

Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum	25	209-236	St. Pölten 2014
--	----	---------	-----------------

Moose in den Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald – eine Basiserhebung

Harald G. Zechmeister

Zusammenfassung

Im Zuge des Projektes „Beweissicherung und Biodiversitätsmonitoring in Kernzonen und Wirtschaftswäldern des Biosphärenparks Wienerwald“ wurden 45 (41 NÖ/4 W) Flächen in den Kernzonen und 15 (13 NÖ/2 W) Flächen im Wirtschaftswald untersucht. Die Hauptuntersuchungen erfolgten auf 20x20m großen Flächen (Kernflächen). Jede Kernfläche ist von einer 40x40m großen Erweiterungsfläche umgeben. In dieser wurden zusätzliche Arten vermerkt. Weiters wurden außerhalb des oben genannten Projektes zur Erstellung einer Artenliste der Moose für das gesamte Gebiet des Biosphärenparks 54 Flächen des Offenlandes und ausgewählter Waldstandorte untersucht. Im Gesamtgebiet des Biosphärenparks konnten 268 Taxa gefunden werden, davon sind 58 in der Roten Liste der Moose Niederösterreichs als gefährdet gelistet. In den Monitoringflächen der Kernzone wurden 154 Arten gefunden (davon 18 RL-Arten), in jenen der Wirtschaftswälder 87 Arten (9 RL-Arten). Die mittleren Artenzahlen von $15,0 \pm 6,9$ in den Monitoringflächen der Kernzonen sind bereits zu Beginn des Monitoringprojektes signifikant höher ($p=0,049$) als jene der Wirtschaftswälder ($11,5 \pm 6,0$). Bei der Verknüpfung der Moosartenzahlen mit diversen Standortfaktoren ergaben sich signifikante Zusammenhänge mit den Faktoren Felsanteil/Fläche, Geologie, Hangneigung, Schuttanteil/Fläche, Seehöhe, Deckung der Strauchschicht und mit dem Alter der Bestände. Keine Zusammenhänge konnten z.B. mit den verschiedenen Lichtfaktoren oder mit dem Anteil an Totholz gefunden werden – letzteres nicht einmal, wenn ausschließlich Totholzarten in Betracht gezogen wurden. Ein Einfluss von Luftschadstoffen auf die Diversität der Moose kann angenommen werden.

Abstract

Bryophytes in the Biosphere Reserve Wienerwald – a baseline survey

In the framework of the conservation of evidence and biodiversity monitoring in the Biosphere Reserve Wienerwald selected sites within the core areas and within managed forests were investigated regarding bryophyte diversity (and selected information on growth and reproduction). 45 sites (41 Lower Austria / 4 Vienna) were randomly chosen in the core areas and 15 sites (13 LA / 2 V) in managed forests. Investigations were performed on 20x20m main plots and on 40x40m surrounding plots, both ha-

ving the same centre. In the surrounding plots only additional species were recorded. Furthermore, 54 sites were investigated which were located in the cultural landscape and in additional types of forests. In the overall area of the biosphere reserve 268 species were recorded, of which 58 are listed as threatened in the Red Data List of Lower Austria. At all investigated monitoring plots of the core area 154 species were found, including 18 threatened species. In managed forests 87 species (9 threatened) were recorded. Mean species number was $15,0 \pm 6,9$ in the core areas which is significantly higher ($p=0,049$) than that in managed forests ($11,5 \pm 6,0$). By correlating bryophyte species number with a range of site parameters significant correlations were found for: geology, % rocks/plot; altitude, cover of shrubs and age of the forests. No correlations could be found e. g. for light parameters, or the amount of dead wood. An influence of air pollutants can be expected.

Key words: bryophytes, monitoring, Biosphere Reserve Wienerwald, Red Data List, abiotic factors

Einleitung

Moose sind in Bezug auf Funktionalität und Biodiversität ein wichtiger Bestandteil fast aller Ökosysteme. Sie speichern große Regenmengen, regulieren die Luftfeuchtigkeit in bodennahen Bereichen, nehmen im Keimverhalten vieler Pflanzen eine wichtige Rolle ein oder sind als Pioniere Bodenbereiter weiterer Sukzessionsstadien. Unter den Moosen gibt es zahlreiche Pionierarten und Arten, die auf periodische Störungen des Lebensraumes angewiesen sind. Andere bevorzugen die Kontinuität weitgehend stabiler Lebensräume, wie jene der Wälder. Mit Ausnahme von Salzwasser besiedeln Moose alle Lebensräume und fast alle Unterlagen (z. B. Böden, Gestein, Holz etc.) und Lebensräume (RICHARDSON 1981, FRAHM 2000). In Österreich gibt es nach derzeitigem Wissensstand ca. 1.060 Moostaxa, ca. drei Viertel davon kommen auch in Niederösterreich vor (ZECHMEISTER et al. 2013).

Über die Erforschung der Moosflora des Wienerwaldes gab es bislang relativ wenige Quellen. HAYBACH (1956) und HAGEL (1966) bearbeiteten primär die Flyschflora. HUMER-HOCHWIMMER (2001) und KROMMER (2006) bzw. KROMMER et al. (2007) erforschten im Rahmen ihrer Diplomarbeiten ausschließlich epiphytische Moose im Wienerwald mit stark schadstoffbezogenem Hintergrund. In alten Arbeiten, z. B. von BECK (1887), HEEG (1894), JURATZKA (1882) oder POKORNY (1854), sind Angaben zu vereinzelt Moosfunden im Wienerwald zu finden. Diese historischen Funde sind in GENDO (2013) bzw. in einer für ZECHMEISTER et al. (2013) angelegten Datenbank zusammengefasst. Parallel zur vorliegenden Studie wurden Flächen in und außerhalb

des Biosphärenparkgebietes im Bereich des Wienerwaldes von ZECHMEISTER et al. (2013) untersucht. Diese Untersuchungen dienten der Erstellung einer Roten Liste der Moose für Niederösterreich. Biosphärenparkbezogene Ergebnisse werden in der vorliegenden Studie mitdiskutiert.

Moose eignen sich aufgrund ihrer anatomisch-morphologischen Voraussetzungen in besonderem Maße als Bioindikatoren/Biomonitore. Sie finden seit einigen Jahrzehnten verstärkt Anwendung im Bereich der Bioindikation und des Biomonitorings (BURTON 1990, ZECHMEISTER et al. 2003a) und sind als Instrument der Umweltkontrolle nicht mehr wegzudenken. Moose reagieren aufgrund ihrer im Verhältnis zum Volumen großen Oberfläche, aufgrund der Tatsache, dass sie Wasser und Nährstoffe direkt aus der Luft aufnehmen, und aufgrund ihrer physiologischen Mechanismen sehr rasch auf Umweltveränderungen. Viele Moosarten sind perfekte Indikatoren für Schadstoffgehalte in der Luft, indizieren aber auch atmosphärische und terrestrische Stickstoffdepositionen (z. B. ZECHMEISTER et al. 2003b, 2007). Aufgrund des heteromorphen Generationswechsels, ihrer unterschiedlichen Vermehrungsstrategien und aufgrund der unterschiedlichen Beständigkeit der Standorte variieren die Überlebens- und Ausbreitungsstrategien (z. B. DURING 1979). Diese speziellen populationsbiologischen Parameter ermöglichen rasche Veränderungen in der Besiedelung von Standorten und geben demnach sehr schnell Auskunft über die Qualität von Standortsveränderungen.

Monitoring ist die regelmäßige Kontrolle sich verändernder oder gleichbleibender Parameter. Biomonitoring ist das Erfassen von Veränderungen in der Umwelt mittels Organismen, Teilen von Organismen oder gesamten Populationen (MARKERT et al. 2003a). (Bio)Monitoring ist ein wichtiges Instrument zur Aufrechterhaltung einer intakten Umwelt bzw. zur Feststellung von Veränderungen der Umweltqualität. Monitoring ist gleichfalls ein wichtiges Instrument zur Qualitätssicherung gesetzlicher Vorhaben. Das Monitoring in den Kernzonen des Biosphärenparks ist z. B. Basis der naturschutzfachlichen Beweissicherung. (Bio)Monitoring wird auf verschiedenen Ebenen – von der Zelle bis zum Ökosystem – durchgeführt (MARKERT et al. 2003b). Bei allen erfolgreichen Monitoringprogrammen kamen Dauerbeobachtungsflächen zum Einsatz, die in Abhängigkeit von Fragestellung und beobachteter Organismengruppe eine Größe von 50 x 50 cm (ZECHMEISTER et al. 2007) bis hin zu 1 x 1 km² hatten (POLLHEIMER et al. 2002). Die gleichzeitige Beobachtung mehrerer Organismengruppen ist ein besonders effektiver Ansatz im Biodiversitätsmonitoring (z. B. SAUBERER et al. 2004), weil nur damit eine negative oder günstige Trendentwicklung für das gesamte Ökosystem abgebildet werden kann.

Die Aufgabenstellungen der vorliegenden Arbeit waren wie folgt:

1. Erstellung eines umfassenden Konzeptes und einer adäquaten Methodik für ein Monitoring mittels Moosen in den Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald.

2. Durchführung einer Ersterhebung auf Basis dieser Methodik in den Jahren 2012 und 2013.
3. Auswertung dieser Ersterhebung unter Berücksichtigung eines Vergleiches zwischen den Wirtschaftswäldern und den Kernzonenflächen des Biosphärenparks. Dabei sollten auch zahlreiche standörtliche, waldbauliche und vegetationsökologische Parameter mitberücksichtigt werden. Die Kommentierung dieser Ergebnisse rundet diesen Punkt ab.
4. Zusammenstellung aller seit dem Jahr 2000 im Biosphärenpark Wienerwald gefundenen Moose unter Einbeziehung von Daten aus Untersuchungen des Verfassers mit anderen Fragestellungen, auch um die Moose der Untersuchungsflächen dem allgemeinen Artspektrum gegenüberstellen zu können

Methodik

Erhebungsflächen

Die Auswahl der Erhebungsflächen erfolgte durch Stratifizierung, unter Einbeziehung bryologisch relevanter Parameter aus rund 1.700 möglichen Probepunkten in den Kernzonen (KZO) bzw. anhand eines Rasters im Wirtschaftswald (WW). Für die Flächenauswahl wurden folgende bryologisch relevante Parameter ausgewählt und in die Stratifizierung miteinbezogen: Geologie, Hangmorphologie, Seehöhe, Anteil Felsen/Schutt, Totholz > 50 cm, Vegetationstypen.

Es wurden 45 Flächen in den Kernzonen (41 NÖ / 4 W) und 15 Flächen im Wirtschaftswald (13 NÖ / 2 W) untersucht (siehe Tab. 1). Die Lage der Monitoringpunkte ist in Abb. 1 mit geographischer Verortung dargestellt. Innerhalb der Erhebungsflächen wurden Kernflächen und Erweiterungsflächen unterschieden:

- Kernflächen (KF): Größe 20 x 20 m; der Mittelpunkt dieser Kernfläche war ein Punkt des permanenten Stichprobenrasters.
- Erweiterungsfläche (EF): Größe von 40 x 40 m mit demselben Mittelpunkt wie die Grunderhebungsfläche; darin wurden zusätzlich vorkommende Kleinstrukturen (Felsen, Totholz, Gewässer, neue Baumarten, Hohlformen, Flächen mit abweichender Hydrologie, Tierbauten, Wege, Radspuren) untersucht.

