorarten von Feuchtgrünland-Lebensräumen

Anlage 6

Kurzfassung von:

Moos, J.-H. (2011) Zur Verbreitung und Diversität des Feuchtgrünlandes in ausgewählten Landschaftsausschnitten der Aller-Niederung und der Peiner Geest im Niedersächsischen Tiefland. Masterarbeit M.Sc. Biologische Diversität und Ökologie, Universität Göttingen, Mai 2011, 102 S. und Anlagen.

a) Einführung in das Thema

Kulturgrasland und naturnahes Grasland sind in Niedersachsen sehr vielfältig in Hinsicht auf ihre Gesellschaftsausprägung. Wie sich im Rahmen der Projektarbeiten herausstellte, sind sie bisher für Niedersachsen nicht abschließend synoptisch bearbeitet worden, so dass hier nicht auf ein bestehendes pflanzensoziologisches System aufgebaut werden konnte. Eine umfassende pflanzensoziologische Aufarbeitung war nicht Ziel des Projektes, so dass sich die Untersuchungen lediglich auf die feuchten, aus naturschutzfachlicher Sicht sehr bedeutsamen Ausprägungen des Kulturgraslandes beziehen.

Artenreiches Feuchtgrünland zählt heute in Europa und Deutschland zu den stark gefährdeten Vegetationstypen (Rosenthal et al., 1998, Hodgson et al., 2005, Dierschke &

Briemle, 2008, Lind et al., 2009, Wesche et al., 2009, Ellenberg & Leuschner, 2010). Schon seit einigen Jahrzehnten wird auf den Flächenrückgang und die floristischen Veränderungen des Feuchtgrünlands hingewiesen (Meisel & von Hübschmann, 1976, Dierschke & Wittig, 1991, Hundt, 1996, Dierschke, 1997, Hodgson et al., 2005, Krause et al., 2011). Der Grund für diese massiven Veränderungen ist der Wandel in der landwirtschaftlichen Arbeits- und Produktionsweise seit den 50er Jahren, der mit großräumiger Intensivierung einher gegangen ist (Lind et al., 2009). Auf Grund ihrer Gefährdung sind die Biotoptypen des Feuchtgrünlandes sowohl auf den Roten Listen Niedersachsens und seiner benachbarten Bundesländer (Bergmeier & Nowak, 1988; Dierßen et al., 1988, von Drachenfels, 1996, Verbücheln et al., 1999, Schuboth & Peterson, 2004), als auch auf der Roten Liste des Bundes (Riecken et al., 2006) zu finden. Die europaweite Bedeutung der Pfeifengraswiesen und Brenndolden-Auenwiesen wird auch dadurch unterstrichen, dass sie als FFH-Lebensraumtypen geführt werden (NLWKN, 2009 a, b).

b) Indikatorarten der Pfeifengraswiesen

Auf Grundlage einer ersten eigenen Zusammenstellung von Stetigkeitstabellen des Kultur- und naturnahen Graslandes in Niedersachsen konnten für die Pfeifengraswiesen (Molinion s.l., §FFH-LRT 6410) acht Indikatorarten ermittelt werden (Tab. 5).

Tab. 5: Indikatorarten des Molinion *sensu lato*.

Art	Diagnostisch für
<i>Selinum carvifolia</i>	Molinion s.l.
<i>Betonica officinalis</i>	Molinion s.l.
<i>Carex acutiformis</i>	Molinietalia
<i>Angelica sylvestris</i>	Molinietalia
<i>Valeriana dioica</i>	Molinietalia
<i>Achillea ptarmica</i>	Molinietalia
<i>Filipendula ulmaria</i>	Molinietalia
<i>Silene flos-cuculi</i>	Molinietalia

Ein gehäuftes Vorkommen der acht Indikatorarten der Pfeifengraswiesen konzentrierte sich auf das Weser-Aller-Flachland (Abb. 18). In diesem Raum wurden daher neun Quadranten mit besonders hoher Indikatorartendichte für weitergehende Untersuchungen ausgewählt.

b) Feuchtgrünland-Typen im Untersuchungsgebiet

Für das Untersuchungsgebiet wurden fünf Grünlandtypen herausgearbeitet. Von diesen konnten vier als Feuchtgrünland im weiteren Sinne bezeichnet werden (Tab. 6). Es handelte sich dabei um eine Calthion-Gesellschaft, eine *Carex acuta-Ranunculus flammula*-Gesellschaft, eine Potentillion anserinae-Gesellschaft und eine Molinietalia-Basalgesellschaft. Nicht zum Feuchtgrünland zu zählen war die Molinio-Arrhenatheretea-Basalgesellschaft. Ein gemeinsames Merkmal der beschriebenen Einheiten war eine niedrige mittlere Artenzahl.

Obwohl in einigen der mit dem Pfeifengraswiesen-Modell ermittelten Quadranten interessante Feuchtgrünlandbereiche gefunden werden konnten, ist es nicht gelungen, diesen artenreichen Vegetationstyp auch tatsächlich nachzuweisen.

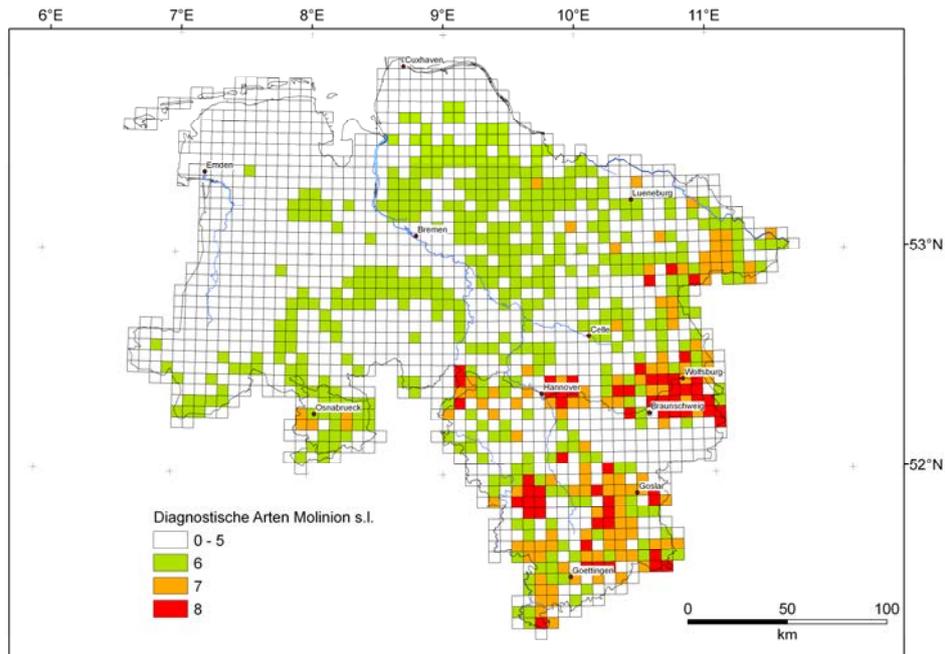


Abb. 18: Anzahl der acht Indikatorarten der Pfeifengraswiesen (Molinion s.l.) für die 1764 MTB-Quadranten in Niedersachsen.

Tab. 6: Synsystematische Einordnung der Vegetationseinheiten des Untersuchungsgebietes. Gesellschaften mit unklarer Zuordnung sind durch ? gekennzeichnet.

