



ROTE LISTE

Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz

Moose

Ausgabe 2004

Autoren

Norbert Schnyder
Ariel Bergamini
Heike Hofmann
Niklaus Müller
Cécile Schubiger-Bossard
Edwin Urmi



Forschungsstelle
für Umwelt-
beobachtung



Naturräumliches
Inventar der
Schweizer
Moosflora



Bundesamt für
Umwelt, Wald und
Landschaft
BUWAL

Rechtlicher Stellenwert dieser Publikation

Rote Liste des BUWAL im Sinne von Artikel 14 Absatz 3 der Verordnung vom 16. Januar 1991 über den Natur- und Heimatschutz (SR 451.1)
<http://www.admin.ch/ch/d/sr/45.html>

Diese Publikation ist eine Vollzugshilfe des BUWAL als Aufsichtsbehörde und richtet sich primär an die Vollzugsbehörden. Sie konkretisiert unbestimmte Rechtsbegriffe von Gesetzen und Verordnungen und soll eine einheitliche Vollzugspraxis ermöglichen. Das BUWAL veröffentlicht solche Vollzugshilfen (oft auch als Richtlinien, Wegleitungen, Empfehlungen, Handbücher, Praxishilfen u.ä. bezeichnet) in seiner Reihe «Vollzug Umwelt».

Die Vollzugshilfen gewährleisten einerseits ein grosses Mass an Rechtsgleichheit und Rechtssicherheit; andererseits ermöglichen sie im Einzelfall flexible und angepasste Lösungen. Berücksichtigen die Vollzugsbehörden diese Vollzugshilfen, so können sie davon ausgehen, dass sie das Bundesrecht rechtskonform vollziehen. Andere Lösungen sind nicht ausgeschlossen; gemäss Gerichtspraxis muss jedoch nachgewiesen werden, dass sie rechtskonform sind.

Herausgeber

BUWAL – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
FUB – Forschungsstelle für Umweltbeobachtung, Rapperswil (www.fub-ag.ch)
NISM – Naturräumliches Inventar der Schweizer Moosflora

Autoren

Norbert Schnyder, Ariel Bergamini, Heike Hofmann, Niklaus Müller, Cécile Schubiger-Bossard & Edwin Urmi

Begleitung BUWAL

Francis Cordillot und Beatrice Werffeli,
Abteilung Artenmanagement

Gestaltung

Ursula Nöthiger-Koch, Uerkheim; Norbert Schnyder

Titelbild

ein Hornmoos (*Phaeoceros laevis*), ein Lebermoos (*Sphaerocarpos texanus*) und ein Laubmoos (*Pterygoneurum ovatum*), die alle in der Roten Liste enthalten sind (Fotos: H. Hofmann und N. Schnyder)

Zitierung

SCHNYDER, N., BERGAMINI, A., HOFMANN, H., MÜLLER, N., SCHUBIGER-BOSSARD, C. & URMI, E. 2004: *Rote Liste der gefährdeten Moose der Schweiz*. Hrsg. BUWAL, FUB & NISM. BUWAL-Reihe: Vollzug Umwelt. 99 S.

Bezug

BUWAL
Dokumentation
CH-3003 Bern
Fax: +41 (0) 31 324 02 16
E-Mail: docu@buwal.admin.ch
Internet: www.buwalshop.ch

Bestellnummer

VU-9007-D (kostenlos)

© BUWAL 2004 (Auflage 2100 Exemplare)

Inhaltsverzeichnis

Abstracts	5	1 Einleitung	13
Vorwort	7	2 Die Roten Listen der IUCN	14
Zusammenfassung	9	2.1 Prinzipien	14
Résumé	10	2.2 Gefährdungskategorien	14
Riassunto	11	2.3 Kriterien für die Einstufung in die Gefährdungskategorien CR, EN und VU	17
Summary	12	2.4 Richtlinien für die Erstellung regionaler/nationaler Roter Listen	19
		3 Vorgehen bei der Erstellung der Roten Liste der Moose 2004	21
		3.1 Datengrundlagen	21
		3.2 Beurteilte taxonomische Einheiten	24
		3.3 Definitionen wichtiger Begriffe	26
		3.4 Beurteilung sehr seltener Arten	33
		3.5 Ungenauigkeit der Daten und Expertenwissen	33
		3.6 Verwendete Kriterien und genaues Vorgehen	34
		3.7 Beispiele für die Einstufung	35
		4 Ergebnisse: Einstufung der Arten	39
		4.1 Übersicht	39
		4.2 In der Schweiz ausgestorben RE	41
		4.3 Vom Aussterben bedroht CR	42
		4.4 Stark gefährdet EN	45
		4.5 Verletzlich VU	47
		4.6 Potenziell gefährdet NT	48
		4.7 Nicht gefährdet LC	49
		4.8 Ungenügende Datengrundlage DD	49
		4.9 Europaweit und weltweit gefährdete Arten	50
		4.10 Gefährdung innerhalb bestimmter Habitate	52
		5 Interpretation und Diskussion der Roten Liste	55
		5.1 Vergleich mit der früheren Roten Liste	55
		5.2 Diskussion	57
		5.3 Empfehlungen	58
		5.4 Ausblick	60
		6 Artenliste mit Gefährdungskategorien	61
		Dank	90
		Literatur	91

Abstracts

Keywords:
Red List, threatened
species, species
conservation,
bryophytes

The Red List of threatened bryophytes of Switzerland 2004 lists all hornworts, liverworts and mosses known to occur in Switzerland, together with their categories of threat according to the IUCN criteria. The list was prepared by the FUB-Research Group for Environmental Monitoring («Forschungsstelle für Umweltbeobachtung») in cooperation with the NISM – Inventory of Swiss Bryophyte Flora («Naturräumliches Inventar der Schweizer Moosflora»). It replaces the Red List of bryophytes published in 1992 (URMI & al. 1992).