Tab. 1: Bryologische Monitoringflächen im BPWW; PflNr: Nummer der Fläche in der Biosphärenparkkennung; der Code zeigt, welche Vegetationstypen zu Einheiten für die statistischen Auswertungen zusammengefasst wurden: 1 – Bodensaure Laubwälder, 2 – Wärmeliebende Buchen-, Eichen-Hainbuchen- und Edellaubwälder, 3 – Buchenwälder mittlerer Standorte, 4 – wärmeliebende Eichen- und Schwarzföhrenwälder; KF steht für Kernfläche (20 x 20 m) und EF für Ergänzungsfläche (40 x 40 m); weitere Details zu den Flächen siehe Anhang DROZDOWSKI et al. 2014).

Moose in den Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald

213

Tab. 1:

PflNr.	Gebietsname	Vegetationscode	Artenzahl KF	Artenzahl EF
27	Johannser Kogl	2	19	8
138	Hadersfeld	1	6	1
216	Hollergraben	3	22	10
334	Waldandacht	3	13	4
415	Moosgraben	3	17	8
1015	Altenberg	2	10	6
1018	Altenberg	2	12	2
3011	Hirschenstein	3	21	1
5027	Höherberg	2	12	8
5909	Rauchbuchberg	2	1	13
6010	Weinberg	3	18	8
6020	Weinberg	4	18	7
8019	Mitterschöpfel	1	8	7
8042	Mitterschöpfel	3	7	3
9390	Mauerbach	2	10	9
11019	Hoher Lindkogel	4	24	8
11038	Hoher Lindkogel	4	28	7
11050	Hoher Lindkogel	2	24	5
11062	Hoher Lindkogel	4	23	12
11079	Hoher Lindkogel	2	34	8
11082	Hoher Lindkogel	4	19	5
14600	Kolbeterberg	3	10	3
15514	Troppberg	3	12	2
20080	Baunzen	2	17	12
20398	Baunzen	4	8	17
21028	Mauerbach	3	7	9
22024	Helenental	2	13	11
22029	Helenental	4	15	11
22218	Lainzer Tiergarten	3	13	8
25021	Festenberg	3	16	8
25041	Festenberg	2	10	6
25053	Festenberg	2	14	8
26015	Troppberg	3	20	4
26083	Troppberg	3	11	3
27837	Wolfgraben	4	14	10
29008	Anninger	2	14	6
29021	Anninger	2	26	5
30033	Gießhübl	0	26	5
32008	Rauchbuchberg	2	9	4
32035	Rauchbuchberg	3	11	10
33017	Finsterer Gang	3	12	2
33028	Kiental Ost und West	4	18	6
33045	Kiental Ost und West	2	10	9

Tab. 1: Fortsetzung

PflNr.	Gebietsname	Vegetationscode	Artenzahl KF	Artenzahl EF
34014	Tenneberg/Finsterer Gang	2	18	11
35028	Wasserspreng	4	28	5
35044	Wasserspreng	4	26	5
35302	Finsterer Gang	2	25	7
35635	Finsterer Gang	3	4	7
37028	Hengstlberg	3	24	8
40005	Kolbeterberg	2	13	6
41025	Dombachgraben	3	16	4
43728	Kiental	2	15	4
44045	Schwarzlacken	3	17	9
46012	Dorotheerwald	3	4	4
46025	Dorotheerwald	2	8	1
46030	Dorotheerwald	2	7	3
46350	Hirschenstein	0	9	5
49031	Übelaugraben	3	8	5
51574	Helenental	3	15	2
52538	Helenental	2	18	5

Erhebungsmethode

In der Kernfläche wurden alle zum Erhebungszeitpunkt vorkommenden Moosarten registriert. Für jede Moosart wurden die im Folgenden genannten Parameter im Feld aufgezeichnet:

- Moosart: Nomenklatur nach der Checkliste der Moose für Österreich (KÖCKINGER et al. 2014)
- Häufigkeit: Die Häufigkeit bezieht sich auf das Vorkommen von Individuen oder Teilpopulationen (=räumlich klar abgrenzbare Rasen/Polster) in der Monitoringfläche. Die Häufigkeit wurde in einer 3-stufigen Skala erhoben: häufig (>100 Individuen, >5 Teilpopulationen), zerstreut (<100 Individuen, 3-5 Teilpopulationen.), selten (<20 Individuen, 1-2 Teilpopulationen)
- Substrat: Boden, Bäume (bis 2 m Höhe), Totholz, Felsen, Gewässer
- Vermehrung zum Erhebungszeitpunkt: keine, vegetativ, sexuell

Für die Untersuchung der Erweiterungsfläche wurde max. eine Stunde Bearbeitungszeit investiert. Dabei wurde von jeder Kleinstruktur zumindest ein Typ untersucht. Konnte zu Beginn der Untersuchung einer Fläche abgeschätzt werden, dass für eine vollständige Bearbeitung aller Kleinstrukturen eine einstündige Bearbeitungszeit nicht ausreicht, wurde in folgender Reihenfolge vorgegangen: Totholz, Felsen, Gewässer, neue

Moose in den Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald

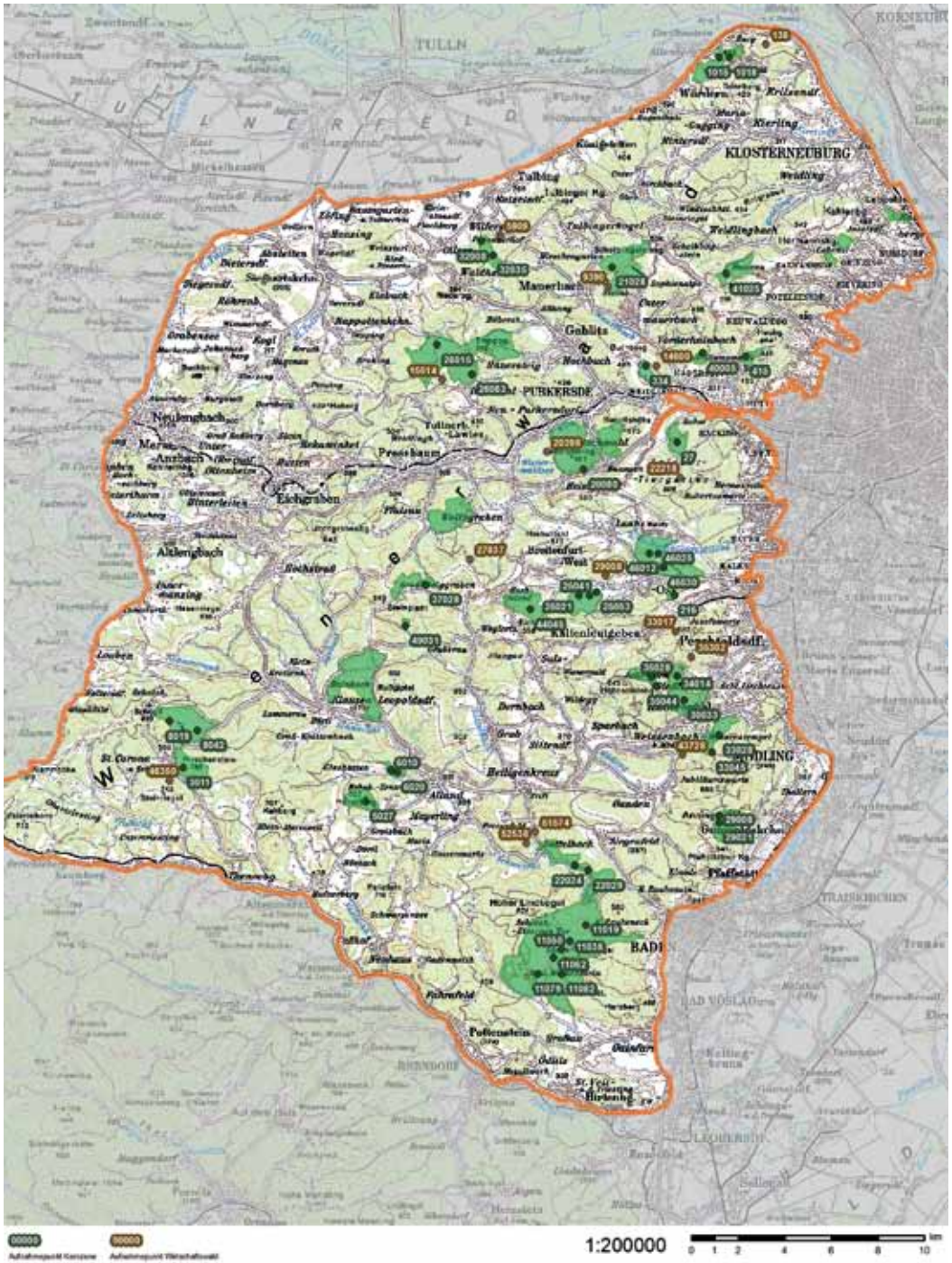


Abb. 1: Lage der Untersuchungspunkte und Kernzonen mit geographischem Hintergrund (ÖK des BEV als Kartengrundlage) inkl. Darstellung der Kernzonen (grün); Nummern der Untersuchungspunkte entsprechen denen in Tab. 1. Karte: B. Rotter, ÖBF

Baumarten, Flächen mit abweichender Hydrologie, Wege, Radspuren, Tierbauten, Hohlformen. Es wurden nur zusätzlich zur Grunderhebungsfläche auftretende Arten notiert. Die erhobenen Parameter für Moosarten der Erweiterungsfläche entsprachen jenen der Grunderhebungsfläche.

Das eigentliche Projektziel der Arbeit war die Beweissicherung auf den Monitoringflächen. Zusätzlich wurden in den Jahren 2000 bis 2013 auch Untersuchungen an 54 weiteren Standorten des Biosphärenparks durchgeführt. Diese Arbeiten erfolgten einerseits im Rahmen der Kulturlandschaftsforschung (z. B. ZECHMEISTER & MOSER 2001, ZECHMEISTER et al. 2002, 2003b,c), andererseits im Rahmen der Erstellung der Roten Liste der Moose Niederösterreichs (ZECHMEISTER et al. 2013) sowie im Rahmen von Diplomarbeiten unter Betreuung des Autors (z. B. KROMMER et al. 2007, GENDO 2013). Diese Erhebungen wurden vorwiegend im Offenland und auf landwirtschaftlichen Flächen, abseits der Monitoringflächen, durchgeführt. Vereinzelt wurden auch Moose erhoben, die in Wäldern abseits der Monitoringflächen wuchsen.

Erhebungszeitraum

Die Monitoringflächen wurden im Zeitraum zwischen Februar 2012 und Juli 2013 untersucht. Dies ist für Moose in der zu untersuchenden geographischen Region die beste Zeit, weil viele Arten fruchten (ZECHMEISTER & MOSER 2001, ZECHMEISTER et al. 2002, 2003a, SAUBERER et al. 2004). Flächen im Westteil des Biosphärenparks wurden auch im August 2013 untersucht, da der Sommer in diesem Gebiet aufgrund der Niederschlagsverhältnisse auch für Moose die Hauptwachstumsperiode darstellt. Außerdem machte die lange Schneebedeckung im Winter 2013 eine Verschiebung der Begehung bis in den August hinein notwendig. Jede Fläche wurde im Rahmen des Projektes nur einmal begangen.

Auswertungen

Daten aus der statistischen Auswertung enthalten einerseits die Artenzahlen von den einzelnen Erhebungsflächen, andererseits die üblichen statistischen Kenngrößen (Mittelwerte, Standardabweichungen etc.).