Molinio-Arrhenatheretea Tx. 1937

Molinio-Arrhenatheretea-Basalgesellschaft (Einheit 3)

Molinietales caeruleae W. Koch 1926

Molinietales-Basalgesellschaft (Einheit 5)

Calthion Tx. 1937

Calthion-Gesellschaft (Einheit 1)

? *Carex acuta-Ranunculus flammula*-Gesellschaft (Einheit 2)

Potentillo-Polygonetalia Tx. 1947

Potentillion anserinae Tx. 1947

Potentillion anserinae-Gesellschaft (Einheit 4)

Phragmito-Magnocaricetea Klika in Klika et Novák 1941

Phragmitetalia australis W. Koch 1926

Magnocaricion elatae W. Koch 1926

? *Carex acuta-Ranunculus flammula*-Gesellschaft (Einheit 2)

c) Naturschutzfachliche Bewertung

Es zeigte sich, dass aus allen Feuchtgrünland-Typen (mit Ausnahme der *Molinio-Arrhenatheretea*-Basalgesellschaft) ein Teil der Flächen im Niedersächsischen Agrar-Umweltprogramm ergebnisorientiert förderungswürdig wären. Obwohl große Teile der untersuchten Grünlandflächen nicht als naturschutzfachlich wertvoll eingestuft wurden, so konnten doch Räume mit Potential zur Entwicklung von artenreicher Feuchtgrünlandvegetation identifiziert werden.

3.5 Natürlichkeitsgrad von Landschaften

Anlage 7

Materialien zum Natürlichkeitsgrad von Landschaften:

Culmsee, H., Schmiedel, I. & Schacherer, A. (2009) The degree of naturalness on the landscape scale and its implication for the diversity of endangered and neophytic vascular plants in Lower Saxony. 39. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (14.-18.09.2009), Bayreuther Forum für Ökologie, 115: 228.

Schmiedel, I. & Culmsee, H. (2009) Landscape fragmentation and its effect on vascular plant species richness in Lower Saxony. 39. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (14.-18.09.2009), Bayreuther Forum für Ökologie, 115: 233.

Schmiedel, I. & Culmsee, H. Landschaftsmaße zur Quantifizierung der Komposition und Konfiguration der niedersächsischen Landschaft. Arbeitspapier.

a) Einführung in das Thema

Der Natürlichkeitsgrad von Landschaften wurde mittels verschiedener Landschaftsmaße untersucht, die potentiell Rückschlüsse auf den Einfluss des Menschen zulassen. Hier sollen unterschiedliche Herangehensweisen an dieses Thema vorgestellt werden. Um in die Thematik der Landschaftsmaße einzuführen werden hier beispielhaft zunächst zwei Landschaftsmaße erläutert, im Folgenden werden dann unterschiedliche Landschaftsmaße in Beziehung zur Diversität verschiedener Gefäßpflanzenartengruppen gesetzt.

b) Beispiele für Landschaftsmaße

Die Kernflächengröße von Wäldern ist unter der Annahme zu bewerten, dass der Einfluss des Menschen umso geringer zu werten ist, je höher die Kernflächengröße pro Landschaftseinheit ist.

Hohe Kernflächengrößen von Wäldern (Abb. 19a) fanden sich in Niedersachsen vor allem im Bereich des Harzes, des Sollings und der Lüneburger Heide, im westlichen Niedersachsen wiesen dagegen nur wenige Quadranten hohe Kernflächengrößen auf. Hohe Randlinienlängen (Abb. 19b) für die Landbedeckungsklasse Wald pro Landschaftseinheit (Quadrant) fanden sich vor allem im nordöstlichen Niedersachsen, im Harz und im südwestlichen Tiefland. Interessant war der Vergleich der Ergebnisse der beiden Landschaftsmaße: Während die Randlinienlänge im südwestlichen Tiefland sehr hohe Werte aufwies, nahmen die Kernflächengrößen der Waldbereiche nur geringe bis mittlere Werte an. Dies war ein Hinweis darauf, dass die Wälder dieser Region offenbar stark fragmentiert vorlagen. Ähnliches galt für Teile des östlichen Tieflands. Auffällig war, dass der Bereich des Sollings (östliches Hügel- und Bergland) für die Waldbereiche hohe Kernflächengrößen, gleichzeitig aber nur eine mittlere Randlinienlänge der Wald-Patches pro Quadrant aufwies. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass die Waldbereiche in dieser Region wenig zerschnitten und eher großflächig waren. Gleiches galt für den Bereich südöstlich von Braunschweig.

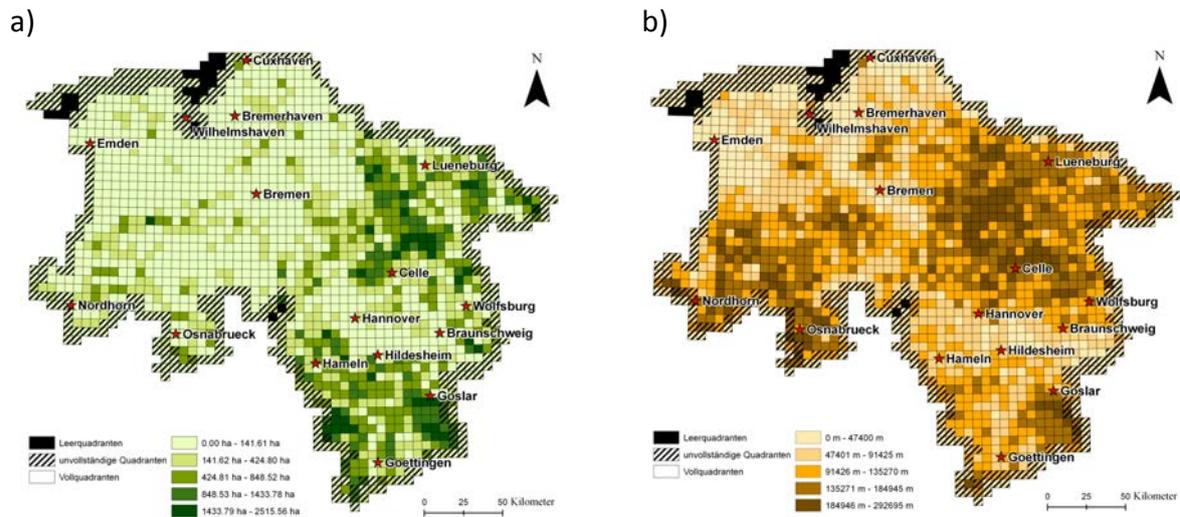


Abb. 19: Ausprägung von Landschaftsmaßen auf Messtischblatt-Quadranten-Ebene in Niedersachsen. a) Kernflächengröße von Wäldern (Total Core Area, TCA, mit einer Randtiefe von 100 m) und b) Gesamtkantenlänge von Wäldern (Total Edge, TE).

c) Beziehung zwischen „effektiver Maschenweite“ und Gefäßpflanzen-Diversität

Der Prozess der Landschaftsfragmentierung und der damit einhergehende Habitatverlust führen zum Rückgang der Biodiversität (Saunders et al., 1991). Eine Vielzahl von Landschaftselementen, so u. a. Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsflächen, tragen zur Fragmentierung der natürlichen bzw. naturnahen Landschaft bei. Die Landschaftsfragmentierung resultiert in der Abnahme der Habitatgröße und sich dadurch verändernden mikroklimatischen Bedingungen und wirkt sich so auf die Vitalität der Populationen von Pflanzen- wie auch Tierarten aus. Es wird angenommen, dass Populationen umso stärker durch die Folgen der Habitatfragmentierung bedroht sind, je kleiner ihre Populationsgrößen und je stärker sie an stabile Umweltverhältnisse angewiesen sind. Es wird daher angenommen, dass solche Pflanzenarten, die an Waldlebensräume gebunden sind und unter diesen besonders diejenigen mit geringen Populationsgrößen, wie etwa die Waldgefäßpflanzenarten der Roten Liste, besonders durch Habitatfragmentierung und -verlust bedroht sind. Neophyten dagegen profitieren potentiell von der Landschaftszerschneidung, da sie sich vielfach entlang von linearen Strukturen und in gestörten Habitaten ausbreiten.