Stichwörter:
Rote Liste,
gefährdete Arten,
Artenschutz, Moose

Die Rote Liste der gefährdeten Moose der Schweiz 2004 enthält die Liste aller in der Schweiz nachgewiesenen Horn-, Leber- und Laubmoose mit ihren Gefährdungskategorien nach den Kriterien der IUCN. Sie wurde von der Forschungsstelle für Umweltbeobachtung FUB in Zusammenarbeit mit dem Naturräumlichen Inventar der Schweizer Moosflora NISM erstellt. Sie ersetzt die Rote Liste der Moose von 1992 (URMI & al. 1992).

Mots-clés:
Liste Rouge,
espèces menacées,
conservation des
espèces, bryophytes

La Liste Rouge 2004 des Bryophytes menacées en Suisse contient la liste de toutes les espèces et sous-espèces de mousses, anthocérotes et hépatiques recensées sur le territoire helvétique, classées dans des catégories de menace selon les critères de l'IUCN. Ce travail est le résultat de la collaboration entre le Bureau de recherche pour l'observation de l'environnement FUB et l'Inventaire de la flore des bryophytes de Suisse NISM («Naturräumliches Inventar der Schweizer Moosflora»). Cette version remplace la précédente Liste publiée en 1992 (URMI & al. 1992).

Parole chiave:
Lista Rossa,
specie minacciate,
conservazione delle
specie, briofite

La Lista Rossa 2004 delle briofite minacciate della Svizzera contiene la lista di tutte le specie e sottospecie di muschi, antocerote ed epatiche censite sul territorio elvetico, classificate nelle categorie di minaccia secondo i criteri dell'IUCN. Questo lavoro è il risultato della collaborazione tra l'Ufficio di ricerca per il monitoraggio ambientale FUB e l'Inventario della flora muscinale in Svizzera NISM («Naturräumliches Inventar der Schweizer Moosflora»). Questa versione sostituisce la precedente Lista pubblicata nel 1992 (URMI & al. 1992).

Vorwort

Die vorliegende Rote Liste der gefährdeten Moose löst diejenige von 1992 ab. Dank den Moospezialistinnen und -spezialisten konnte im Rahmen des Rote-Listen-Programms des BUWAL der Kenntnisstand so aktualisiert werden, dass er eine Einstufung gemäss den neuen Rote-Listen-Kategorien und -Kriterien der IUCN 2003 erlaubte, die seit 1994 als international anerkannter Standard gelten. Ihre grössere Objektivität verglichen zu früheren Systemen wird es in Zukunft einfacher machen, die im groben Turnus von 10 Jahren revidierten Listen miteinander vergleichen zu können. Vergleichbare Rote Listen sind Voraussetzung für deren Nutzung in der Erfolgskontrolle.

Rote Listen senden einerseits Warnsignale, andererseits zeigen sie uns aber auch den Erfolg von Schutz- und Förderungsmassnahmen. So sind sie Messfühler dafür, wie respektvoll wir mit nicht-erneuerbaren Ressourcen umgehen. Deutlich belegt diese revidierte Liste, dass wohl aufgrund des seit der Rothenthurm-Initiative von 1987 verstärkten Moorschutzes viele früher gefährdete Moosarten, u.a. Torfmoose, heute nicht mehr gefährdet sind. Wenn sich die Situation bei den Moosen der Nass-Standorte etwas entspannt hat, gilt dies nicht für das Offenland, insbesondere die Mager- und Trockenwiesen. Hier ist heute die Hälfte der Arten gefährdet. Die anhaltende, teilweise zunehmende Landnutzungsintensität und das im Vergleich zu den Nass-Standorten fehlende Lebensraum-Erhaltungsprogramm sind Gründe für diese unterschiedliche Situation. Die Roten Listen dienen jedoch nicht nur als Warnsignal, sondern auch dazu, wertvolle Lebensräume im Sinne des Bundesgesetzes über den Natur- und Heimatschutz zu beurteilen.

Wie jede bisher erschienene Rote Liste widerspiegelt auch die vorliegende Rote Liste der wenig auffälligen und deshalb häufig übersehenen Moospflanzen den oft negativen Einfluss unseres Wirkens in Natur und Landschaft. Mit diesem Fazit möchten wir jedoch nicht entmutigen, sondern vielmehr mit den in der Roten Liste enthaltenen gezielten Empfehlungen auf den Handlungsbedarf hinweisen. Alle sind aufgerufen, in ihrem Einflussbereich konsequent Verantwortung für eine nachhaltige Entwicklung zu übernehmen. Nur so lassen sich die negativen Tendenzen umkehren.