Ein Hauptziel dieser statistischen Auswertung war der Vergleich Kernzonen/ Wirtschaftswälder. Daneben wurden die unterschiedlichen Waldtypen miteinander verglichen. Da für viele Vegetationseinheiten selbst auf Verbandsniveau nur wenige Moosdatensätze vorlagen, mussten für eine statistisch adäquate Auswertung Vegetationseinheiten zu übergeordneten Gruppen zusammengefasst werden (siehe „Code“ in Tab. 1).

Vor Beginn der Auswertungen wurde die Varianz zwischen den Artenzahlen der beiden Erhebungsflächentypen (Kernfläche, Ergänzungsfläche) getestet. Aufgrund starker statistischer Divergenz (siehe Ergebnisse) dienten die Arten der Ergänzungsfläche nur der Erweiterung der Artenlisten bzw. dem Gewinn allfälliger Informationen, wurden aber von weiteren statistischen Vergleichen (z. B. Kernzonen/Wirtschaftswälder) ausgenommen.

Die Methoden der statistischen Auswertungen standen in Abhängigkeit von der Datenstruktur. Nicht-parametrische Tests unabhängiger Stichproben wurden aufgrund der relativ geringen Datenmengen und aufgrund nicht normalverteilter Daten bevorzugt. Der Kolmogorov-Smirnov-Test wurde für den Vergleich der Artenzahlen zwischen Wirtschaftswald und Kernzonen verwendet. Mittels eines Spearman-Rank-Tests und partieller Korrelation wurden die Artenzahlen aus den Moosdaten (Gesamtartenzahl, Artenzahl von Totholz bzw. Epiphyten) mit folgenden Parametern verglichen: Globalstrahlungsfaktor (GSF), relativ diffuser Strahlungsfaktor (ISF), relativ direkter Strahlungsfaktor (DSF), Seehöhe, Hangneigung, Exposition, Deckungsgrad Baum-, Strauch-, Kraut- und Moos-schicht, Vegetationseinheiten, Anteil an offenem Boden, Schutt und Felsen, Geologie, Anzahl stehendes und liegendes Totholz > 30 cm und Alter der Bestände.

Ergebnisse

Für das eigentliche Projekt (Beweissicherung) wurden auf den Monitoringflächen des Biosphärenparks Wienerwald im Erhebungszeitraum 1.291 Datensätze zu Moosarten erhoben. Davon entfielen auf die Kernzonen 730 Datensätze in der Kernfläche / 295 Datensätze in der Ergänzungsfläche und auf den Wirtschaftswald 171/95. In Abb. 2 ist die Gesamtartenzahl pro Untersuchungsfläche in allen Monitoringflächen angegeben, in Tab. 1 wird sie zusätzlich in Kernfläche (KF) und Ergänzungsfläche (EF) differenziert angegeben. Bei den EF sind nur zusätzliche Arten vermerkt. Auf Flächen außerhalb der Monitoringflächen wurden zusätzlich 1.368 Angaben zu Moostaxa erfasst und in die Datenbank eingearbeitet. Die Gesamtartenliste für den Biosphärenpark basiert somit auf 2.659 Datensätzen.

Diversität der Moose in den Monitoringflächen

In allen untersuchten Monitoringpunkten wurden 170 Moostaxa gefunden (siehe Anhang). Davon sind 25 Taxa (= 17%) in der Roten Liste der Moose NÖ (ZECHMEISTER et al. 2013) mit einem Gefährdungsgrad behaftet. In den Monitoringflächen der Kernzonen wurden 154 Arten gefunden (davon 18 RL-Arten), in jenen der Wirtschaftswälder 87 Arten (9 RL-Arten).

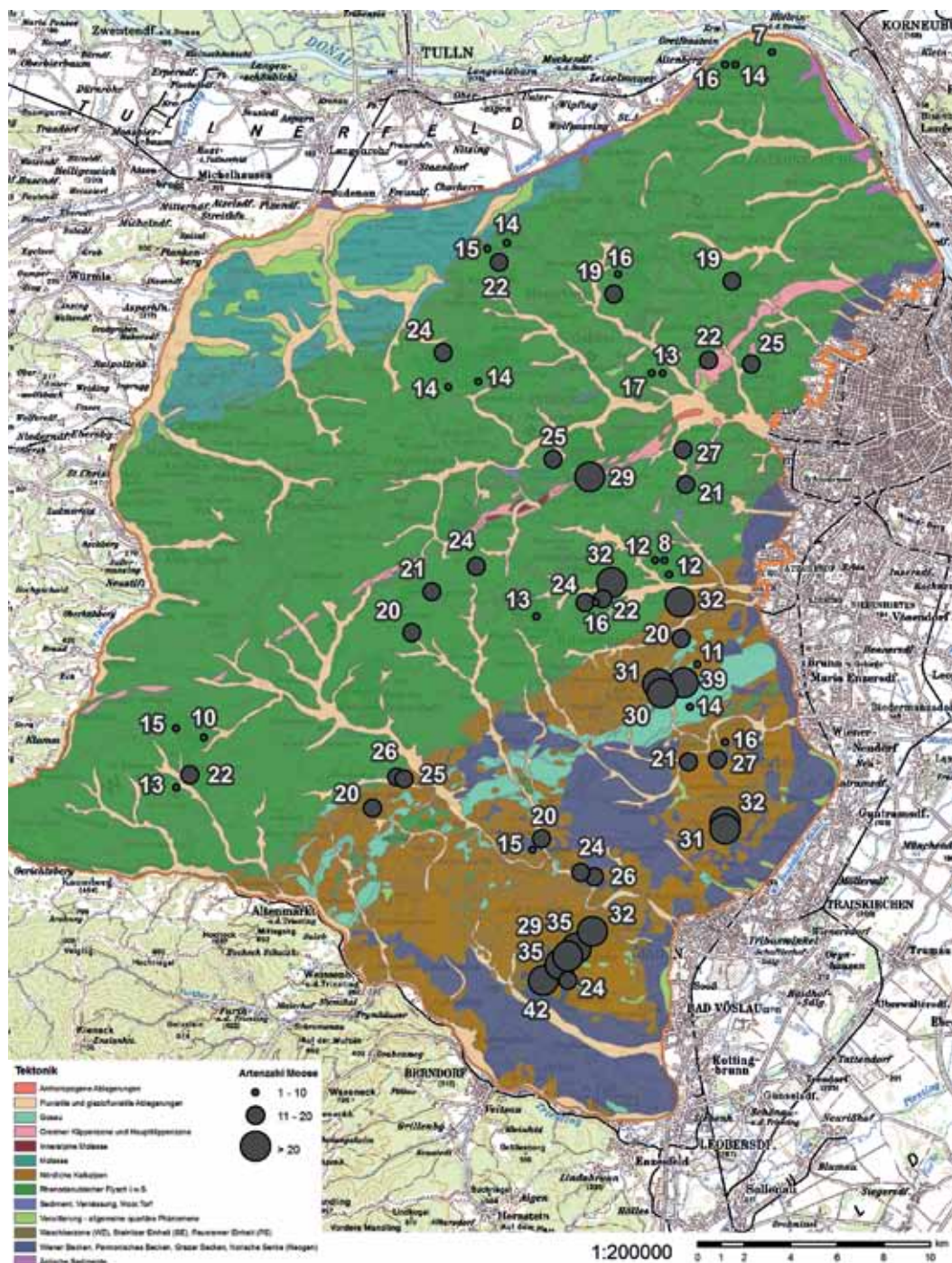


Abb.2: Gesamtanzahl der Moostaxa auf den einzelnen Monitoringpunkten mit geologischem Hintergrund. Karte: B. Rotter

Drei Arten werden mit dem Status „Stark gefährdet“ (EN) angegeben: *Acaulon muticum*, *Anomodon rostratus*, *A. rugelii* (Abb. 3a). Während die beiden *Anomodon*-Arten am Grund von Felsen, aber auch an Stammwurzeln vorkommen – also echte Waldarten sind – wächst *A. muticum* zumeist auf hellen, offenen Flächen. Im konkreten Fall kam die Moosart aber in der nicht dem Namen entsprechenden Monitoringfläche Finsterer Gang (36535) vor.

Als gefährdet (VU) sind folgende Arten angeführt: *Aloina rigida*, *Pleuridium acuminatum*, *Radula lindenbergiana*, *Schistidium brunnescens* subsp. *brunnescens*, *Zygodon rupestris* (Abb. 3b).

Auch davon sind nur *R. lindenbergiana* und *Z. rupestris* echte Waldarten, in beiden Fällen handelt es sich um Epiphyten. *A. rigida* und *P. acuminatum* sind Moosarten, die auf offenerdigen Flächen wachsen. *A. rigida* – eigentlich eine typische Trockenrasenart – kommt auf einem S-exponierten Waldhang mit einem steileren, unbeschatteten, offenerdigen Anteil vor. *P. acuminatum* wuchs am Wurzelsteller einer umgefallenen Buche.

Arten, die in ganz NÖ selten, aber an ihren Standorten nicht gefährdet sind, haben die Kennzeichnung VU-R. Zu diesen Arten zählen: *Atrichum angustatum* (Abb. 3c), *Bryum subapiculatum*, *Campylostelium saxicola*, *Dicranella subulata*, *Fissidens exilis*, *Schistidium confertum*, *Tortella fragilis*. Es sind Arten mit einem deutlichen Schwerpunkt in Wäldern. *Atrichum angustatum* dürfte im Wienerwald einen österreichweiten Verbreitungsschwerpunkt haben. *T. fragilis* (Abb. 3d) wächst im Wienerwald ausschließlich auf Totholz und ist somit naturschutzfachlich eine Zielart in den Kernzonenbeständen.

Diversität der Monitoringflächen

Die „Top Ten“ der Monitoringflächen sind wie folgt: 11079 Lindkogel (34 Arten Kernfläche/42 inkl. Erweiterungsfläche), 34014 Gießhübl Finsterer Gang (28/39), 11038 Lindkogel (28/35), 29008 Anninger-Tieftal (26/32), 35028 Wassergspreng (26/31), 29021 Anninger-Tieftal (26/31), 35044 Wassergspreng (25/30), 11019 Lindkogel (24/32), 11050 Lindkogel (24/29), 11062 Lindkogel (23/35), 216 Hollergraben (22/32).

Die meisten Arten wurden auf der Fläche 11079 am Hohen Lindkogel gefunden. Es handelt sich dabei um einen lichten Eichen-Hainbuchen-Wald mit hohem Felsanteil. Es sind vor allem die Felsen mit unterschiedlichen ökologischen Nischen, welche die Fläche bryologisch auszeichnen. Durch die Helligkeit im Bestand und den hohen Laubholzanteil sind auch besonders viele Epiphyten vorhanden. Zudem besteht der Untergrund aus Karbonatgesteinen, was auch eine Reihe von Bodenmoosen fördert.