Die Untersuchung setzte das Landschaftsmaß „effektive Maschenweite“ in Beziehung zur Diversität von etablierten Neophyten bzw. Waldgefäßpflanzen der Roten Liste (getrennte Betrachtung von drei Gruppen von Waldarten: Waldarten 1.1, Waldarten 1.1/ 1.2, Waldarten 1.1/ 1.2/ 2.1 nach Schmidt et al., 2011, Abb. 20).

Die Analyse zeigte, dass die effektive Maschenweite lediglich einen geringen Einfluss auf die Diversität der Rote-Liste-Waldarten hatte (Tab. 7). Dies lässt vermuten, dass in erster Linie andere Parameter als die Landschaftsfragmentierung auf die Diversität dieser Arten einwirkten. Für die Rote-Liste-Waldarten zeigte nur meshFG4 (Fragmentierungsgeometrien = alle nicht bewaldeten Landschaftselemente; vgl. Kap. 2.4.5) eine positive Korrelation mit dem Artenreichtum, was darauf hinwies, dass die Arten an das Auftreten wenig zerschnittener Waldflächen angewiesen waren.

Der Artenreichtum der Neophyten zeigte im Gegensatz dazu keine Korrelation mit meshFG4, jedoch einen negativen Zusammenhang mit meshFG1, meshFG2 und meshFG3: Der Artenreichtum der Neophyten nahm also mit steigender Landschaftsfragmentierung zu. MeshFG1 und meshFG2 hatten den stärksten Einfluss auf die Neophyten-Diversität, die Arten zeigten also eine starke Bindung an Siedlungs-, Industrie- und Ver-

kehrflächen sowie Gewässer. Im Gegensatz zur Diversität der Rote-Liste-Waldarten zeigten die Neophyten keine Korrelation mit meshFG4, die nicht-heimischen Arten wurden also nicht von der Fragmentierung von Waldflächen beeinflusst.

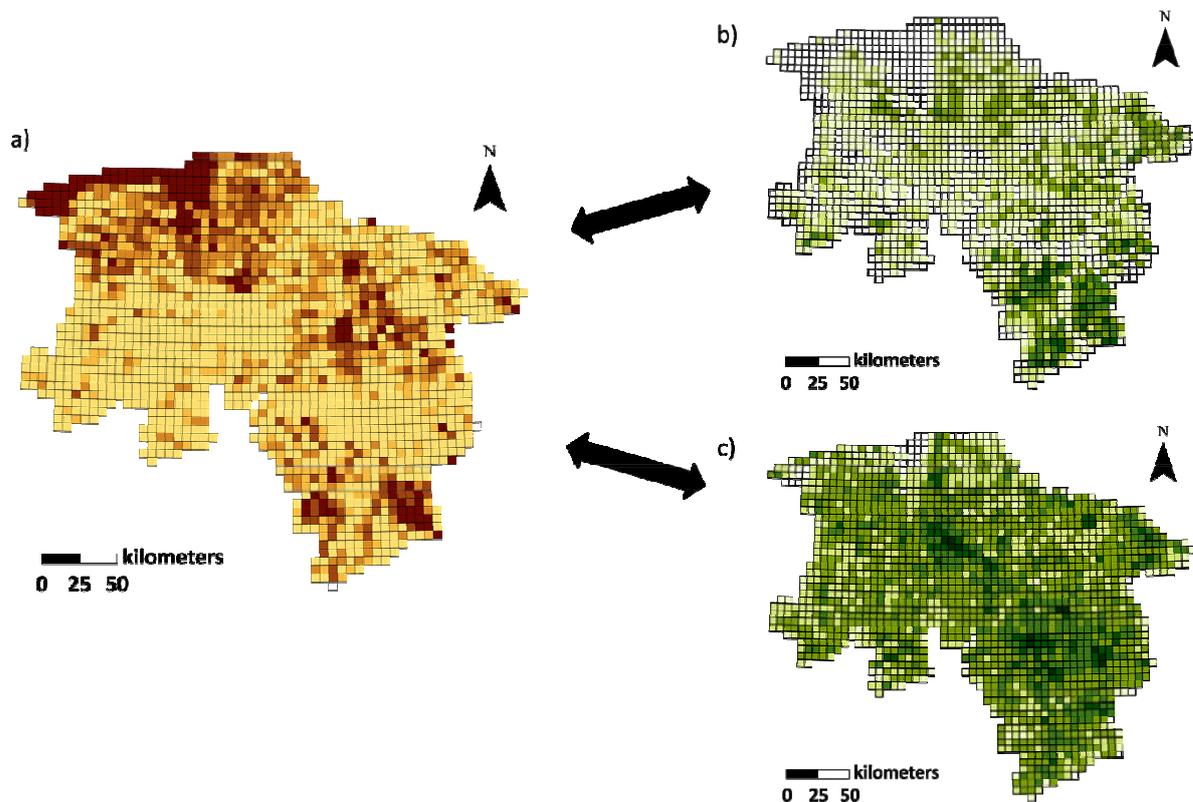


Abb. 20: a) Effektive Maschenweite, b) Rote-Liste-Waldarten- und c) Neophyten-Diversität je MTB-Quadrant. Dunkle Farben repräsentieren Quadranten mit hoher, helle Farben solche mit geringer Maschenweite bzw. Diversität.

Tab. 7: Durch die effektive Maschenweite erklärte Varianz in Rote-Liste-Waldarten- und Neophyten-Diversität. Der Effekt von räumlichen und Umweltvariablen wurde entfernt. Negative Korrelationen ($p \leq 0,05$) sind rot, positive Korrelationen ($p \leq 0,05$) grün hervorgehoben.

	meshFG1	meshFG2	meshFG3	meshFG4
RL Wald 1.11	0.1	0.1	0.1	0.2
RL Wald 1.1/ 1.2	0.0	0.0	0.0	0.2
RL Wald 1.1/ 1.2/ 2.1	0.0	0.0	0.6	0.1
NE	6.5	6.8	4.8	0.0

d) Beziehung zwischen Hemerobie-Maßen und Gefäßpflanzen-Artanzahlen

Eine Vielzahl von anthropogen bedingten Landschaftsmaßen oder Hemerobie-Maßen, kann aus Landschaftsmustern abgeleitet werden (vgl. Kap. 2.4.5). Es kann davon ausgegangen werden, dass nur einige von ihnen tatsächlich einen Erklärungswert für die Diversität verschiedener Artengruppen, wie z.B. von Rote-Liste-Waldarten oder etablierten Neophyten, besitzen. Die Herangehensweise soll im Folgenden demonstriert werden. Da die Berechnungen zum Zeitpunkt der Abgabe des Abschlussberichts noch nicht vollständig fertig gestellt waren, handelt es sich bei den vorgestellten Resultaten um vorläufige Ergebnisse.

Hemerobie-Maße und die abiotische Umwelt erklärten das Vorkommen von Rote-Liste-Waldarten und etablierten Neophyten unterschiedlich gut (Tab. 8). Der Artenreichtum von Rote-Liste-Waldarten wurde zu \pm gleichen Teilen durch die Hemerobie-Maße und die abi-

otische Umwelt erklärt. Dagegen war der Artenreichtum von etablierten Neophyten stark vom anthropogenen Einfluss abhängig.

Tab. 8: Analyse des Erklärungswertes der Hemerobie-Maße, der abiotischen Umwelt und der räumlichen Achsen (räumliche Autokorrelation) für das Vorkommen (Artenzahl) von Rote-Liste-Waldarten mit strenger Waldbindung (1.1), Rote-Liste-Waldarten i.w.S. (1.1, 1.2, 2.1) und etablierte Neophyten in Bezug auf die Vollquadranten in Niedersachsen (vgl. Kap. 2.1; vorläufige Ergebnisse).