Wir danken allen für ihr Engagement.

Bundesamt für Umwelt,
Wald und Landschaft (BUWAL)

Willy Geiger
Vizedirektor

Zusammenfassung

Die Rote Liste 2004 der gefährdeten Moose der Schweiz wurde nach den IUCN-Kriterien 2001 erarbeitet. Für die Regionalisierung wurden die Richtlinien der IUCN (2003a) angewandt, die auf der Arbeit von GÄRDENFORS & al. (2001) beruhen.

Von den 1093 beurteilten Arten und Unterarten gehören 416 (38.1%) der Roten Liste an. Davon sind 15 (1.4%) in der Schweiz ausgestorben (RE), 61 (5.6%) vom Aussterben bedroht (CR), 58 (5.3%) stark gefährdet (EN) und 282 (25.8%) verletzlich (VU). Weitere 67 Arten (6.1%) stehen auf der Vorwarnliste (NT). 512 (46.8%) gelten als nicht gefährdet (LC). Wegen ungenügender Datengrundlage konnten 98 Arten (9.0%) nicht eingestuft werden (DD).

Gefährdete Arten finden sich in allen Lebensräumen. Der Anteil der Rote Liste-Arten ist jedoch in Trockenrasen und auf offenerdigen Flächen (z.B. Äckern) am grössten. Dagegen ist der Anteil gefährdeter Arten in Nass-Standorten vergleichsweise gering, was auf den erfolgreichen Schutz der Moore zurückgeführt werden kann. Allerdings sind nährstoffarme Standorte wie Moore und Trockenrasen weiterhin durch Nährstoffeintrag aus der Luft gefährdet.

Die Rote Liste 2004 ersetzt die 1992 publizierte (URMI & al. 1992). Der Anteil der gefährdeten Arten ist trotz unterschiedlicher Beurteilungsmethoden insgesamt praktisch gleich gross geblieben. Innerhalb der Roten Liste sind die Anteile an den Gefährdungskategorien aber, v.a. methodisch bedingt, deutlich verschieden. Es hat einerseits eine Verschiebung von leichter zu stärkerer Gefährdung (CR, EN) stattgefunden, andererseits hat der Anteil der seltenen und damit potenziell gefährdeten (VU D2) zugenommen.

Résumé

La Liste Rouge 2004 des Bryophytes menacées en Suisse a été établie en adoptant les critères et les catégories proposés par l'Union Mondiale de Conservation de la Nature (IUCN). Les travaux sur la régionalisation sont conformes aux lignes directrices de l'IUCN (2003a), s'appuyant sur les travaux de GÄRDENFORS & al. (2001).

Sur les 1093 espèces et sous-espèces considérées, 416 (38.1%) sont des espèces Liste Rouge et 67 (6.1%) sont quasi menacées (NT). D'après le statut, 15 taxons (1.4%) sont éteints en Suisse (RE), 61 (5.6%) au bord de l'extinction (CR), 58 (5.3%) en danger (EN) et 282 (25.8%) considérées comme vulnérables (VU). 512 (46.8%) constituent une préoccupation mineure (LC). 98 espèces (9.0%) n'ont pu être classées en raison d'informations lacunaires et insuffisantes (DD).

Les espèces menacées se répartissent sur tous les milieux, mais la part des taxons Liste Rouge est la plus élevée dans les pelouses sèches et sur les sols ouverts (des champs cultivés p. ex.). Par contre, la proportion d'espèces menacées est relativement faible pour les stations humides, tendance qui peut refléter les effets positifs des mesures adoptées pour la protection des marais. Les milieux pauvres en nutriments comme les tourbières et les pelouses sèches, restent cependant menacés par l'apport d'azote atmosphérique.

La Liste Rouge 2004 remplace celle de 1992 (URMI & al. 1992). La nouvelle se base sur d'autres critères, mais malgré les différences de méthode d'appréciation du statut, la part des espèces menacées est pratiquement restée la même. Par contre, il apparaît une nette différence du nombre de taxons entre les diverses catégories de menace au sein de la Liste Rouge, ce qui s'explique en partie par le nouveau mode de classification. Leur comparaison montre un léger décalage de la classe EN « menacées » vers la catégorie CR « fortement menacées » et une augmentation du nombre d'espèces rares, en fait potentiellement menacées (VU D2).

Riassunto

La Lista Rossa 2004 delle briofite minacciate in Svizzera è stata allestita applicando i criteri e le categorie proposti dall'Unione internazionale per la conservazione della natura UICN. La regionalizzazione è conforme alle direttive emanate dall'UICN (2003a), basate sui lavori di GÄRDEFORS & al. (2001).

Sul totale di 1093 specie e sottospecie considerate, 416 (38.1%) sono iscritte nella Lista Rossa e 67 (6.1%) sono quasi minacciate (NT). Dei 416 taxa iscritti, 15 (1.4%) sono estinti in Svizzera (RE), 61 (5.6%) sono in pericolo d'estinzione (CR), 58 (5.3%) sono minacciati (EN) e 282 (25.8%) sono considerati come vulnerabili (VU). 512 (46.8%) non sono in pericolo (LC) e 98 specie (9.0%) non hanno potuto essere classificate a causa di informazioni lacunari o insufficienti (DD).