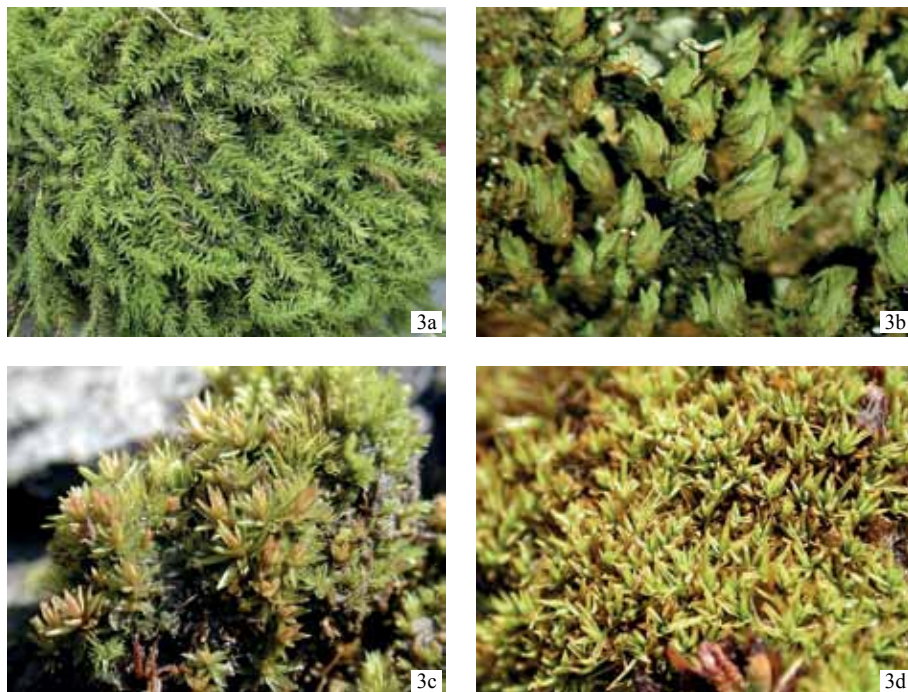


Abb.3: Auswahl seltener Arten des Biosphärenparks: a) *Anomodon rugelii* (EN), b) *Zygodon rupestris* (VU), c) *Atrichum angustatum* (VU-R), d) *Tortella fragilis* (VU-R). Fotos M. Lüth

Die Diversität der Kernfläche setzt sich auch in der Erweiterungsfläche fort, was die generelle Artenvielfalt dieser Fläche unterstreicht. Eine ähnliche Situation findet man auch bei den meisten anderen Monitoringflächen am Hohen Lindkogel. Von den 10 artenreichsten Monitoringflächen liegt die Hälfte am Hohen Lindkogel.

Alle Flächen, welche in den „Top Ten“ der Moosdiversität vorkommen, liegen über Karbonatgesteinen und gehören zu lichtreichen Laubwaldbeständen [Kalk-Buchenwälder, Kalk-Eichen-(Hainbuchen-Wälder)] (siehe auch Abb. 2).

Die Diversität der Erweiterungsflächen weicht davon etwas ab. Betrachtet man aber nur die „Top Ten“ der Kernflächen, so bleiben diese auch unter Einbeziehung der Arten aus den Erweiterungsflächen in den „Top Ten“. Bei Flächen wie jenen im Helenental oder bei der Fläche 20080 in Baunzen wurden in der Erweiterungsfläche allerdings fast genauso viele Arten wie in der Kernfläche gefunden. Das steht in starkem Kontrast zu den meisten anderen Flächen und zeigt, dass die Diversität der genannten Wälder durch eine 20 x 20 m große Fläche nicht abgedeckt ist. In den meisten anderen Fällen reicht aber die 20 x 20 m große Fläche aus, um den Moosartenreichtum abzubilden.

Am unteren Ende des Artenreichtums stehen die Buchen-Hallenwälder und die trockenen Eichen-Hainbuchen-Wälder über Flysch (Dorotheerwald, Mitterschöpfung, Schwarzlacken etc.). Über Flysch stehen von Natur aus nur selten Felsen an und der Laubfall in den Buchen-Hallenwäldern ist so stark, dass Moose kaum eine Chance haben sich über die Laubstreu zu erheben.

Der Totholzanteil spielt für die Moosdiversität zurzeit noch keine Rolle. Einige der Flächen mit den größten Totholz mengen (Kiental, Hoher Lindkogel 11019) haben relativ viele Arten, andere, wie jene in Hadersfeld, haben extrem wenige.

Allgemeine Vergleiche

Es zeigte sich, dass die Artenzahlen in den Kernflächen kaum mit jenen in den Erweiterungsflächen korrelieren ($R^2=0,25\%$, $p=0,7$). Für weitere Auswertungen wurde daher auf eine Einbeziehung der Artenzahl in den Erweiterungsflächen verzichtet und nur jene der Kernflächen in Betracht gezogen.

Der Vergleich zwischen Monitoringpunkten der Kernzonen und jenen der Wirtschaftswälder zeigt durchschnittlich etwas mehr Arten in den Wäldern der Kernzonen (siehe Abb. 4). Die Mittelwerte (inkl. Standardabweichung) über alle Flächen gemittelt sind wie folgt:

Kernzone: KF: $15,0 \pm 6,9$ // EF: $6,5 \pm 3,3$

Wirtschaftswälder: KF: $11,5 \pm 6,0$ // EF: $6,3 \pm 4,5$

Der Unterschied in den Artenzahlen ist über alle Vegetationstypen hinweg statistisch signifikant ($p=0,0498$).

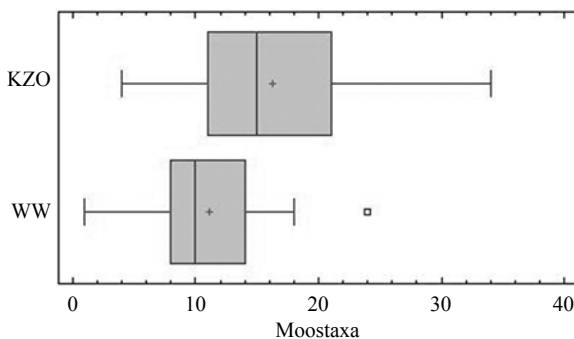


Abb. 4:

Box and Whisker Plot zum Vergleich der Artenzahlen zwischen Monitoringpunkten in den Wäldern der Kernzonen (KZO) und in den Wirtschaftswäldern (WW).

Betrachtet man die Monitoringpunkte gegliedert nach Vegetationstypen, gibt es bereits kein einheitliches Bild mehr. Tabelle 2 zeigt die Artenzahlen gegliedert nach Vegetationstypen. Der statistische Vergleich ist etwas verblüffend. Selbst relativ große Unterschiede, wie in Vegetationstyp 2, sind nicht signifikant.

Zwischen den Artenzahlen der Erweiterungsflächen in den Kernzonen und den Wirtschaftswäldern besteht kein signifikanter Unterschied ($p=0,448$). Die Artenzahlen in den Erweiterungsflächen der Wirtschaftswälder streuen aber deutlich stärker als in den Kernzonen. Die statistischen Ergebnisse sind aber wie bei den Kernflächen stark von der geringen Anzahl an Wirtschaftswäldern begrenzt.

Tab. 2: Vergleich der Artenzahlen gegliedert nach Vegetationstypen; die Anzahl der Vergleichsflächen beträgt (KernZone/Wirtschaftswald): Vegetationstyp 1 (1/1); Vegetationstyp 2 (17/4); Vegetationstyp 3 (16/8); Vegetationstyp 4 (9/2); Code der Vegetationstypen siehe Tab. 1.

Vegetationstyp	KZO	WW
1	9	6
2	17,3 ± 7,7	9,3 ± 6,9
3	13,7 ± 5,3	10,1 ± 3,4
4	16,2 ± 6,6	20,5 ± 4,9

Vergleich der Moosdaten mit externen Daten

Korrelationen der Moosartenzahlen mit den Standortdaten

Korrelation mit dem Faktor „Geologie“: 0,562 ($p<0,001$), d. h. die Geologie hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Artenzahl der Moose. Auf Monitoringflächen über Karbonatgesteinen wachsen signifikant mehr Arten als auf jenen über Flysch (Abb. 2).

Korrelation mit dem Faktor „Seehöhe“: 0,278 ($p=0,033$), d. h. mit zunehmender Seehöhe gibt es signifikant mehr Moosarten. Dies hängt trotz geringer Höhenunterschiede mit der zunehmenden Feuchtigkeit und der abnehmenden Temperatur in höheren Lagen zusammen. Da Moose besser kälteadaptiert sind, ist dieses Ergebnis eine logische Konsequenz physiologischer Ursachen.

Korrelation mit dem Faktor „Hangneigung“: 0,376 ($p=0,003$), d. h. mit zunehmender Hangneigung gibt es hochsignifikant mehr Moosarten. Dies könnte auf zunehmende Beschattung mit zunehmender Neigung, aber auch auf geringere Konkurrenz an steilen Flächen zurückzuführen sein.

Korrelation mit dem Faktor „Felsanteil in der Fläche“: 0,445 ($p<0,001$), d. h. mit zunehmender Felsfläche gibt es hochsignifikant mehr Moosarten. Dies ist neben der Substratqualität und Substratstabilität vor allem auf die mangelnde Konkurrenz an Felsflächen zurückzuführen. Moose als Pioniere können freie Felsflächen ohne Probleme besiedeln. Die Diversität im Mikrorelief der Felsflächen sorgt zusätzlich für viele verschiedene Mikroklimata und Mikrohabitate, die dann von unterschiedlichen Moosarten besiedelt werden.

Korrelation mit dem Faktor „Schuttanteil“: 0,299 ($p=0,02$), d. h. mit zunehmendem Schuttanteil gibt es signifikant mehr Moosarten. Dies hat ähnliche Gründe wie bei den Felsen. Durch die vergleichsweise geringere Stabilität einzelner Steine, die in ihrer Position leichter verändert werden können, ist die Korrelation nicht so stark ausgeprägt wie bei den Felsen.

Es gibt keine signifikanten Korrelationen mit den Lichtfaktoren GSF, ISF und DSF. Da es unter den Moosen ungefähr gleich viele schatten- wie lichtliebende Arten gibt, überrascht dieses Ergebnis nicht.

Korrelationen der Moosartenzahlen mit Vegetationsdaten

Korrelationen mit den Waldtypen: 0,248 ($p=0,004$), d. h. es gibt einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen den zu Gruppen zusammengefassten Waldgesellschaften und den Moosartenzahlen (Abb. 5). Die Schwarzföhrenwälder haben signifikant mehr, die bodensauren Wälder deutlich weniger Arten – bei letzteren muss aber auch bedacht werden, dass nur zwei Flächen untersucht wurden.

Korrelation mit dem Faktor „Alter des Bestandes“: 0,452 ($p<0,001$), d. h. mit zunehmendem Alter werden die Bestände hochsignifikant artenreicher. Dies ist eine Bestätigung für den hohen Wert alter Waldbestände und eine günstige Voraussetzung für die Entwicklung der Kernzonenbestände zu Wäldern mit hoher Diversität.

Korrelation mit dem Faktor „zweite Baumschicht“: -0,271 ($p=0,037$), d. h. mit zunehmender Beschattung durch die zweite Baumschicht gibt es signifikant weniger Moosarten. Der Grund dafür ist nicht ganz einsichtig. Es gibt dazu auch keine Bestätigungen aus der Literatur. Offensichtlich reduziert erst die zweite Baumschicht den Lichteinfall auf ein Maß, der es lichtliebenden Arten nicht mehr ermöglicht zu wachsen.

Korrelation mit dem Faktor „Strauchschicht“: 0,326 ($p=0,011$), d. h. mit zunehmender Beschattung durch die Strauchschicht gibt es signifikant mehr Moosarten. Die Strauchschicht ist den Moosen näher als z. B. die zweite Baumschicht und damit auch puncto Beschattung und Erhöhung der lokalen Luftfeuchtigkeit prägend. Da die meisten Moose feuchtigkeitsliebend und schattentolerant sind, ist diese Korrelation logisch.