	RL 1.1	RL 1.1/ 1.2 /2.1	NE
Hemerobie-Maße	5.3 **	7.3 **	12.3 **
Abiotische Umwelt	6.7 **	7.0 **	1.8 **
Räumliche Achsen	5.0 **	2.5 **	5.4 **
Summe der erklärten Varianz	42.2 **	36.0 **	31.8 **

Eine detaillierte Betrachtung der Bedeutung der einzelnen Hemerobie-Maße für den Artenreichtum der Rote-Liste-Waldarten bzw. der Neophyten wies die wichtigsten Parameter aus (Tab. 9). Die Diversität der Rote-Liste-Waldarten (sowohl Waldarten im engeren als auch im weiteren Sinne) war positiv mit der Kernflächengröße der Wälder (TCA), dem Anteil historisch alter Wälder und der Flächengröße der Wälder korreliert. Sie kamen in geringerem Maße in Landschaftsausschnitten mit hohem Anteil an landwirtschaftlichen Flächen vor. Im Gegensatz dazu wurde für die etablierten Neophyten eine starke positive Korrelation mit Siedlungs- und Industrieflächen gefunden. Auch in dieser Untersuchung konnte wiederum eine negative Korrelation zwischen Neophyten-Diversität und effektiver Maschenweite nachgewiesen werden, was unterstreicht, dass der Artenreichtum dieser Gruppe mit steigender Landschaftszerschneidung ansteigt. Desweiteren kamen Neophyten auch in solchen Landschaften vor, in denen viele einzelne, von Straßen zerschnittene und waldrandreichen Wäldern vorhanden waren.

Tab. 9: Erklärungswert der einzelnen Hemerobie-Maße für das Vorkommen (Artenzahl) von Rote-Liste-Waldarten mit strenger Waldbindung (1.1), die Rote-Liste-Waldarten i.w.S. (1.1, 1.2, 2.1) und etablierte Neophyten in Bezug auf die Vollquadranten in Niedersachsen (vgl. Kap. 2.1; vorläufige Ergebnisse).

	RL 1.1		RL 1.1 to 2.1		NE	
Urban area, settlements	n.s.		0.3**	+	8.2**	+
Traffic area	n.s.		n.s.		0.4**	+
Cropland area	0.5**	-	0.2**	-	n.s.	
Forest area	0.2*	+	0.7**	+	n.s.	
Grassland area	n.s.		0.2**	+	n.s.	
Others area	n.s.		0.2*	+	n.s.	
Mesh size (urban, traffic,water)	0.3**	-	0.2**	-	1.6**	-
Mesh size (all except forest)	0.2**	+	n.s.		n.s.	
Core area of forests (TCA)	1.1**	+	1.7**	+	n.s.	
Complexity of forest (SHAPE)	n.s.		0.5**	+	0.8**	+
Protected areas	0.3**	+	0.5**	+	0.4**	-
Historical old forests	1.8**	+	0.6**	+	n.s.	
N deposition	0.2**	+	n.s.		0.6**	+
Hemeroby metrics (sum)	5.3**		7.3**		12.3**	

Multiple linear regression. Species counts square-root transformed; abiotic environment, significant spatial axes and area of quadrant used as co-variables.

Monte Carlo Permutation Test (499 permutations), ** $p \leq 0.01$, * $p \leq 0.05$, n.s. not significant

4 Diskussion

a) Einführung

Wald und Kulturgrasland sind großflächig naturschutzrelevante Lebensräume. Eine Vielzahl ihrer jeweiligen Lebensraumtypen ist deutschland- und europaweit gefährdet. Aufgrund ihrer unterschiedlichen Entstehungsgeschichte (überwiegend Klimax-Vegetation vs. überwiegend durch anthropogene Maßnahmen konserviert) sind die Naturschutzstrategien bzw. die Maßnahmen, die zu ihrer Erhaltung und Wiederherstellung angewendet werden sollten, jedoch sehr verschieden. Auch wenn unsere Grundidee der Entwicklung von Monitoring-Werkzeugen anhand von Indikatorartengruppen für beide Lebensräume dieselbe ist, hat sich gezeigt, dass die aus den Eigenschaften der Ökosysteme resultierenden Unterschiede sowohl bei der Entwicklung der Monitoring-Werkzeuge als auch bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden müssen. Es soll hier diskutiert werden, in wieweit die verfolgten Ziele erreicht werden konnten, worin sich Abweichungen ergaben und wie die erzielten Erfolge weiter verfolgt werden sollen.

b) Differenzierte Einschätzung der Effektivität von Schutzgebietssystemen

Die Einrichtung von Schutzgebieten ist ein zentraler Bestandteil von Strategien zur Verringerung von Biodiversitätsverlusten. Die Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen (GSPC, CBD-COP6, Entscheidung VI/9, Sekretariat der CBD, 2007) fordert in diesem Zusammenhang einen effektiven *in situ* Schutz, der dem weiteren Rückgang von gefährdeten Pflanzenarten entgegenwirken soll. Hierfür sollten bis zum Jahr 2010 mindestens 50% der für die Pflanzenartenvielfalt wichtigen Gebiete (sog. *important plant areas*) einen effektiven Schutzstatus erhalten haben. Tatsächlich überprüft worden ist die Effektivität von Schutzgebieten für den Artenschutz bisher nur in wenigen Beispielen. Die hier vorliegenden Ergebnisse für das niedersächsische Tiefland (Kap. 3.2, Anlage 3) sind die ersten derartigen Daten aus Deutschland.

Bei der Methodenentwicklung war die hohe Auflösung der Pflanzenartendaten auf Minutenfeld-Ebene von großem Vorteil. Mit relativ hoher Genauigkeit konnte somit das Vorkommen von Rote-Liste-Arten Schutzgebieten zugeordnet werden. Defiziträume, in denen Rote-Liste-Hotspots ohne Schutzstatus lagen, konnten identifiziert werden. Die Ausweitung des durch Naturschutzgebiete aufgespannten Schutzgebietssystems durch FFH-Gebiete erwies sich für viele Naturräume als sehr effektiv. Hervorzuheben ist, dass die Ergebnisse für die Rote-Liste-Arten der Gesamtliste insgesamt positiver ausfielen als für die an Waldlebensräume gebundenen Rote-Liste-Arten. Eine differenzierte Betrachtung verschiedener Teilgruppen ist also unbedingt notwendig, um auch die seltenen und gefährdeten Arten spezifischer Lebensraumgruppen effektiv zu schützen.

Die Methodik ist sehr geeignet für die Evaluierung des bestehenden Schutzgebietssystems und für die Ausweisung von Defizit-Räumen, in denen weitere Anstrengungen zur Ausweisung von Schutzgebieten vorgenommen werden sollten.

Für das niedersächsische Tiefland sollte insbesondere die Ausweisung weiterer Waldschutzgebiete Priorität erhalten.