Le specie minacciate sono ripartite in tutti gli ambienti, ma la parte di taxa della Lista Rossa più importante si trova nelle praterie secche e sui suoli nudi (per esempio dei campi coltivati). La proporzione di specie minacciate è invece relativamente moderata per le stazioni umide, tendenza che può riflettere gli effetti positivi delle misure adottate per la protezione delle paludi. Gli ambienti poveri in nutrienti, come le torbiere e le praterie secche, restano malgrado ciò minacciate dall'apporto di azoto atmosferico.

La Lista Rossa 2004 sostituisce quella pubblicata nel 1992 (URMI & al. 1992). Questa nuova edizione si basa su altri criteri, ma nonostante le divergenze nel metodo d'apprezzamento dello statuto, la proporzione di specie minacciate è praticamente rimasta invariata. Una netta differenza tra le due Liste Rosse appare invece nella ripartizione del numero di specie tra le diverse categorie di minaccia. Il loro confronto mostra un leggero sfasamento della classe EN «minacciate» verso la categoria CR «in pericolo di estinzione» e un aumento del numero di specie rare e dunque potenzialmente in pericolo (VU D2).

Summary

The 2004 Red List of threatened bryophytes in Switzerland is based on the criteria proposed by the IUCN (2001) and the guidelines for regional Red Lists by the IUCN (2003a) that were adapted from GÄRDENFORS & al. (2001).

Of the 1093 evaluated species and subspecies of the Swiss bryophyte flora, 416 (38.1%) are threatened. 15 (1.4%) of these are at present extinct in Switzerland (RE), 61 (5.6%) are considered as critically endangered (CR), 58 (5.3%) as endangered (EN) and 282 (25.8%) as vulnerable (VU). An additional 67 (6.1%) species are listed as nearly threatened (NT) and 512 species (46.8%) are not threatened (LC). Due to missing data 98 species (9.0%) could not be classified (DD).

The highest percentages of Red List species are found in dry grassland and places with bare soil, such as arable fields. The percentage of endangered species in wetlands is comparatively low, which can be regarded as a result of the intensive conservation work for bogs and fens. Despite this success, nutrient poor habitats, like bogs and dry grasslands are still threatened by nutrient input from the air.

The present Red List replaces the last edition published in 1992 (URMI & al. 1992). Although different methods were used, the total number of threatened species is about the same. The numbers of species in the four threat categories are on the other hand markedly different, which is mainly due to the different method. There has been a shift towards higher categories (EN, CR) and the number of rare and therefore potentially threatened species (VU D2) has increased.

1 Einleitung

Die vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL erlassenen oder anerkannten Roten Listen sind ein wichtiges Hilfsmittel des Natur- und Landschaftsschutzes. Sie sind ein rechtswirksames Instrument zur Bezeichnung der schützenswerten Biotope (Artikel 14, Absatz 3 der Natur- und Heimatschutzverordnung, SR 451.1, siehe <http://www.admin.ch/ch/d/sr/45.html>). Sie dienen als Hilfsmittel für die:

- Erhaltung der biologischen Vielfalt des Landes («Landschaftskonzept Schweiz», BUWAL/BRP 1998; z.B. nationale ökologische Vernetzung, neue Landwirtschaftspolitik, Waldentwicklungsplan WAP)
- Erfolgskontrolle von Naturschutzmassnahmen
- Abklärung der Umweltverträglichkeit von raumplanerischen Massnahmen in der Siedlungs- und Verkehrsplanung, in Landwirtschaft und Tourismus
- Bezeichnung von prioritären Arten, für die spezielle Artenschutzprogramme notwendig sind
- Sensibilisierung der Bevölkerung für den Schutz der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten
- Zusammenarbeit im Länder übergreifenden Naturschutz, indem sie als Datenquelle für europäische oder weltweite Rote Listen und für die Koordination internationaler Naturschutzprogramme dienen

Die erste Rote Liste der gefährdeten Moose der Schweiz wurde 1992 von URMI & al. verfasst. Inzwischen hat die Internationale Naturschutzorganisation IUCN neue Kriterien und Kategorien für die Erstellung von nationalen und internationalen Roten Listen herausgegeben (IUCN 1994, 2001, 2003a). Das BUWAL hat entschieden, diese zu übernehmen, um die regelmässige Aktualisierung der Roten Listen zu erleichtern. Damit wird auch erreicht, dass die Listen der verschiedenen Pflanzen- und Tiergruppen der Schweiz untereinander, wie auch mit den im Ausland erstellten Listen vergleichbar sind.

Diese neue Rote Liste wurde von der beauftragten Forschungsstelle für Umweltbeobachtung FUB in enger Zusammenarbeit mit den Beauftragten für das Naturräumliche Inventar der Schweizer Moosflora NISM erstellt. Die Datenbank des NISM bildete eine wichtige Grundlage für die vorliegende Arbeit (siehe Kapitel 3.1).