Korrelation mit dem Faktor „Artenzahl der Gefäßpflanzen“: 0,299 ($p=0,003$). Mit zunehmender Diversität der Gefäßpflanzen gibt es auch signifikant mehr Moosarten. Dies ist eine interessante, wenn auch überraschende Korrelation. Zumindest in der Kulturlandschaft sind die Artenzahlen der beiden Pflanzengruppen oft gegenläufig (siehe z. B. SAUBERER et al. 2004). Die parallel verlaufenden Artenzahlen dürften teilweise ihre Ursache in der Vielfalt an Mikrohabitaten in den Monitoringflächen haben. Auch die Tatsache, dass Karbonate die Artenvielfalt der Pflanzen generell fördern und bei beiden Gruppen über Fels weniger Arten vorkommen, könnte für die Korrelation mitverantwortlich sein.

Korrelation mit dem Faktor „Anzahl der Rote-Liste-Moosarten“: 0,299 ($p=0,014$): Mit zunehmender Anzahl der Moosarten gibt es auch signifikant mehr Rote-Liste-Arten. Dies ist eine nicht ganz unerwartete Korrelation, wobei es auch hier Unterschiede, z. B. zu Wiesenflächen, gibt.

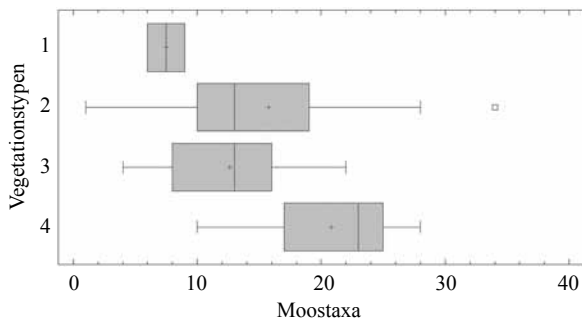


Abb. 5:
Artenzahlen in den einzelnen Waldtypen – Codierung der Vegetationstypen siehe Tab. 1.

Keine statistischen Zusammenhänge mit der Diversität der Moose wurden für folgende Parameter gefunden:

Deckung der Krautschicht: Hier wäre eine Abnahme zu erwarten gewesen. In Wäldern dürfte der Beschattungsfaktor durch Gefäßpflanzen der Krautschicht also kaum eine Rolle für die Diversität der Moose spielen. Dies steht im Gegensatz zu Wiesenflächen.

Deckung der Moosschicht: Dies beruht primär auf der Tatsache, dass gerade starkwüchsige, konkurrenzkräftige Arten, welche größere Flächen besiedeln (z.B. *Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium rutabulum*, *Plagiomnium undulatum*), oft auch andere Moosarten verdrängen.

Anzahl an großen, alten Totholzstämmen (liegend und/oder stehend): Es gibt auch keine Korrelation, wenn man nur die Totholzarten bzw. die Epiphyten zur Berechnung heranzieht. Dies ist besonders bemerkenswert und hängt mit der ungünstigen Situation für Totholzmoose im Allgemeinen zusammen (siehe Diskussion).

Untersuchungen außerhalb der Monitoringflächen

Auf Flächen außerhalb der Monitoringflächen wurden noch fast 100 Arten mehr gefunden. Die Gesamtartenzahl aller bislang im Biosphärenpark gefundenen Taxa beträgt somit 268, davon sind 58 in der RL für NÖ mit einem Gefährdungsgrad eingestuft (siehe Anhang).

Dies ist ein deutlich höherer Anteil an Rote-Liste-Arten als in den Monitoringflächen (siehe Tab.3). Während in den Monitoring-Wäldern nur knapp 15% gefährdet sind, sind es im Gesamtgebiet 37%. Das ist darauf zurückzuführen, dass bei diesen zusätzlichen Erhebungen eine größere Anzahl an gefährdeten Biotoptypen (z.B. Trockenrasen, Feucht- und Niedermoorwiesen) erfasst wurde. Moose dieser Lebensräume sind (nieder)österreichweit generell stärker gefährdet als jene der weit verbreiteten Wälder. In Summe liegt aber der Gefährdungsgrad der

Moose des Biosphärenparks noch immer unter dem Wert für ganz NÖ (45%). Dies hängt aber auch mit dem noch immer unvollständigen Erforschungsgrad des Gesamtgebietes des Biosphärenparks Wienerwald zusammen und mit der Tatsache, dass seltene Arten oft nur bei gezielter Nachsuche gefunden werden. Die außerhalb des Projektes durchgeführte Erfassung der Moose auf weiteren Flächen im gesamten Biosphärenpark erhebt keinerlei Anspruch auf Vollständigkeit. Verschiedene Gebiete an der Thermenlinie und im Voralpenbereich sowie einzelne Vegetationseinheiten sind nur spärlich untersucht. Mit einer größeren Anzahl an Neufunden im Gesamtgebiet ist daher bei weiteren Untersuchungen mit Sicherheit zu rechnen.

Der Vergleich mit der breiteren Erfassung der Moose des Wienerwaldes zeigt aber, dass die Waldarten durch die Monitoringflächen sehr gut abgedeckt sind – eine wichtige Erkenntnis dieser Zusatzuntersuchung.

Tab. 3: Vergleich der Artenzahlen der bedrohten Moosarten in den Monitoringflächen und im Gesamtgebiet des Biosphärenparks; IUCN Kriterien: RE – regionally extinct; CR – critically endangered; EN – endangered; VU – vulnerable; VU-R – vulnerable rare; NT – near threatened.

	RE	CR	EN	VU	VU-R	NT
Monitoringflächen	0	0	3	5	7	10
BPWW gesamt	1	1	11	15	10	20

Diskussion

Für die statistische Datenauswertung wurden nur die Artenzahlen der Kernflächen (20 x 20 m Plot) einbezogen, da es keinen statistischen Zusammenhang zwischen den Artenzahlen der Kernflächen und jenen der Erweiterungsflächen gab. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in den Erweiterungsflächen nur zusätzliche Arten auf ausgewählten Sonderflächen erhoben wurden. Dies diente primär dazu, einen Überblick über die Verbreitung von Arten in einem größeren Areal zu bekommen. Eine flächendeckende Erhebung in der Erweiterungsfläche hätte den zeitlichen und finanziellen Rahmen gesprengt. In kommenden Untersuchungen wird aber wohl darauf zu achten sein, ob diese Arten zu einem späteren Zeitpunkt in die Kernflächen eindringen, woraus dann eher populationsdynamische Prozesse als Qualitätsveränderungen am Standort abgeleitet werden können. Die Streuung zwischen den Artenzahlen in den Erweiterungsflächen war vor allem in den Wirtschaftswäldern sehr groß, was die zum Teil deutlichen Unterschiede in der Naturnähe der Wirtschaftswälder widerspiegelt.

Ein bedeutendes Problem in der Dateninterpretation stellt die Schiefe der Datensätze dar. Im Wirtschaftswald wurden, der primären Zielsetzung des Projektes (Beweissicherung in den Kernzonen) entsprechend, deutlich weniger Flächen un-

tersucht als in den Wäldern der Kernzonen. Dies hat zwar nicht die grundsätzliche Datenbetrachtung, sehr wohl aber die statistische Auswertung beeinträchtigt. Eine zukünftige zusätzliche Erhebung von Wirtschaftswaldflächen könnte auch dieses Problem lösen und die statistischen Ergebnisse auf eine solidere Basis stellen.

Trotz dieser Diskrepanz und der damit fehlenden statistischen Untermauerung zeigt sich, dass die Wälder der Kernzonen artenreicher sind als die Vergleichsflächen im Wirtschaftswald. Da die Flächenauswahlkriterien für beide Waldtypen dieselben waren, ist dies als Ursache auszuschließen. Auch wenn das Alter der Waldbestände einen signifikanten Zusammenhang mit der Moosvielfalt aufweist, ist dieser Faktor allein nicht ausschlaggebend, weil das durchschnittliche Alter der Wirtschaftswälder nur geringfügig (10 Jahre) niedriger war als jenes der Kernzonenwälder. Dies zeigt, dass es vor allem der Strukturreichtum (Geländeformen, Felsen, Totholz etc.) der Kernzonenwälder ist, der die Diversität letztendlich erhöht.

Der Anteil an Rote-Liste-Arten ist auf den Monitoringflächen vergleichsweise gering und beträgt nur etwa 17%. Im Vergleich dazu sind etwa 45% aller in NÖ vorkommenden Moose gefährdet oder in der Vorwarnstufe, welche in dieser Studie gleichfalls unter „gefährdet“ eingereiht wurde. Dieser geringe Anteil an RL-Arten ist darauf begründet, dass die Moose der Wälder generell weniger gefährdet sind als jene des Kulturlandes und dass die normalerweise seltenen Waldmoose – zumeist Totholzmoose – in dieser Studie fast gänzlich ausgefallen sind.

Epiphytische Moose sind beliebte Indikatorarten für Luftverunreinigungen (ZECHMEISTER et al. 2003, KROMMER et al. 2007). Die heute im Wienerwald epiphytisch vorkommenden Arten sind zumeist trockenresistent und häufig auch wenig anfällig gegenüber Luftschadstoffen. Empfindliche Arten kommen im Biosphärenpark kaum vor, Nitrophyten sind reichlich vertreten. Unter den epiphytischen Moosen kommen vor allem im Stammfußbereich auch oft ubiquistische Moose vor. Das Problem der Luftschadstoffeinwirkung wird im Wienerwald aber stark von der klimatischen Situation verdeckt. Die vergleichsweise geringen Niederschläge und die bisweilen sehr trockene Situation an den Stämmen schränken das Artenspektrum der Moose allgemein ein. Die in der historischen Literatur getätigten Angaben lassen keine sicheren Rückschlüsse auf ein bedeutend größeres Vorkommen an epiphytischen Moosarten vor 100 Jahren zu. Nur einzelne Arten sind definitiv im Gebiet ausgestorben, vermutlich aber bereits in den 1970er Jahren durch SO_2 und seine wässrigen Derivate (z. B. *Orthotrichum scanicum*, *Ulota coarctata*; vgl. GENDO 2013). Gegen Luftschadstoffe empfindliche Moosarten sind generell eher unter den feuchtigkeitsliebenden Moosen zu finden. Die austrocknungsunempfindlichen Moose sind offensichtlich auch resistent gegen Luftschadstoffe (siehe auch HOHENWALLNER & ZECHMEISTER 2001, ZECHMEISTER & HOHENWALLNER 2002).

Der sehr geringe Anteil an echten Totholzmoosen war etwas überraschend. Er dürfte primär mit dem relativ trockenen pannonischen Klima, das einen Großteil des Wienerwaldes prägt, im Zusammenhang stehen. Die Biomasse des Totholzes ist in einigen Bereichen bereits sehr hoch. Doch der noch relativ geringe Zersetzungsgrad eines Großteils des Totholzes ist ungünstig für die Besiedelung echter Totholzarten. Die Wasserspeicherkapazität von jungem Totholz reicht im Gebiet offensichtlich noch nicht aus, um austrocknungsempfindlichen Totholzspezialisten unter den Lebermoosen ein Überleben zu ermöglichen. Der für den Bewuchs seltener Moosarten (z. B. der FFH-Art *Buxbaumia viridis*) notwendige Zersetzungsgrad ist allerdings erst in ganz wenigen Fällen gegeben. Auch die Dicke der Totholzstämmen liegt teilweise unter dem für diese Art notwendigen Maß (> 80 cm). Künftige Untersuchungen werden die weitere Entwicklung der Totholzmoose weisen. Ein Auftreten von *B. viridis* ist durchaus möglich, da sie z. B. in Kärnten durchaus auch in niederschlagsärmeren Gebieten häufiger auftritt. Derzeit bilden Ubiquisten wie *Brachythecium rutabulum* oder *Hypnum cupressiforme* die Hauptmasse der Totholzmoose. Als eines der wenigen echten Totholzlebermoose kommt *Lophocolea heterophylla* reichlich vor. Diese Art ist u. a. auch im NP Donau-Auen ein verbreiteter Totholzbesiedler und offensichtlich weniger anfällig gegen Austrocknung als die meisten anderen echten Totholzmoose.