Rote-Liste-Arten werden für das NLWKN in jedem 10-jährigen Kartierzyklus prioritär erhoben, so dass eine Fortschreibung der Datengrundlage gewährleistet ist. Somit ist das Instrument auch für das Monitoring zur Einschätzung von langfristigen Veränderungen der Populationen von Rote-Liste-Arten auf lokaler bis überregionaler Ebene einsetzbar.

c) Erfolg und Potentiale des Prognose-Werkzeugs für Wald-Lebensraumtypen

Wälder haben die natürliche Vegetation Mitteleuropas seit der Wiederbewaldung nach dem Pleistozän vor 12 000-15 000 Jahren dominiert (Winter et al., 2010). In unserer stark vom Menschen überprägten Landschaft hat die absolute Waldfläche Europas aufgrund von Aufforstungsmaßnahmen in den letzten Jahrzehnten wieder zugenommen. Die Qualität der Wälder jedoch geht unter ökologischen Gesichtspunkten (Biodiversität, Naturnähe) beständig zurück (EEA, 2010). Wälder stellen daher einen erheblichen Anteil der auf europäischer Ebene im Netzwerk NATURA 2000 schützenswerten Habitats dar. Die Europäische Kommission schätzte im Jahr 2003, dass zukünftig mehr als die Hälfte der nach der FFH-Richtlinie (Direktive 92/43/EEC) geschützten Lebensräume den Wäldern zuzuordnen sein würden (EC, 2003). In Deutschland sind im Rahmen der FFH-Berichtspflicht 58% Waldflächen gemeldet (Raths et al., 2006). Ihr Erhaltungszustand wird jedoch als mittel bis schlecht eingestuft (German National Report, 2007). Der Rückgang von schützenswerten Lebensräumen bzw. die Verschlechterung ihres Erhaltungszustandes konnte durch die bisherigen Bemühungen auf europäischer Ebene nicht aufgehalten werden (EU, 2011), so dass davon ausgegangen werden kann, dass im Rahmen der EU Biodiversitätsstrategie 2020 in Zukunft besonderes Augenmerk auf die Effektivität, Dichte und Qualitätssicherung des Schutzgebietsnetzes NATURA 2000 gelegt werden wird.

Die typischen Waldarten der ausdauernden Krautschicht besitzen ein äußerst geringes Ausbreitungspotential (Flinn & Vellend, 2005, De Frenne et al., 2011). Sie sind innerhalb von Wäldern entstanden und benötigen Habitatkontinuität, um dauerhaft überleben zu können (Hermy et al., 1999). Aufgrund dieser Eigenschaft konnte auch die von uns verwendete Waldartenliste (Schmidt et al., 2011) entwickelt werden, die die Bindungsstärke von Pflanzenarten an Waldlebensräume klassifiziert. Die von einem Expertengremium erarbeitete Waldartenliste bildete somit die wertvolle Grundlage für die Entwicklung der Indikatorarten-Werkzeuge für Wald-Ökosysteme. Die Flächengröße der Quadranten, für die die Verbreitungsdaten des Niedersächsischen Pflanzenartenartenerfassungsprogramm gelten, ist mit ca. 5,5 x 5,5 km recht groß. Durch die Einbeziehung der Waldbindung und die strengen Abgrenzungskriterien gegen andere Habitattypen bei der Indikatorartenbestimmung für Wald-Lebensraumtypen kann jedoch trotzdem eine auf Waldflächen fokussierte Prognose erfolgen. Somit bestand das von uns entwickelte Prognose-Werkzeug für NATURA 2000 Wald-Lebensraumtypen in Niedersachsen erfolgreich unsere Effizienz-Kontrolle. In Test-Quadranten konnten bei gezielten Geländebegehungen zahlreiche Neunachweise von FFH-LRT erbracht werden (Kap. 3.3, Anlage 4). Das Werkzeug ist nur in wenigen Fällen nicht einsetzbar. Limitierte Prognosekraft hat es in Niedersachsen lediglich für Wald-Habitattypen, die arm an Indikatorarten aus der Gruppe der Gefäßpflanzen sind (Flechten-Kiefernwälder, naturnahe Fichtenwälder der montanen Stufe), oder nur durch Indikatorarten mit geringer Waldaffinität charakterisiert werden (Weichholzaunenwälder).

Die Verbreitungsdaten der Indikator-Arten liegen flächendeckend für Niedersachsen vor. Sie werden i. d. R. mit großem Engagement von ehrenamtlichen Meldern erhoben und relativ häufig, mindestens im Zehnjahres-Rhythmus, aktualisiert. Biototypenerhebungen erfordern dagegen Expertenwissen. Sie sind daher kostenaufwendiger und werden seltener erhoben. Aufgrund der guten verfügbaren Datenlage zur Verbreitung der Gefäßpflanzenarten ist das Prognose-Instrument für die überregionale, systematische Naturschutzplanung einsetzbar. Vor Biototypen-Kartierkampagnen können bisher unterkartierte, aber vielversprechende Räume identifiziert werden. Finanzielle Mittel, die in der Naturschutzpraxis immer begrenzt sind (von Haaren & Reich, 2006), können somit gezielter eingesetzt werden. Verbreitungslücken im Netzwerk von Schutzgebietssystemen können erkannt und auf dieser Grundlage Biotopverbunds-Maßnahmen zielgerichtet auf die Ausweitung von überregionalen Schutzgebiets-Netzen vorangetrieben werden.

d) Perspektiven der Hotspots-Strategie

Die NW-FVA ist mit der Erarbeitung bzw. Weiterentwicklung von Methoden zur Identifizierung von Naturschutz-Vorrangflächen im Wald befasst. Den Rahmen hierfür bildet die sogenannte Hotspots-Strategie (Meyer et al. 2009). Diese sieht vor, Waldgebiete, die noch über eine annähernd vollständige Arten- und Strukturausstattung verfügen (Hotspots), zu identifizieren und zu sichern. Diese Biodiversitätszentren mit ihren weitgehend vollständigen Lebensgemeinschaften können dann als Spenderflächen für die Restaurierung unmittelbar benachbarter Waldgebiete fungieren und damit der Wiederherstellung naturnäherer Verhältnisse auf größerer Fläche dienen.

Aufbauend auf aktuellen waldökologischen Erkenntnissen kann die Hotspots-Strategie dazu beitragen, die Auswahl von Naturschutz-Vorrangflächen im Wald auf eine belastbare wissenschaftliche Grundlage zu stellen. Zudem können Kompromisslösungen für die bestehenden Interessenkonflikte zwischen der Nutzung von Holz und dem Vorrang des Bestands- und Prozessschutzes aufgezeigt werden. Dies wäre ein wesentlicher Beitrag zur Versachlichung der aktuell geführten Diskussionen (vgl. Meyer et al. 2011).

Obwohl die Hotspots-Strategie auf globaler Ebene schon seit längerer Zeit mit großem Erfolg verfolgt wird, stand für die Anwendung auf regionaler Ebene bislang kein praxisreifes Verfahren zur Verfügung. Durch Zusammenführung und Auswertung bereits vorliegender Art-, Umwelt- und Forstdaten sollen diejenigen Waldflächen identifiziert werden, die aufgrund ihrer besonderen Standortbedingungen, ihres Bestandesalters und/oder ihres Arteninventars als Hotspots in Betracht gezogen werden können. Zudem soll ein Schnellverfahren für die Vor-Ort-Ansprache der Naturschutzqualität eines Waldbestandes entwickelt werden, das auf Zeigerarten aus verschiedenen taxonomischen Gruppen beruht.