Der Bericht zur Roten Liste ist wie folgt gegliedert: nach der Einleitung folgt im 2. Kapitel die Beschreibung der Kategorien und Kriterien nach IUCN. Es handelt sich dabei um eine angepasste Version des 2. Kapitels der Roten Liste der gefährdeten Brutvögel der Schweiz (KELLER & al. 2001) und der Roten Liste der gefährdeten Libellen der Schweiz (GONSETH & MONNERAT 2002). Das 3. Kapitel beschreibt die Anpassungen der Weisungen der IUCN und das angewandte Verfahren für die Beurteilung der Moose der Schweiz. Das Kapitel 4 fasst die Resultate zusammen und in Kapitel 5 wird die aktuelle Rote Liste mit derjenigen von 1992 verglichen, die wichtigsten Folgerungen diskutiert und Empfehlungen zum Schutz der Moose gegeben. Die eigentliche Rote Liste ist im Kapitel 6 aufgeführt.

2 Die Roten Listen der IUCN

2.1 Prinzipien

Seit 1963 erstellt die IUCN Rote Listen weltweit gefährdeter Tier- und Pflanzenarten. Die eher subjektiv formulierten Kriterien wurden 1994 durch ein neues, objektiveres System abgelöst (IUCN 1994). Die Revision der Rote-Liste-Kategorien hatte zum Ziel, ein System zu schaffen, das von verschiedenen Personen in konsistenter Weise angewendet werden kann. Gleichzeitig sollte mit Hilfe klarer Richtlinien die Objektivität der Einstufung und auch die Vergleichbarkeit verschiedener Roten Listen verbessert werden.

Die Roten Listen der IUCN basieren auf der **Schätzung der Aussterbewahrscheinlichkeit** eines Taxons innerhalb eines festgelegten Zeitraumes. Bezogen auf ein Land heisst das, die Wahrscheinlichkeit, dass eine Art aus dem Land verschwindet. Dies ist nicht gleichzusetzen mit der Prioritätenbildung im Artenschutz, die auch andere Faktoren berücksichtigt, z.B. die Verantwortung, die ein Land für die Erhaltung einer bestimmten Art trägt. Als taxonomische Einheit wurde meistens die Art verwendet, aber die Schätzung kann auch für andere taxonomische Stufen, im vorliegenden Fall Unterarten, benutzt werden.

Kriterien zur Einstufung

Die Kriterien zur Einstufung der Arten basieren auf einer Kombination von Faktoren, welche die Aussterbewahrscheinlichkeit massgeblich bestimmen. Je kleiner die Population und je rascher diese zurückgeht, um so höher ist die Gefährdungsstufe. Weitere Faktoren beeinflussen die Wahrscheinlichkeit, dass eine Art ausstirbt oder aus einem bestimmten Raum verschwindet, so die Grösse des Verbreitungsgebietes, die räumliche Populationsstruktur (starke Fragmentierung bzw. räumliche Isolation von Vorkommen, Konzentration auf wenige Gebiete) sowie die Grösse und Qualität des Lebensraums. Die wichtigsten Parameter für die Einstufung sind deshalb die Populationsgrösse und ihre Veränderung im zu beurteilenden Zeitraum, die Grösse und Veränderung des Verbreitungsgebiets sowie die räumliche Populationsstruktur.

Auf Grund der Erfahrungen mit der Einstufung wurden die Kriterien von 1994 nochmals geringfügig revidiert (IUCN 2001, siehe auch POLLOCK & al. 2003). Die vorliegende Liste stützt sich auf diese letzte Version. Sie kann unter folgender Internetadresse abgerufen werden:

<http://www.iucn.org/themes/ssc/redlists/RLcategories2000.html>

Die Kriterien wurden für die Beurteilung der weltweit gefährdeten Arten entwickelt. Für regionale Rote Listen erliess die IUCN (2003a) neue Richtlinien auf der Grundlage der Arbeit von GÄRDENFORS & al. (2001).

2.2 Gefährdungskategorien

Die Texte in diesem und dem folgenden Kapitel stammen aus IUCN 2001 und wurden aus dem Englischen übersetzt. Um die Einheit der Roten Listen der Schweiz zu gewährleisten, wurden die von KELLER & al. (2001) vorgeschlagenen Übersetzungen in Deutsch, Französisch und Italienisch übernommen.

EX (Extinct – ausgestorben)

Ein Taxon ist *ausgestorben*, wenn kein begründeter Zweifel vorhanden ist, dass das letzte Individuum gestorben ist. Ein Taxon gilt als ausgestorben, wenn erschöpfende Untersuchungen in bekannten und/oder potenziellen Lebensräumen, in geeigneten Zeiträumen (tages- und jahreszeitlich, jährlich), im ganzen historischen Verbreitungsgebiet, keine Beobachtungen ergaben. Untersuchungen sollten innerhalb eines dem Lebenszyklus und der Lebensform angepassten Zeitrahmens durchgeführt werden. (Diese Kategorie ist nicht auf nationale oder regionale Listen übertragbar.)

EW (Extinct in the Wild – in der Natur ausgestorben)

Ein Taxon ist *in der Natur ausgestorben*, wenn es nur noch in Kultur, in Gefangenschaft oder in eingebürgerten Populationen, die deutlich ausserhalb des ursprünglichen Verbreitungsgebiets liegen, existiert. Ein Taxon gilt als in der Natur ausgestorben, wenn erschöpfende Untersuchungen in bekannten und/oder potenziellen Lebensräumen, in geeigneten Zeiträumen (tages- und jahreszeitlich, jährlich), im ganzen historischen Verbreitungsgebiet, keine Beobachtungen ergaben. Untersuchungen sollten innerhalb eines dem Lebenszyklus und der Lebensform angepassten Zeitrahmens durchgeführt werden. Diese Kategorie wird in nationalen/regionalen Listen durch **RE (regionally extinct)** ersetzt.