Der Einfluss von Luftschadstoffen auf die Verbreitung von Totholzmoosen im Gebiet ist nicht bekannt. WIKLUND (1998) macht aber z. B. eine gewisse Empfindlichkeit von *B. viridis* gegenüber Luftverschmutzung für den Rückgang der FFH-Anhang-II-Art verantwortlich. Der Einfluss der relativ großen atmosphärischen Stickstoffeinträge im Bereich des Wienerwaldes (siehe auch ZECHMEISTER et al. 2008, KROMMER et al. 2007, ZECHMEISTER et al. 2014) dürfte deshalb auch einen Einfluss auf die Totholzmoose haben.

Für eine bessere Interpretation der Ergebnisse wären Daten zu Luftschadstoffen notwendig. Geeignete Messstationen zur Luftgütemessung liegen auf dem Gebiet des Biosphärenparks nur in dessen Randzonen vor, in den zentralen Bereichen gar nicht (siehe auch ZECHMEISTER et al. 2014). Vor allem die Messung von Stickstoffeinträgen wäre wünschenswert. Ein geeigneter, deutlich kostengünstiger Ersatz der Erfassung mittels technischer Messungen wäre auch eine Feststellung der Stickstoffdeposition mittels Moosen (siehe HARMENS et al. 2011, ZECHMEISTER et al. 2008). Diese Methode der Bioindikation findet europaweit mehr und mehr Anwendung zur Feststellung der Überschreitung der *critical loads* bzw. als rasche und effiziente Methode der Feststellung schädigender Depositionen in sensiblen Ökosystemen. Die Methode ist ausgereift und international akkreditiert. Das Wissen um diese Depositionen wäre auch eine wichtige Grundlage für Maßnahmen zum Schutz des gesamten Gebietes und eine wichtige Basis zur Erfüllung der Aufgaben des Biosphärenparks.

Danksagung

Ich danke der Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH, insbesondere Frau MMag. Irene Drozdowski und Herrn DI Harald Brenner sowie Herrn DI Alexander Mrkvicka (MA49) für ihren Einsatz für das Projekt und die Bereitstellung von Daten. Träger des Projektes war die Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH. Das Projekt wurde finanziert aus Eigenmitteln der Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH sowie mit Unterstützung von Bund, Ländern Niederösterreich & Wien und der Europäischen Union aus Mitteln des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums 2007 - 2013 (ELER). Finanzielle Unterstützung erfolgte außerdem von Seiten der Niederösterreichischen Landesregierung – Abteilung Raumordnung und Regionalpolitik (RU2), der Magistratsabteilung 49 – Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien (MA49) sowie der Österreichischen Bundesforste AG. Großer Dank gebührt den zahlreichen Kolleginnen und Kollegen, die bei der Auswahl und Einrichtung der Monitoringflächen im Einsatz waren. Frau Mag. Birgit Rotter (ÖBf) danke ich besonders für die Erstellung der Karten und Frau Mag. MSc. M. Kropik für die sprachlichen Korrekturen. Wir danken den Grundeigentümern für die gute Zusammenarbeit und die Bereitstellung ihrer Waldflächen für die Monitoringaufnahmen.

Literatur

- Beck, G. (1887): Uebersicht der bisher bekannten Kryptogamen Niederösterreichs. – Verhandlungen der kaiserlich-königlichen zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien 37: 351-354
- BURTON, M.A.S. (1990): Terrestrial and aquatic bryophytes as monitors of environmental contaminants in urban and industrial areas. – *Botanical Journal of the Linnean Society* 104: 267-280
- DROZDOWSKI, I., STAUDINGER, M., BRENNER, H., MRKVICKA, A. (2014): Beweissicherung und Biodiversitätsmonitoring in den Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald - Einführung und Methodik – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 25: 89-136
- DURING, H. (1979): Life strategies of bryophytes: a preliminary review. – *Lindbergia* 5: 2-17
- FRAHM, J.P. (2000): *Biologie der Moose*. – Quelle & Meyer: Wiesbaden, 357 pp.
- GENDO, A. (2013): *Historische Moosflora von Niederösterreich (1834-1999)*. – Diplomarbeit: Universität Wien, 179 pp.
- HAGEL, H. (1966): Gesteinsmoosgesellschaften im westlichen Wienerwald. – *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien* 105/106: 137-167
- HARMENS, H., NORRIS, D.A., COOPER, D.M., MILLS, G., STEINNES, E., KUBIN, E., THÖNI, L., ABOAL, J.R., ALBER, R., CARBALLEIRA, A., COŞKUN, M., DE TEMMERMAN, L., FROLOVA, M., FRONTASEVYA, M., GONZÁLEZ-MIQUEO, L., JERAN, Z., LEBLOND, S., LIIV, S., MAŇKOVSKÁ, B., PESCH, R., POIKOLAINEN, J., RÜHLING, A., SANTAMARÍA, J., SIMONEIE, P., SCHRÖDER, W., SUCHARA, I., YURUKOVA, L., ZECHMEISTER, H.G. (2011): Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition in Europe. – *Environmental Pollution* 159: 2852-2860

- HAYBACH, G. (1956): Zur Ökologie und Soziologie einiger Moose und Moosgesellschaften des nordwestlichen Wienerwaldes. – Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien 96: 132-168
- HEEG, M. (1894): Die Lebermoose Niederösterreichs. – Verhandlungen der kaiserlich-königlichen zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien 43: 63-148
- HOHENWALLNER, D. & ZECHMEISTER, H.G. (2001): Factors influencing bryophyte species richness and populations in urban environments: a case study. – *Nova Hedwigia*. 73: 87-96
- HUMER-HOCHWIMMER, K. (2001): Bioindikation von Luftschadstoffen mit epiphytischen Moosen im Wienerwald auf Wiener Stadtgebiet. – Diplomarbeit: Universität Wien, 99 pp.
- JURATZKA, J. (1882): Die Laubmoosflora von Oesterreich-Ungarn. Handschriftlicher Nachlass Jakob Juratzka's zusammengestellt von J. Bredler und J.B. Förster. – K. k. zoologisch-botanische Gesellschaft in Wien, 385 pp.
- KÖCKINGER, H., SCHRÖCK, C., KRISAL, R., ZECHMEISTER, H.G. (2014): Checkliste der Moose Österreichs. – <http://131.130.59.133/projekte/moose/06.04.2014>
- KROMMER, V. (2006): Bioindikation mit epiphytischen Moosen im Biosphärenpark Wienerwald – Diplomarbeit: Universität Wien, 50 pp.
- KROMMER, V., ZECHMEISTER, H.G., RODER, I., HANUS-ILLNAR, A. (2007): Monitoring atmospheric pollutants in the Biosphere Reserve Wienerwald by a combined approach of biomonitoring methods and technical measurements. – *Chemosphere* 67: 1956-1966
- MARKERT, B.A., BREURE, A.M., ZECHMEISTER H.G. (eds.) (2003a): Bioindicators / Biomonitors (principles, assessment, concepts). – Elsevier: Amsterdam, 997 pp.
- MARKERT, B.A., BREURE, A.M., ZECHMEISTER, H.G. (2003b): Definitions, strategies and principles for bioindication / biomonitors the environment. – In: B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister (eds.), Bioindicators / Biomonitors (principles, assessment, concepts), 3-39, Elsevier: Amsterdam
- POKORNY, A. (1854): Vorarbeiten zur Kryptogamenflora von Unter-Oesterreich. – Verhandlungen des zoologisch-botanischen Vereins in Wien 4: 35-168
- POLLHEIMER, M., WRBKA, T., ZECHMEISTER, H.G. (eds.) (2002): Moose, Gefäßpflanzen und Vögel als Bioindikatoren nachhaltiger Nutzung österreichischer Kulturlandschaften. – Bericht an das BMWK: Wien, 145 pp.
- RICHARDSON, D.H.S. (1981): The biology of mosses. – Blackwell Scientific: Publications, 220 pp.
- SAUBERER, N., ZULKA, K.P., ABENSPERG-TRAUN, M., BERG, H.M., BIERINGER, G., MILASOWSKY, N., MOSER, D., PLUTZAR, C., STORCH, C., TRÖSTL, R., ZECHMEISTER, H.G., GRABHERR, G. (2004): Indicator taxa in biodiversity assessment: plants, invertebrates and birds in agricultural landscapes in eastern Austria. – *Biological Conservation* 117: 181-190
- WIKLUND, K. (1998): Population ecology of bryophytes with focus on the epixylic moss species *Buxbaumia viridis*, including a review of metapopulation dynamics in plant populations. – Introductory Research Essay, Department of Conservation Biology (Uppsala) 4: 1-21
- ZECHMEISTER, H.G. & HOHENWALLNER, D. (2002): Bioindikation mit Moosen in Linz. – *ÖKO-L* 24(3): 11-16
- ZECHMEISTER, H.G. & MOSER, D. (2001): The influence of agricultural land-use intensity on bryophyte species richness. – *Biodiversity and Conservation* 10: 1609-1625
- ZECHMEISTER, H.G., TRIBSCH, A., MOSER, D., WRBKA, T. (2002): Distribution of endangered bryophytes in Austrian cultural landscapes. – *Biological Conservation* 103: 173-182
- ZECHMEISTER, H.G., GRODZINSKA, K., SZAREK-LUKASZEWSKA, G. (2003a): Bryophytes. – In: B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister (eds.), Bioindicators / Biomonitors (principles, assessment, concepts), 329-375, Elsevier: Amsterdam

- ZECHMEISTER, H. G., SCHMITZBERGER, I., STEURER, B., PETERSEIL, J., WRBKA, T. (2003b): The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. – *Biological Conservation* 114: 165-177
- ZECHMEISTER H. G., TRIBSCH A., MOSER, D., PETERSEIL J. (2003c). Biodiversity ‚hot-spots‘ for bryophytes in landscapes dominated by agriculture in Austria. – *Agriculture, Ecosystem and Environment* 94: 159-167
- ZECHMEISTER, H. G., DIRNBÖCK, T., HÜLBER, K., MIRTL, M. (2007): Assessing airborne pollution effects on bryophytes - Lessons learned through long-term integrated monitoring in Austria. – *Environmental Pollution* 147: 696-705
- ZECHMEISTER, H. G., HOHENWALLNER, D., SMIDT, S., RÖDER, I., MARINGER, S., RICHTER, A., WANER, W. (2008): %N and $\delta^{15}\text{N}$ signatures in moss tissue - reliable indicators for N deposition patterns and source allocation on a nation wide scale? – *Environmental Science and Technology* 42: 8661-8667
- ZECHMEISTER, H. G., HAGEL, H., GENDO, A., OSVALDIK, V., PATEK, M., PRINZ, M., SCHRÖCK, C., KÖCKINGER, H. (2013): Die Rote Liste der Moose Niederösterreichs. – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 24: 7-126
- ZECHMEISTER, H. G., TÜRK, R., KROPIK, M. (2014): Atmosphärische Stickstoffdepositionen im Gebiet des Biosphärenparks Wienerwald. – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 25: 237-248

Anschrift des Verfassers:

Harald Zechmeister (harald.zechmeister@univie.ac.at), Universität Wien, Department für Botanik und Biodiversitätsforschung, Rennweg 14, A-1030 Wien

Anhang: Liste aller im BPWW bislang gefundenen Moosarten (Kernflächen und Ergänzungsflächen), inkl. RL-Status bezogen auf die RL der Moose NÖ (ZECHMEISTER et al. 2013) und Gebiet: M – Art der Monitoringflächen; G – Art außerhalb der Monitoringflächen