Nach Meyer et al. (2009) ist davon auszugehen, dass Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern zusammen mit den Sonderstandorten (Trocken- und Feuchtwälder, Blockschuttwälder etc.) den größten Teil der waldtypischen Artenvielfalt beinhalten. Zur Identifizierung der Sonderstandorte ist die Phytodiversität von besonderer Bedeutung. Unser hier abgeschlossenes Projekt liefert wertvolle methodische Grundlagen für die Weiterentwicklung der Hotspots-Strategie. Insbesondere sollen in Zukunft das Prognoseverfahren für Waldgesellschaften und die Ergebnisse zur Identifizierung von Hotspots der Rote-Liste-Waldarten zusammengeführt werden.

e) Problematik bei der Entwicklung eines Prognose-Werkzeugs für Kulturgrasland

Auch extensiv bewirtschaftetes und artenreiches Kulturgrasland zählt zu den in Deutschland und Europa stark gefährdeten Habitattypen. Es ist in Mitteleuropa erst im Zuge der Siedlungstätigkeit des Menschen entstanden. Die Affinität in der Artenzusammensetzung zu naturnahen Grasland-Ökosystemen ist groß, wenn auch zusätzlich viele Arten aus anderen Regionen Europas eingewandert sind (Poschlod & WallisDeVries, 2002). Der Grund für massive Veränderungen in ihrer Fläche und Biodiversität liegt im Wandel der landwirtschaftlichen Arbeits- und Produktionsweise seit den 50er Jahren begründet, der mit großräumiger Intensivierung bzw. Aufgabe von Grenzertragsstandorten einherging (Lind et al., 2009). Auch viele der Grasland-Habitattypen sind in Deutschland nach der FFH-Richtlinie schützenswert. Naturschutzmaßnahmen richten sich auf aktives Offenland-Management zur Konservierung oder Wiederherstellung des schützenswerten *status quo* aus.

Als problematisch stellten sich bei der Entwicklung eines Prognose-Werkzeugs für das Vorkommen von Kulturgrasland-Habitattypen folgende Faktoren heraus:

Zum einen waren die Grasland-Habitattypen, im Gegensatz zum Wald, vielfältiger und die pflanzensoziologische Zuordnung schwieriger. Zum anderen konnte nicht auf eine etablierte Grünlandartenliste, wie sie für den Wald vorhanden war, zurückgegriffen werden.

Nachdem dies in Voralysen festgestellt worden war, konzentrierten sich die Arbeiten auf das Kulturgrasland feuchter Standorte mit dem Ziel, den FFH-Lebensraumtyp der ar-

tenreichen und stark gefährdeten Pfeifengraswiesen (Molinion, § FFH 6410) in Niedersachsen nachzuweisen (Kap. 3.4, Anlage 6).

Ein Schwerpunkt der Verbreitung der für die Pfeifengraswiesen ermittelten Indikatorarten zeigte sich im Südosten des niedersächsischen Tieflandes. Auf Grundlage von gezielten Geländeuntersuchungen in neun Raumeinheiten des Weser-Aller-Flachlandes konnten Pfeifengraswiesen jedoch nur in sehr rudimentärer Form nachgewiesen werden. Viele der Indikatorarten wurden in den jeweiligen Untersuchungsräumen nicht mehr auf der Wiese selbst, also in der großflächigen Ausprägung des Vegetationstyps, sondern in kleinflächigen Ersatzbiotopen angetroffen (z.B. Grabenrändern).

Die Nachweiswahrscheinlichkeit für den Kulturgrasland-Habitattypen der artenreichen Pfeifengraswiesen ist hier also gering. Das Vorhandensein von verarmtem Kulturgrasland auf Feuchtstandorten und das Vorhandensein von Indikatorarten in räumlicher Nähe weist jedoch auf ein hohes Renaturierungspotential hin.

Möglicherweise ist auch ein Kartierzyklus von 10 bzw. 20 Jahren, auf den sich die verwendeten Artendaten beziehen, zu lang im Verhältnis zu dem massiven Rückgang des artenreichen Feuchtgrünlandes in den letzten Dekaden (vgl. Krause et al., 2011).

f) Indikation von Naturnähe

Vom Menschen gänzlich unberührte Wälder gibt es in Deutschland nicht mehr (Parviainen, 2005). In den letzten Jahren ist im Waldnaturschutz das Ziel einer naturnahen Waldentwicklung in den Vordergrund gerückt. Die ökosystemare Prozessschutz-Strategie wird als Äquivalent zur Förderung der Wildnis und der Rückführung von ehemaliger Kulturlandschaft in einen wildnisartigen Zustand angesehen (Piechocki et al., 2004, BMU, 2007).

Rote-Liste-Arten sind entweder natürlicherweise selten oder aufgrund des menschlichen Eingriffs erheblich in ihrem Bestand zurückgegangen (Ludwig et al., 2009). In der Mehrzahl ist die Gefährdung anthropogen verursacht (Pärtel et al., 2005). Bei Rote-Liste-Arten mit hoher Waldbindung kann davon ausgegangen werden, dass sie besonders sensibel auf Störungen reagieren. Umgekehrt sollten also, unter Berücksichtigung der Standort-Variabilität in einem Gebiet, umso mehr Rote-Liste-Waldarten vorkommen, je höher der Natürlichkeitsgrad ist. Die vorläufigen Ergebnisse zur Naturnähe-Analyse von Wäldern im Landschaftskontext zeigen auf, dass umso mehr Rote-Liste-Waldarten in einer Landschaft vorkommen, je höher der Anteil historisch alter Waldstandorte und unzerschnittener Wälder, gemessen als Kernfläche, ist (Kap. 3.5, Anlage 7). Das Vorkommen von Rote-Liste-Waldarten sollte entsprechend als Kriterium für die Naturnähe-Bewertung von Wäldern Berücksichtigung finden.

Die Erhaltung und Entwicklung von naturnahen Wäldern ist auch Leitbild für große Teile des Nationalen Naturerbes der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. Die hier erzielten Ergebnisse zur Evaluierung von Naturnähe auf Landschaftsebene können in einem zu entwickelnden Naturnähe-Monitoring auf DBU Naturerbeflächen Berücksichtigung finden.

5 Öffentlichkeitsarbeit

Die Ergebnisse liegen bereits als Veröffentlichungen vor oder werden noch zur Veröffentlichung eingereicht (siehe Anlagen). Sobald weitere Publikationen vorliegen, werden sie über das Bibliotheks-System der Deutschen Bundesstiftung Umwelt zugänglich gemacht.

In einem Workshop am 19. Mai 2011 in Göttingen wurden die Fragestellungen, Methoden und Ergebnisse zum Thema der Bewertung von Wald-Lebensräumen vorgestellt. Die Übertragbarkeit und Umsetzungsmöglichkeiten wurden in einem Kreis von ca. 20 Teilnehmern aus den Artenerfassungsprogrammen und Forsteinrichtungen (Naturschutzplanung) von sieben Bundesländern diskutiert (Anlage 8). Die Pflanzen-Erfassungsprogramme der Länder arbeiten zwar jeweils mit unterschiedlicher Methodik, die Abdeckung und Erfassungsqualität von Rote-Liste-Arten ist jedoch vergleichbar mit der Niedersachsens, so dass die im Rahmen des Projektes erarbeiteten Methoden auf andere Bundesländer übertragen werden könnten. Von Seiten des Waldnaturschutzes bestand prinzipiell Interesse, durch unser Projekt diskutierte Ansätze aufzugreifen.

Die Projektergebnisse wurden auf Fachtagungen vorgestellt (Anlagen 5 und 7).

Es ist geplant, die Projektergebnisse auch dem Kreis der ehrenamtlichen Melder des Niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogramms während des Kartierertreffens im Frühjahr 2012 vorzustellen.

6 Fazit

Die vorgestellten Indikatorarten-Werkzeuge zur Prognose des Vorkommens schützenswerter Biotope, zur Identifizierung von Hotspots der Rote-Liste-Arten und zur kritischen Überprüfung der Effektivität von Schutzgebieten wurden mit dem Fokus des Waldnaturschutzes entwickelt und wurden hierfür auch als geeignet befunden. Die Ergebnisse zur Naturnähe von Wäldern bieten Ansätze für die Entwicklung eines Naturnähe-Monitorings auf DBU Naturerbe-Flächen, für die das Leitbild einer naturnahen Waldentwicklung und Wildnis formuliert wurde.