RE (Regionally Extinct – regional, bzw. in der Schweiz, ausgestorben)

Ein Taxon gilt als *regional, bzw. in der Schweiz, ausgestorben*, wenn kein begründeter Zweifel vorhanden ist, dass das letzte zur Fortpflanzung fähige Individuum aus dem Land, bzw. dem zu beurteilenden Raum, verschwunden ist (IUCN 2003a).

CR (Critically Endangered – vom Aussterben bedroht)

Ein Taxon ist *vom Aussterben bedroht*, wenn gemäss der besten verfügbaren Datengrundlage ein extrem hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt, basierend auf einem der Kriterien A-E (siehe Kapitel 2.3) für diese Kategorie.

EN (Endangered – stark gefährdet)

Ein Taxon ist *stark gefährdet*, wenn gemäss der besten verfügbaren Datengrundlage ein sehr hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt, basierend auf einem der Kriterien A-E (siehe Kapitel 2.3) für diese Kategorie.

VU (Vulnerable – verletzlich)

Ein Taxon ist *verletzlich*, wenn gemäss der besten verfügbaren Datengrundlage ein hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt, basierend auf einem der Kriterien A-E (siehe Kapitel 2.3) für diese Kategorie.

NT (Near Threatened – potenziell gefährdet)

Ein Taxon ist *potenziell gefährdet*, wenn es nach den Kriterien beurteilt wurde, jedoch zur Zeit die Kriterien für *vom Aussterben bedroht*, *stark gefährdet* oder *verletzlich* nicht erfüllt, aber nahe bei den Limiten für eine Einstufung in eine Gefährdungskategorie liegt oder die Limite wahrscheinlich in naher Zukunft überschreitet.

LC (Least Concern – nicht gefährdet)

Ein Taxon ist *nicht gefährdet*, wenn es nach den Kriterien beurteilt wurde und nicht in die Kategorien *vom Aussterben bedroht*, *stark gefährdet*, *verletzlich* oder *potenziell gefährdet* eingestuft wurde. Weit verbreitete und häufige Taxa werden in diese Kategorie eingestuft.

DD (Data Deficient – ungenügende Datengrundlage)

Ein Taxon wird in die Kategorie *ungenügende Datengrundlage* aufgenommen, wenn die vorhandenen Informationen nicht ausreichen, um auf der Basis seiner Verbreitung und/oder seiner Bestandessituation eine direkte oder indirekte Beurteilung des Aussterberisikos vorzunehmen. Ein Taxon in dieser Kategorie kann gut untersucht und seine Biologie gut bekannt sein, aber geeignete Daten über die Häufigkeit seines Vorkommens und/oder über seine Verbreitung fehlen. Die Kategorie DD ist deshalb keine Gefährdungskategorie. Die Aufnahme von Taxa in dieser Kategorie weist darauf hin, dass mehr Information nötig ist und anerkennt die Möglichkeit, dass aufgrund zukünftiger Forschung eine Einstufung in eine Gefährdungskategorie angebracht ist. Es ist wichtig, alle verfügbaren Daten zu berücksichtigen. In vielen Fällen sollte die Wahl zwischen DD und einer Einstufung in eine Gefährdungskategorie sehr sorgfältig erfolgen. Wenn vermutet wird, dass das Verbreitungsgebiet eines Taxons relativ gut abgegrenzt werden kann, und wenn eine beachtliche Zeit seit dem letzten Nachweis verstrichen ist, könnte eine Einstufung in eine Gefährdungskategorie gerechtfertigt sein.

NE (not evaluated – nicht beurteilt)

Arten, für die noch keine Evaluation gemäss den Kriterien durchgeführt wurde.

Abgrenzung Rote Liste

Als Rote Liste werden alle Arten der Kategorien EX (ausgestorben), EW (in der Natur ausgestorben) bzw. RE (in der Schweiz ausgestorben), CR (vom Aussterben bedroht), EN (stark gefährdet) und VU (verletzlich) zusammengefasst (Abbildung 1). Die Kategorie NT (potenziell gefährdet) steht zwischen der eigentlichen Roten Liste und der Liste der nicht gefährdeten Arten (LC – nicht gefährdet).