Taxon - Wissenschaftlicher Name	RL	Gebiet
<i>Abietinella abietina</i> (L. ex Hedw.) M.Fleisch. var. <i>abietina</i>	LC	M
<i>Acaulon muticum</i> (Hedw.) Müll.Hal.	EN	M
<i>Aloina rigida</i> (Hedw.) Limpr.	VU	M
<i>Amblystegium confervoides</i> (Brid.) Schimp.	LC	M
<i>Amblystegium fluviatile</i> (Sw. ex Hedw.) Schimp.	NT	M
<i>Amblystegium humile</i> (P.Beauv.) Crundw.	EN	G
<i>Amblystegium serpens</i> (L. ex Hedw.) Schimp.	LC	M
<i>Amblystegium subtile</i> (Hedw.) Schimp.	LC	M
<i>Amblystegium tenax</i> (Hedw.) C.E.O.Jensen	NT	G
<i>Amblystegium varium</i> (Hedw.) Lindb.	LC	G
<i>Anomodon attenuatus</i> (Hedw.) Huebener	LC	M
<i>Anomodon longifolius</i> (Schleich. ex Brid.) Hartm.	LC	M
<i>Anomodon rostratus</i> (Hedw.) Schimp.	EN	M
<i>Anomodon rugelii</i> (Müll.Hal.) Keissl.	EN	M
<i>Anomodon viticulosus</i> (Hedw.) Hook. & Taylor	LC	M
<i>Apometzgeria pubescens</i> (Schränk) Kuwah.	LC	G
<i>Asterella saccata</i> (Wahlenb.) A.Evans	CR	G
<i>Atrichum angustatum</i> (Brid.) Bruch & Schimp.	VU-R	M
<i>Atrichum tenellum</i> (Röhl.) Bruch & Schimp.	LC	M
<i>Atrichum undulatum</i> (Hedw.) P.Beauv.	LC	M
<i>Barbula convoluta</i> Hedw.	LC	M
<i>Barbula unguiculata</i> Hedw.	LC	M
<i>Blepharostoma trichophyllum</i> (L.) Dumort. var. <i>trichophyllum</i>	NT	M
<i>Brachytheciastrum velutinum</i> (L. ex Hedw.) Ignatov & Huttunen	LC	M
<i>Brachythecium albicans</i> (Neck. ex Hedw.) Schimp.	LC	M
<i>Brachythecium campestre</i> (Müll.Hal.) Schimp.	NT	G
<i>Brachythecium glareosum</i> (Bruch ex Spruce) Schimp. var. <i>glareosum</i>	LC	M
<i>Brachythecium rivulare</i> Schimp.	LC	M
<i>Brachythecium rutabulum</i> (L. ex Hedw.) Schimp.	LC	M
<i>Brachythecium salebrosum</i> (Hoffm. ex F.Weber & D.Mohr) Schimp.	LC	M
<i>Brachythecium tommasinii</i> (Sendtn. ex Boulay) Ignatov & Huttunen	LC	M
<i>Bryoerythrophyllum recurvirostrum</i> (Hedw.) P.C.Chen	LC	M
<i>Bryum algovicum</i> Sendtn. ex Müll.Hal.	LC	G
<i>Bryum argenteum</i> Hedw.	LC	M
<i>Bryum bicolor</i> Dicks.	LC	G
<i>Bryum caespiticium</i> Hedw.	LC	M
<i>Bryum capillare</i> Hedw.	LC	M
<i>Bryum creberrimum</i> Taylor	LC	M
<i>Bryum elegans</i> var. <i>ferchelii</i> (Funck ex Brid.) Breidl.	LC	M
<i>Bryum moravicum</i> Podp.	LC	M
<i>Bryum pallens</i> Sw. ex anon.	LC	G
<i>Bryum rubens</i> Mitt.	LC	M
<i>Bryum subapiculatum</i> Hampe	VU-R	M
<i>Buxbaumia aphylla</i> Hedw.	VU	G
<i>Calliergonella cuspidata</i> (L. ex Hedw.) Loeske	LC	G
<i>Calypogeia fissa</i> (L.) Raddi	LC	M

Taxon - Wissenschaftlicher Name	RL	Gebiet
<i>Campyllum calcareum</i> Crundw. & Nyholm	LC	G
<i>Campyllum chrysophyllum</i> (Brid.) Lange	LC	M
<i>Campyllum halleri</i> (Sw. ex Hedw.) Lindb.	LC	M
<i>Campyllum stellatum</i> (Schreb. ex Hedw.) Lange & C.E.O.Jensen	LC	G
<i>Campylopus flexuosus</i> (Hedw.) Brid.	NT	G
<i>Campylopus fragilis</i> (Brid.) Bruch & Schimp.	VU	G
<i>Campylopus introflexus</i> (Hedw.) Brid.	LC	G
<i>Campylostelium saxicola</i> (F.Weber & D.Mohr) Bruch & Schimp.	VU-R	M
<i>Cephalozia bicuspidata</i> (L.) Dumort.	LC	G
<i>Cephalozia lunulifolia</i> (Dumort.) Dumort.	LC	M
<i>Cephaloziella rubella</i> (Nees) Warnst. var. <i>rubella</i>	LC	M
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	LC	M
<i>Cirriphyllum crassinervium</i> (Taylor) Loeske & M.Fleisch.	LC	M
<i>Cirriphyllum piliferum</i> (Schreb. ex Hedw.) Grout	LC	M
<i>Climacium dendroides</i> (Hedw.) F.Weber & D.Mohr	LC	G
<i>Cololejeunea calcarea</i> (Lib.) Schiffn.	LC	M
<i>Conocephalum conicum</i> (L.) Dumort.	LC	G
<i>Cratoneuron filicinum</i> (L. ex Hedw.) Spruce	LC	M
<i>Crossidium squamiferum</i> (Viv.) Jur.	EN	G
<i>Ctenidium molluscum</i> (Hedw.) Mitt. var. <i>molluscum</i>	LC	M
<i>Dicranella heteromalla</i> (Hedw.) Schimp.	LC	M
<i>Dicranella schreberiana</i> (Hedw.) Dixon	LC	M
<i>Dicranella staphylina</i> H.Whitehouse	NT	M
<i>Dicranella subulata</i> (Hedw.) Schimp.	VU-R	M
<i>Dicranella varia</i> (Hedw.) Schimp.	LC	G
<i>Dicranodontium denudatum</i> (Brid.) E.Britton	LC	M
<i>Dicranum montanum</i> Hedw.	LC	M
<i>Dicranum polysetum</i> Sw. ex anon.	LC	G
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.	LC	M
<i>Didymodon acutus</i> (Brid.) K.Saito	LC	G
<i>Didymodon fallax</i> (Hedw.) R.H.Zander	LC	M
<i>Didymodon ferrugineus</i> (Schimp. ex Besch.) M.O.Hill	LC	G
<i>Didymodon rigidulus</i> Hedw.	LC	G
<i>Didymodon spadiceus</i> (Mitt.) Limpr.	LC	G
<i>Didymodon vinealis</i> (Brid.) R.H.Zander	EN	G
<i>Diphyscium foliosum</i> (Hedw.) D.Mohr	LC	M
<i>Ditrichum flexicaule</i> (Schwägr.) Hampe	LC	G
<i>Ditrichum gracile</i> (Mitt.) Kuntze	LC	M
<i>Ditrichum heteromallum</i> (Hedw.) E.Britton	LC	G
<i>Ditrichum pallidum</i> (Hedw.) Hampe	VU-R	G
<i>Ditrichum pusillum</i> (Hedw.) Hampe	NT	G
<i>Encalypta streptocarpa</i> Hedw.	LC	M
<i>Encalypta vulgaris</i> Hedw.	LC	M
<i>Entodon concinnus</i> (De Not.) Paris	LC	G
<i>Eucladium verticillatum</i> (With.) Bruch & Schimp.	NT	M
<i>Eurhynchiastrum pulchellum</i> (Hedw.) Ignatov & Huttunen var. <i>pulchellum</i>	LC	G

Taxon - Wissenschaftlicher Name	RL	Gebiet
<i>Eurhynchium angustirete</i> (Broth.) T.J.Kop.	LC	G
<i>Eurhynchium striatum</i> (Schreb. ex Hedw.) Schimp.	LC	M
<i>Fissidens bryoides</i> Hedw.	LC	M
<i>Fissidens dubius</i> P.Beauv.	LC	M
<i>Fissidens exilis</i> Hedw.	VU-R	M
<i>Fissidens pusillus</i> (Wilson) Milde	LC	M
<i>Fissidens taxifolius</i> Hedw. subsp. <i>taxifolius</i>	LC	M
<i>Fontinalis antipyretica</i> L. ex Hedw.	LC	G
<i>Frullania dilatata</i> (L.) Dumort.	LC	M
<i>Funaria hygrometrica</i> Hedw.	LC	M
<i>Grimmia anodon</i> Bruch & Schimp.	LC	M
<i>Grimmia crinita</i> Brid.	RE	G
<i>Grimmia orbicularis</i> Bruch ex Wilson	LC	M
<i>Grimmia ovalis</i> (Hedw.) Lindb.	LC	G
<i>Grimmia pulvinata</i> (Timm. ex Hedw.) Sm.	LC	M
<i>Grimmia tergestina</i> var. <i>tergestinoides</i> Culm.	LC	G
<i>Gymnostomum aeruginosum</i> Sm.	LC	M
<i>Gyroweisia tenuis</i> (Schrad. ex Hedw.) Schimp.	LC	G
<i>Herzogiella seligeri</i> (Brid.) Z.Iwats.	LC	M
<i>Homalia trichomanoides</i> (Hedw.) Brid.	LC	M
<i>Homalothecium lutescens</i> (Hedw.) H.Rob.	LC	M
<i>Homalothecium philippeanum</i> (Spruce) Schimp.	LC	M
<i>Homalothecium sericeum</i> (Hedw.) Schimp.	LC	M
<i>Homomallium incurvatum</i> (Schrad. ex Brid.) Loeske	LC	M
<i>Hygrohypnum luridum</i> (Hedw.) Jenn.	LC	G
<i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) Schimp.	LC	G
<i>Hypnum andoi</i> A.J.E.Sm.	LC	M
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw. var. <i>cupressiforme</i>	LC	M
<i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>lacunosum</i> Brid.	LC	G
<i>Hypnum jutlandicum</i> Holmen & E.Warnecke	LC	G
<i>Hypnum lindbergii</i> Mitt.	LC	G
<i>Hypnum pratense</i> W.D.J.Koch ex Spruce	EN	G
<i>Isothecium alopecuroides</i> (Lam. ex Dubois) Isov.	LC	M
<i>Jungermannia atrovirens</i> Dumort.	LC	G
<i>Jungermannia gracillima</i> Sm.	LC	G
<i>Jungermannia hyalina</i> Lyell	LC	G
<i>Jungermannia leiantha</i> Grolle	LC	G
<i>Lejeunea cavifolia</i> (Ehrh.) Lindb.	LC	M
<i>Leskea polycarpa</i> Ehrh. ex Hedw.	LC	M
<i>Leucobryum glaucum</i> (Hedw.) Ångstr.	LC	M
<i>Leucobryum juniperoideum</i> (Brid.) Müll.Hal.	LC	M
<i>Leucodon sciuroides</i> (Hedw.) Schwägr.	LC	M
<i>Lophocolea bidentata</i> (L.) Dumort.	LC	G
<i>Lophocolea heterophylla</i> (Schrad.) Dumort.	LC	M
<i>Lophozia excisa</i> (Dicks.) Dumort.	NT	G
<i>Lunularia cruciata</i> (L.) Dumort. ex Lindb.	LC	G