Für schützenswerte Kulturgrasländer wurde ein Indikatorarten-System am Beispiel der Pfeifengraswiesen entwickelt. Dieses war zunächst nicht so erfolgversprechend zu bewerten wie die Methoden und Ergebnisse zu Wald-Lebensräumen, ist eventuell aber auch als Hinweis auf den rapiden Rückgang des artenreichen Feuchtgrünlandes, der den für die Analysen berücksichtigten Kartierzeitraum überholt hat, zu interpretieren.

Die vorgestellten Werkzeuge des Biodiversitäts-Monitorings sind zukunftssträchtig, da sie langfristig mit gleichen Methoden und Mitteln über die Projektlaufzeit hinaus fortgesetzt bzw. wiederholt werden können. Sie könnten auch für andere Bundesländer angepasst werden.

Überregional einsetzbare Monitoring- und Bewertungssysteme für systematische Naturschutzplanung und -evaluierung werden voraussichtlich erhöhte Bedeutung bei der Implementierung der EU-Biodiversitäts-Strategie 2020 erlangen.

7 Literaturangaben

Bergmeier, E. & Nowak, B. (1988) Rote Liste der Pflanzengesellschaften der Wiesen und Weiden Hessens. Zeitschrift für Vogelkunde und Naturschutz in Hessen - Vogel und Umwelt, **5**: 23-33.

Beyer, H. L. (2004) Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. Verfügbar unter: <http://www.spatial ecology.com/htools>.

BfN (2010) Floraweb – Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands. Bonn. Verfügbar unter: <http://www.floraweb.de>. Abgerufen am 15.09.2010.

BMU (2007) National Strategy on Biological Diversity. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. Berlin. 178 S.

Borcard, D, Legendre, P (2002) All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. Ecological Modelling, **153**: 51-68.

Borcard, D, Legendre, P, Avois-Jacquet, C & Tuomisto, H. (2004) Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. Ecology, **86**: 1826-1832.

Chytrý, M., Tichý, L., Holt, J. & Botta-Dukát, Z. (2002) Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. Journal of Vegetation Science, **13**, 79-90.

Culmsee, H., Schmidt, M., Schacherer, A., Schmiedel, I. & Meyer, P. Predicting ecologically valuable forest habitat types by indicator plant species distributions in the state of Lower Saxony, Germany. Unveröffentlichtes Manuskript.

Culmsee, H., Schmidt, M., Schmiedel, I. & Schacherer, A. (2011) Application of the forest vascular plant list to nature conservation in the state of Lower Saxony, Germany. Vegetation databases & spatial analysis, 10th Meeting on Vegetation Databases, Freising, 19.-21. September 2011, Book of Abstracts, S. 10.

Culmsee, H., Schmiedel, I. & Schacherer, A. (2009) The degree of naturalness on the landscape scale and its implication for the diversity of endangered and neophytic vascular plants in Lower Saxony. 39. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (14.-18.09.2009), Bayreuther Forum für Ökologie, 115: 228.

De Frenne, P., Baeten, L., Graae, B.J., Brunet, J., Wulf, M., Orczewska, A., Kolb, A., Jansen, I., Jamoneau, A., Jacquemyn, H., Hermy, M., Diekmann, M., De Schrijver, A., De Sanctis, M., Decocq., G., Cousins, S.A.O. & Verheyen, K. (2011) Interregional variation in the floristic recovery of post-agricultural forests. Journal of Ecology, **99**: 600-609.

Dierschke, H. (1997) Wiesenfuchsschwanz- (*Alopecurus pratensis*-) Wiesen in Mitteleuropa. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen, **23**: 95-107.

Dierschke, H. & Briemle, G. (2008): Kulturgrasland. Ulmer, Stuttgart.

Dierschke, H. & Wittig, B. (1991): Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwest-Deutschland) Veränderungen in 25 Jahren (1963-1988). Tuexenia, **11**: 171-190.

Dierßen, K., von Glahn, H., Härdtle, W., Höper, H., Mierwald, U., Schrautzer, J. & Wolf, A. (1988) Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege in Schleswig-Holstein, **6**: 1-157.

EC (2003) Natura 2000 and Forests 'Challenges and Opportunities' - Interpretation Guide. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.

EC (2007) European Union habitats – Interpretation Manual. EUR, **27**: 1-142.

EC (2011) Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2011) 244 final.

EEA (2010) The European environment – state and outlook 2010: synthesis. European Environment Agency, Kopenhagen.

Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2010) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart.

ESRI Inc. (1999-2006) ArcGis-ArcInfo 9.2.

Flinn, K. M. & Vellend, M. (2005) Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **3**: 243-250.

Forman, R. T. T. (1995) Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge.

Garve, E. (1994) Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982—1992. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, **30**: 1-895.

Garve, E. (2004) Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung, Stand 1.3.2004. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Hildesheim.

Gauger, T., Anshelm, F., Schuster, H., Erisman, J. W., Vermeulen, A. T., Draaijers, G. P. J., Bleeker, A. & Nagel, H.-D (2002) Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with critical loads and critical levels. Institut für Navigation der Universität Stuttgart.

German National Report (2007) Report on Implementation Measures (Article 17, Habitats Directive) for the period 2001 to 2006. Verfügbar unter <http://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/art17/envr0qzdw>. Abgerufen am 25.04.2011.

Glaser, F. F. & Hauke, U. (2004) Historisch alte Waldstandorte und Hudewälder in Deutschland. Ergebnisse bundesweiter Auswertungen. *Angewandte Landschaftsökologie*, **61**: 1-193.

Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, **4**: 379-391.

Hermý, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C. & Lawesson, J.E. (1999) An ecological comparison between ancient and other forest plant species in Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation*, **91**: 9-22.

Hill, M. (1979) TWINSPLAN – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. *Ecology and Systematics*. Cornell University, Ithaca.

Hodgson, J., Grime, J., Wilson, P., Thompson, K. & Rand, S. (2005) The impact of agricultural change (1963-2003) on grassland flora of Central England: processes and prospects. *Basic and Applied Ecology*, **6**: 107-118.

Hundt, R. (1996) Zur Veränderung der Wiesenvegetation Mitteldeutschlands unter dem Einfluss einer starken Bewirtschaftungsintensität. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft*, **8**: 127-143.

Keienburg, T., Most, A. & Prüter, J. (2006) Entwicklung und Erprobung von Methoden für die ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen im Grünland Nordwestdeutschlands - Projektansatz und zusammenfassende Ergebnisse. *NNA-Berichte*, **19**: 3-19.

Krause, B., Culmsee, H., Wesche, K., Bergmeier, E. & Leuschner, C. (2011) Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. *Biodiversity and Conservation*, **20**: 2347-2364.

Lang, S. & Blaschke, T. (2007): *Landschaftsanalyse mit GIS*. Ulmer, Stuttgart. 404 S.

Leitão, A. B., Miller, J., Ahern, J. & McGarigal, K. (2006) *Measuring landscapes. A planner's handbook*. Island Press, Washington.

Lind, B., Stein, S., Kärcher, A. & Klein, M. (2009) Where have all the flowers gone? Grünland im Umbruch. Bundesamt für Naturschutz, Bonn Bad Godesberg.

Ludwig, G., Haupt, H., Gruttke, H. & Binot-Hafke, M. (2009) Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen. In: Haupt, H.; Ludwig, G.; Gruttke, H.; Binot-Hafke, M.; Otto, C. & Pauly, A. (Bearb.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere*. Landwirtschaftsverlag, Münster. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, **70**: 19-71.

McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C. & Ene, E. (2002) FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Version 3. Massachusetts, Amherst. Verfügbar unter www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

Meisel, K. & von Hübschmann, A. (1976) Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, **10**: 109-124.

Meyer, P., Schmidt, M. & Spellmann, H. (2009) Die „Hotspots-Strategie“ – Wald-Naturschutzkonzept auf landschaftsökologischer Grundlage. *AFZ / Der Wald*, **15**: 822-824.