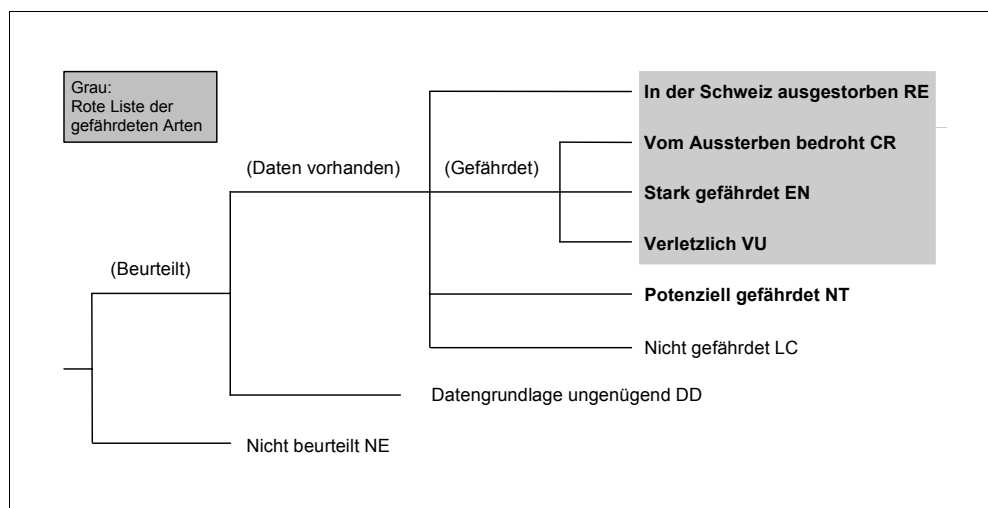


Abbildung 1:
Gefährdungskategorien
der Roten Listen der
Schweiz (nach den
Kriterien der IUCN
Version 3.1, 2001).

2.3 Kriterien für die Einstufung in die Gefährdungskategorien CR, EN und VU

Die Einstufungs-Kriterien A-E lauten für die Gefährdungskategorien CR, EN und VU gleich, lediglich die Schwellenwerte variieren. Im Folgenden werden nur die Kriterien für CR und die jeweiligen Schwellenwerte für EN und VU formuliert.

Ein Taxon ist **vom Aussterben bedroht** (bzw. *stark gefährdet* oder *verletzlich*) wenn die besten verfügbaren Grundlagen darauf hinweisen, dass es irgendeines der folgenden Kriterien (A bis E) erfüllt, und deshalb ein extrem hohes (bzw. sehr hohes oder hohes) Risiko besteht, in der freien Natur auszusterben:

A. Eine Abnahme der Populationsgrösse gemäss einer der folgenden Bedingungen:

1. Eine beobachtete, geschätzte, abgeleitete oder vermutete Abnahme der Populationsgrösse von $\geq 90\%$ (EN 70%, VU 50%) in den letzten 10 Jahren oder über drei Generationen, je nachdem was länger ist, wenn die Ursachen für die Abnahme nachweislich reversibel UND klar verstanden UND zu wirken aufgehört haben, basierend auf einem der folgenden Punkte (und entsprechend angegeben):
 - a) direkter Beobachtung
 - b) einem der Art angepassten Abundanzindex
 - c) einem Rückgang der Grösse des Verbreitungsgebietes, des effektiv besiedelten Gebietes und/oder der Qualität des Habitats
 - d) dem aktuellen oder potenziellen Nutzungsgrad
 - e) den Auswirkungen von eingeführten Taxa, Hybridisierung, Krankheitserregern, Schadstoffen, Konkurrenten oder Parasiten.
2. Eine beobachtete, geschätzte, abgeleitete oder vermutete Abnahme der Populationsgrösse von $\geq 80\%$ (EN 50%, VU 30%) in den letzten 10 Jahren oder über drei Generationen, je nachdem was länger ist, wenn die Abnahme oder deren Ursachen möglicherweise nicht aufgehört haben ODER möglicherweise nicht verstanden sind ODER möglicherweise nicht reversibel sind, basierend auf a) bis e) (und entsprechend angegeben) unter A1.
3. Eine für die nächsten 10 Jahre oder drei Generationen, je nachdem was länger ist (bis zu einem Maximum von 100 Jahren), voraussehbare oder vermutete Abnahme der Populationsgrösse von $\geq 80\%$ (EN 50%, VU 30%), basierend auf b) bis e) (und entsprechend angegeben) unter A1.
4. Eine beobachtete, geschätzte, abgeleitete oder vermutete Abnahme der Populationsgrösse von $\geq 80\%$ (EN 50%, VU 30%) in 10 Jahren oder über drei Generationen, je nachdem was länger ist (bis zu einem Maximum von 100 Jahren in die Zukunft), für eine Zeitperiode, die sowohl die Vergangenheit wie auch die Zukunft umfasst, und wenn die Abnahme oder deren Ursachen möglicherweise nicht aufgehört haben ODER möglicherweise nicht verstanden sind ODER möglicherweise nicht reversibel sind, basierend auf a) bis e) (und entsprechend angegeben) unter A1.