Taxon - Wissenschaftlicher Name	RL	Gebiet
<i>Mannia fragrans</i> (Balbis) Frye & L.Clark	VU	G
<i>Marchantia polymorpha</i> L. subsp. <i>polymorpha</i>	LC	G
<i>Marchantia polymorpha</i> subsp. <i>montivagans</i> Bischl. & Boisselier	NT	G
<i>Metzgeria furcata</i> (L.) Dumort.	LC	M
<i>Microbryum davallianum</i> (Sm.) R.H.Zander	EN	G
<i>Mnium hornum</i> Hedw.	LC	M
<i>Mnium marginatum</i> (Dicks.) P.Beauv.	LC	G
<i>Mnium spinosum</i> (Voit) Schwägr.	LC	M
<i>Mnium stellare</i> Reichard ex Hedw.	LC	G
<i>Mnium thomsonii</i> Schimp.	LC	M
<i>Neckera bessi</i> (Lobarz.) Jur.	NT	M
<i>Neckera complanata</i> (Hedw.) Huebener	LC	M
<i>Neckera crispa</i> Hedw.	LC	M
<i>Neckera pumila</i> Hedw.	VU	G
<i>Nowellia curvifolia</i> (Dicks.) Mitt.	LC	M
<i>Orthotrichum affine</i> Schrad. ex Brid.	LC	M
<i>Orthotrichum anomalum</i> Hedw.	LC	M
<i>Orthotrichum cupulatum</i> Hoffm. ex Brid. var. <i>cupulatum</i>	LC	M
<i>Orthotrichum diaphanum</i> Schrad. ex Brid.	LC	M
<i>Orthotrichum obtusifolium</i> Brid.	LC	M
<i>Orthotrichum pallens</i> Bruch ex Brid.	LC	M
<i>Orthotrichum pumilum</i> Sw. ex anon.	LC	M
<i>Orthotrichum rupestre</i> Schleich. ex Schwägr.	NT	G
<i>Orthotrichum speciosum</i> Nees var. <i>speciosum</i>	LC	M
<i>Orthotrichum stramineum</i> Hornsch. ex Brid.	LC	M
<i>Orthotrichum striatum</i> Hedw.	LC	M
<i>Oxyrrhynchium hians</i> (Hedw.) Loeske var. <i>hians</i>	LC	M
<i>Oxyrrhynchium schleicheri</i> (R.Hedw.) Röhl	LC	M
<i>Oxyrrhynchium speciosum</i> (Brid.) Warnst.	NT	M
<i>Palustriella commutata</i> (Hedw.) Ochyra var. <i>commutata</i>	LC	M
<i>Paraleucobryum longifolium</i> (Ehrh. ex Hedw.) Loeske	LC	G
<i>Pedinophyllum interruptum</i> (Nees) Kaal.	LC	G
<i>Pellia endiviifolia</i> (Dicks.) Dumort.	LC	M
<i>Phascum cuspidatum</i> Schreb. ex Hedw. var. <i>cuspidatum</i>	LC	M
<i>Phascum cuspidatum</i> var. <i>piliferum</i> (Hedw.) Hook. & Taylor	NT	G
<i>Physcomitrium pyriforme</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	LC	G
<i>Plagiochila asplenioides</i> (L. emend. Taylor) Dumort.	LC	G
<i>Plagiochila porelloides</i> (Torr. ex Nees) Lindenb.	LC	M
<i>Plagiomnium affine</i> (Blandow ex Funck) T.J.Kop.	LC	G
<i>Plagiomnium cuspidatum</i> (Hedw.) T.J.Kop.	LC	M
<i>Plagiomnium elatum</i> (Bruch & Schimp.) T.J.Kop.	VU	G
<i>Plagiomnium rostratum</i> (Schrad.) T.J.Kop.	LC	M
<i>Plagiomnium undulatum</i> (Hedw.) T.J.Kop.	LC	G
<i>Plagiothecium denticulatum</i> (L. ex Hedw.) Schimp.	LC	M
<i>Plagiothecium laetum</i> Schimp. var. <i>laetum</i>	LC	M
<i>Plagiothecium laetum</i> var. <i>secundum</i> (Lindb.) Frisvoll et al.	LC	M

Taxon - Wissenschaftlicher Name	RL	Gebiet
<i>Plagiothecium nemorale</i> (Mitt.) A.Jaeger	LC	M
<i>Plasteurhynchium striatulum</i> (Spruce) M.Fleisch.	LC	M
<i>Platygyrium repens</i> (Brid.) Schimp.	LC	M
<i>Platyhypnidium riparioides</i> (Hedw.) Dixon	LC	G
<i>Pleuridium acuminatum</i> Lindb.	VU	M
<i>Pleuridium subulatum</i> (Hedw.) Rabenh.	NT	M
<i>Pleurochaete squarrosa</i> (Brid.) Lindb.	VU	G
<i>Pleurozium schreberi</i> (Willd. ex Brid.) Mitt.	LC	G
<i>Pogonatum aloides</i> (Hedw.) P.Beauv.	LC	M
<i>Pohlia lutescens</i> (Limpr.) H.Lindb.	LC	M
<i>Pohlia melanodon</i> (Brid.) A.J.Shaw	LC	M
<i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb. subsp. <i>nutans</i>	LC	M
<i>Pohlia wahlenbergii</i> (F.Weber & D.Mohr) A.L.Andrews var. <i>wahlenbergii</i>	LC	G
<i>Polytrichum commune</i> Hedw.	LC	G
<i>Polytrichum formosum</i> Hedw.	LC	M
<i>Polytrichum juniperinum</i> Willd. ex Hedw.	LC	G
<i>Polytrichum perigoniale</i> Michx.	LC	G
<i>Porella platyphylla</i> (L.) Pfeiff.	LC	M
<i>Pottia bryoidea</i> (Dicks.) Mitt.	VU	G
<i>Pottia truncata</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	LC	M
<i>Pseudocrossidium hornschurchianum</i> (Schultz) R.H.Zander	LC	G
<i>Pseudoleskeia incurvata</i> (Hedw.) Loeske	LC	M
<i>Pseudoleskeella catenulata</i> (Brid. ex Schrad.) Kindb.	LC	M
<i>Pseudoleskeella nervosa</i> (Brid.) Nyholm	LC	M
<i>Pseudoscleropodium purum</i> (L. ex Hedw.) M.Fleisch.	LC	M
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i> (Brid.) Z.Iwats.	LC	M
<i>Pterigynandrum filiforme</i> Hedw. var. <i>filiforme</i>	LC	M
<i>Pterygoneurum lamellatum</i> (Lindb.) Jur.	EN	G
<i>Pterygoneurum ovatum</i> (Hedw.) Dixon	VU	G
<i>Pterygoneurum subsessile</i> (Brid.) Jur.	EN	G
<i>Pylaisia polyantha</i> (Hedw.) Schimp.	LC	M
<i>Radula complanata</i> (L.) Dumort.	LC	M
<i>Radula lindenbergiana</i> Gottsche ex C.Hartm.	VU	M
<i>Rhizomnium punctatum</i> (Hedw.) T.J.Kop.	LC	M
<i>Rhodobryum ontariense</i> (Kindb.) Kindb.	NT	M
<i>Rhynchostegiella tenella</i> (Dicks.) Limpr.	LC	G
<i>Rhynchostegium megapolitanum</i> (Blandow ex F.Weber & D.Mohr) Schimp.	LC	G
<i>Rhynchostegium murale</i> (Neck. ex Hedw.) Schimp.	LC	M
<i>Rhytidium rugosum</i> (Ehrh. ex Hedw.) Kindb.	LC	M
<i>Riccia sorocarpa</i> Bisch.	EN	G
<i>Scapania aequiloba</i> (Schwägr.) Dumort.	LC	G
<i>Scapania aspera</i> Bernet & M.Bernet	LC	M
<i>Scapania curta</i> (Mart.) Dumort.	LC	G
<i>Schistidium apocarpum</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	LC	M
<i>Schistidium brunnescens</i> Limpr. subsp. <i>brunnescens</i>	VU	M
<i>Schistidium brunnescens</i> subsp. <i>griseum</i> (Nees & Hornsch.) H.H.Blom	NT	M

Taxon - Wissenschaftlicher Name	RL	Gebiet
<i>Schistidium confertum</i> (Funck) Bruch & Schimp.	VU-R	M
<i>Schistidium crassipilum</i> H.H.Blom	LC	M
<i>Schistidium elegantulum</i> H.H.Blom subsp. <i>elegantulum</i>	LC	M
<i>Schistidium helveticum</i> (Schkuhr) Deguchi	VU-R	G
<i>Schistidium robustum</i> (Nees & Hornsch.) H.H.Blom	LC	M
<i>Schistidium trichodon</i> (Brid.) Poelt var. <i>trichodon</i>	LC	M
<i>Sciuro-hypnum oedipodium</i> (Mitt.) Ignatov & Huttunen	LC	G
<i>Sciuro-hypnum populeum</i> (Hedw.) Ignatov & Huttunen	LC	M
<i>Seligeria donniana</i> (Sm.) Müll.Hal.	LC	G
<i>Seligeria pusilla</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	LC	G
<i>Seligeria recurvata</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	LC	M
<i>Syntrichia calcicola</i> J.J.Amann	NT	G
<i>Syntrichia montana</i> Nees	LC	M
<i>Syntrichia papillosa</i> (Wilson) Jur.	LC	M
<i>Syntrichia ruraliformis</i> (Besch.) Cardot	VU	G
<i>Syntrichia ruralis</i> (Hedw.) F.Weber & D.Mohr	LC	M
<i>Syntrichia virescens</i> (De Not.) Ochyra	LC	G
<i>Taxiphyllum wissgrillii</i> (Garov.) Wijk & Margad.	LC	M
<i>Tetraphis pellucida</i> Hedw.	LC	M
<i>Thuidium assimile</i> (Mitt.) A.Jaeger	LC	G
<i>Thuidium recognitum</i> (Hedw.) Lindb.	LC	G
<i>Thuidium tamariscinum</i> (Hedw.) Schimp.	LC	M
<i>Tortella bambergi</i> (Schimp.) Broth.	LC	M
<i>Tortella fragilis</i> (Hook. & Wilson) Limpr.	VU-R	M
<i>Tortella inclinata</i> (R.Hedw.) Limpr.	LC	M
<i>Tortella tortuosa</i> (Ehrh. ex Hedw.) Limpr.	LC	M
<i>Tortula muralis</i> Hedw. var. <i>muralis</i>	LC	M
<i>Tortula obtusifolia</i> (Schwägr.) Mathieu	VU-R	G
<i>Tortula subulata</i> Hedw.	LC	M
<i>Trichostomum crispulum</i> Bruch	LC	M
<i>Tritomaria exsecta</i> (Schmidel ex Schrad.) Schiffn. ex Loeske	NT	G
<i>Tritomaria quinquentata</i> (Huds.) H.Buch	LC	G
<i>Ulota bruchii</i> Hornsch. ex Brid.	LC	M
<i>Ulota crispa</i> (Hedw.) Brid.	LC	M
<i>Weissia brachycarpa</i> (Nees & Hornsch.) Jur.	NT	M
<i>Weissia controversa</i> Hedw.	LC	M
<i>Weissia longifolia</i> Mitt.	VU	G
<i>Zygodon rupestris</i> Schimp. ex Lorentz	VU	M