Meyer, P., Schmidt, M., Spellmann, H., Bedarff, U., Bauhus, J., Reif, A., & Späth, V. (2011): *Aufbau eines Systems nutzungsfreier Wälder in Deutschland*. *Natur & Landschaft*, **86**: 243-249.

Moos, J.-H. (2011) *Zur Verbreitung und Diversität des Feuchtgrünlandes in ausgewählten Landschaftsausschnitten der Aller-Niederung und der Peiner Geest im Niedersächsischen Tiefland*. Masterarbeit M.Sc. Biologische Diversität und Ökologie, Universität Göttingen, Mai 2011. 102 S. und Anlagen.

NLWKN (2009a) *Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. Teil 1: FFH-Lebensraumtypen und Biotoptypen mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Artenreiche Pfeifengraswiesen*.

NLWKN (2009b) Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. Teil 1: FFH-Lebensraumtypen und Biotoptypen mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Brendolden-Auenwiesen.

NLWKN (2010a) Naturschutzrechtlich besonders geschützte Teile von Natur und Landschaft in Niedersachsen. Verfügbar unter http://www.umwelt.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=2543&article_id=9065&psmand=10. Abgerufen am 30.03.2010.

NLWKN (2010b) NATURA 2000: Europäische Vogelschutzgebiete und gemeldete FFH-Gebiete in Niedersachsen. Verfügbar unter http://www.umwelt.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=2540&article_id=9124&psmand=10. Abgerufen am 10.09.2010.

Pärtel, M., Kalamees, R., Reier, Ü., Tuvi, E.-L., Roosalu, E., Vellak, A. & Zobel, M. (2005) Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management need. *Biological Conservation*, **123**: 271-278.

Parviainen, J. (2005) Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *Forest Snow and Landscape Research*, **79**: 9-18.

Piechocki, R., Wiesbinski, N., Pottharst, T. & Ott, K. (2004) Vilmer Thesen zum Prozessschutz. *Natur und Landschaft*, **79**: 53-56.

Pilgrim, B. & Franke, R. (1993) Kartographische Arbeitsgrundlage für faunistische und floristische Erfassungen nach Tierarten-Erfassungsprogramm und Pflanzenarten-Erfassungsprogramm der Fachbehörde für Naturschutz. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, A/5. Hannover.

Poschlod, P. & WallisDeVries, M.F. (2002) The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, **104**: 361-376.

Raths, U., Balzer, S., Ersfeld, M. & Euler, U. (2006) Deutsche Natura-2000-Gebiete in Zahlen. *Natur und Landschaft*, **81**: 68-80.

R Development Core Team (2010): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Version 2.12.1. Wien. Verfügbar unter <http://www.R-project.org>.

Rennwald, E. (Hrsg) (2000) Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands – mit Datenservice auf CD-ROM. Schriftenreihe für Vegetationskunde, **35**: 1-800.

Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. & Ssymank, A. (2006) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, **34**: 1-318.

Rolecek, J., Tichy, L., Zeleny, D. & Chytrý, M. (2009) Modified TWINSpan classification in which the hierarchy respects cluster heterogeneity. *Journal of Vegetation Science*, **20**: 596-602.

Rosenthal, G., Hildebrandt, J., Zöckler, C., Hengstenberg, M., Moosakowski, D., Lakomy, W. & Burfeindt, I. (1998) Feuchtgrünland in Norddeutschland. Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte. *Angewandte Landschaftsökologie*, **15**: 1-289.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, **5**: 18-32.

Schacherer, A. (2001) Das Niedersächsische Pflanzenarten-Erfassungsprogramm. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, **21** (5/01 Supplement Pflanzen): 1-20.

Schmidt, M., Culmsee, H., Boch, S., Heinken, T., Müller, J. & Schmiedel, I. (2011) Anwendungsmöglichkeiten von Waldartenlisten für Gefäßpflanzen, Moose und Flechten. *BfN-Skripten*, **299**: 25-45.

Schmidt, M., Ewald, J., Kriebitzsch, W.U., Heinken, T., Schmidt, W., Abs, C., Bergmeier, E. Brand, J., Culmsee, H., Denner, M., Diekmann, M., Dierschke, H., Ebrecht, L., Ellenberg, H., Fischer, A., Friedel, A., Golisch, A., Härdtle, W., Kolb, A., Lippert, W., Pepler-Lisbach, C., Mast, R., Mayer, A., Michiels, H.G., von Oheimb, G., Poppendieck, H.H., Reif, A., Riedel, W., Scheuerer, M., Schmidt, P.A., Schubert, R., Sedling, W., Spangenberg, A., Storch, M., Stöcker, G., Stohr, G., Thiel, H., Urban, R., Wagner, A., Wagner, I., Weckesser, M., Westphal, D.C., Wulf, M., Zacharias, D. & Zerbe, S. (2011) Waldartenliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. *BfN-Skripten*, **299**: 53-74.

Schmidt, M., Kriebitzsch, W.-U & Ewald, J. (2011) Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. *BfN-Skripten*, **299**: 1-111.

Schmiedel, I. & Culmsee, H. (2009) Landscape fragmentation and its effect on vascular plant species richness in Lower Saxony. 39. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (14.-18.09.2009), Bayreuther Forum für Ökologie, **115**: 233.

Schmiedel, I. & Culmsee, H. Landschaftsmaße zur Quantifizierung der Komposition und Konfiguration der niedersächsischen Landschaft. Arbeitspapier.

Schmiedel, I., Schacherer, A., Hauck, M., Schmidt, M. & Culmsee, H. (2011) Verbreitungsmuster der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen unter Berücksichtigung ihres Einbürgerungsstatus und ihrer Gefährdungssituation. *Tuexenia*, **31**: 211-226.

Schmiedel, I., Schmidt, M., Schacherer, A. & Culmsee, H. Die Effektivität von Schutzgebieten für die Erhaltung seltener und gefährdeter Gefäßpflanzenarten im niedersächsischen Tiefland. Unveröffentlichtes Manuskript.

Schuboth, J. & Peterson, J. (2004) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Sachsen-Anhalts. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* **39**.

Sekretariat der CBD (2007) Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen. UNCBD, Montreal.

Tichy, L. (2005) New similarity indices for the assignment of relevés to the vegetation units of an existing phytosociological classification. *Plant Ecology*, **179**: 67-72.

Tsiripidis, I., Bergmeier, E., Fotiadis, G. & Dimopoulos, P. (2009) A new algorithm for the determination of differential taxa. *Journal of Vegetation Science*, **20**: 233-240.

Verbücheln, G., Schulte, G. & Wolff-Straub, R. (1999) Rote Liste der gefährdeten Biotope in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten **17**: 37-56.

von Drachenfels, O. (1996) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. Naturschutz Landschaftspflege in Niedersachsen, **34**: 1-148.

von Haaren, C. & Reich, M. (2006) The German Way to Greenways and Habitat Networks. Landscape and Urban Planning, **76**: 7-22.

Wesche, K., Krause, B., Culmsee, H. & Leuschner, C. (2009) Veränderungen in der Flächen-Ausdehnung und Artenzusammensetzung des Feuchtgrünlandes in Norddeutschland seit den 1950er Jahren. Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft, **21**: 196-210.

Winter, S., Fischer, H.S. & Fischer, A. (2010) Relative quantitative reference approach for naturalness assessments of forests. Forest Ecology and Management, **258**: 1624-1632.

Wittig, B.; Richter gen. Kemmermann, A. & Zacharias, D. (2006) An indicator species approach for result-orientated subsidies of ecological services in grasslands - A study in Northwestern Germany. Biological Conservation, **133**: 186-197.