B. Geografische Verbreitung entsprechend B1 (Verbreitungsgebiet) ODER B2 (effektiv besiedeltes Gebiet) ODER beides:

1. Das Verbreitungsgebiet wird auf weniger als 100 km² (EN 5000 km², VU 20'000 km²) geschätzt und Schätzungen weisen auf mindestens zwei der Punkte a–c hin:
 - a) Starke räumliche Fragmentierung oder nur ein (EN 5, VU 10) bekannter Fundort
 - b) Ein sich fortsetzender beobachteter, abgeleiteter oder projizierter Rückgang einer der folgenden Parameter:
 - (i) Grösse des Verbreitungsgebiets
 - (ii) Grösse des effektiv besiedelten Gebiets
 - (iii) Fläche, Ausdehnung und/oder Qualität des Habitats
 - (iv) Anzahl Fundorte oder Teilpopulationen
 - (v) Anzahl adulter Individuen
 - c) Extreme Schwankungen einer der folgenden Parameter:
 - (i) Grösse des Verbreitungsgebiets
 - (ii) Grösse des effektiv besiedelten Gebiets
 - (iii) Anzahl Fundorte oder Teilpopulationen
 - (iv) Anzahl adulter Individuen
2. Das effektiv besiedelte Gebiet wird auf weniger als 10 km² (EN 500 km², VU 2000 km²) geschätzt, und Schätzungen weisen auf mindestens zwei der Punkte a–c hin:
 - a) Starke räumliche Fragmentierung oder nur ein (EN 5, VU 10) bekannter Fundort.
 - b) Ein sich fortsetzender beobachteter, abgeleiteter oder projizierter Rückgang einer der folgenden Parameter:
 - (i) Grösse des Verbreitungsgebiets
 - (ii) Grösse des effektiv besiedelten Gebiets
 - (iii) Fläche, Ausdehnung und/oder Qualität des Habitats
 - (iv) Anzahl Fundorte oder Teilpopulationen
 - (v) Anzahl adulter Individuen
 - c) Extreme Schwankungen einer der folgenden Parameter:
 - (i) Grösse des Verbreitungsgebiets
 - (ii) Grösse des effektiv besiedelten Gebiets
 - (iii) Anzahl Fundorte oder Teilpopulationen
 - (iv) Anzahl adulter Individuen.

C. Die Populationsgrösse wird auf weniger als 250 fortpflanzungsfähige Individuen (EN 2500, VU 10000) geschätzt, und eine der folgenden Bedingungen trifft zu:

1. Ein geschätzter fortgesetzter Rückgang von mindestens 25% in 3 Jahren oder 1 Generation, je nachdem was länger ist (EN 20% in 5 Jahren oder 2 Generationen, VU 10% in 10 Jahren oder 3 Generationen), ODER

2. ein sich fortsetzender beobachteter, abgeleiteter oder projizierter Rückgang der Anzahl adulter Individuen, UND einer der Punkte a–b trifft zu:
 - a) Populationsstruktur gemäss einem der beiden folgenden Punkte:
 - (i) keine Teilpopulation mit schätzungsweise mehr als 50 adulten Individuen (EN 250, VU 1000) ODER
 - (ii) mindestens 90% der adulten Individuen (EN 95%, VU alle), kommen in einer Teilpopulation vor.
 - b) Extreme Schwankungen in der Zahl der adulten Individuen.

D. Die Populationsgrösse wird auf weniger als 50 adulte Individuen (EN 250) geschätzt.

[VU: Die Population ist sehr klein oder auf ein kleines Gebiet beschränkt, gemäss einer der folgenden Bedingungen:

1. Die Populationsgrösse wird auf weniger als 1000 adulte Individuen geschätzt.
2. Das effektiv besiedelte Gebiet ist sehr klein (typischerweise weniger als 20 km²) oder die Anzahl Fundorte sehr gering (typischerweise fünf oder weniger), so dass die Population in einer sehr kurzen Zeit in einer unsicheren Zukunft anfällig auf Auswirkungen menschlicher Aktivitäten oder stochastischer Ereignisse reagiert und deshalb in einer sehr kurzen Zeit vollständig verschwinden oder vom Aussterben bedroht sein kann.

E. Quantitative Analysen zeigen, dass das Aussterberisiko mindestens 50% in 10 Jahren oder 3 Generationen, je nachdem was länger ist, beträgt (bis zu einem Maximum von 100 Jahren). (EN 20% in 20 Jahren oder 5 Generationen, VU 10% in 100 Jahren).

2.4 Richtlinien für die Erstellung regionaler/nationaler Roter Listen

Die IUCN Kriterien wurden ursprünglich entwickelt, um den globalen Gefährdungsstatus einer Art zu ermitteln. Die Schwellenwerte für verschiedene Grössen (siehe Kapitel 2.3), die zur Einteilung in Gefährdungskategorien führen, sind deshalb für kleinere geografische Einheiten wie Kontinente oder Länder nicht unbedingt angemessen. IUCN hat deshalb eine Vorgehensweise für die Anpassung an kleinere geografische Einheiten entwickelt (‘Regionalisierung’, siehe GÄRDENFORS 2001, GÄRDENFORS & al. 2001), die letztes Jahr auch offiziell übernommen wurde (IUCN 2003a). Die Einstufung erfolgt in zwei Schritten: Im ersten werden die Arten aufgrund der Kriterien und Schwellenwerte, wie sie in IUCN (2001) festgelegt wurden, in Gefährdungskategorien eingeteilt. In einem zweiten Schritt erfolgt dann die so genannte ‘Regionalisierung’ (Abbildung 2). Dazu müssen die (Sub-) Populationen der zu beurteilenden Art ausserhalb der zu untersuchenden Region hinsichtlich ihres Einflusses auf die Aussterbewahrscheinlichkeit der regionalen Population evaluiert werden. Man geht hier von der Hypothese aus, dass ein ‘rescue

effect' (BROWN & KODRIC-BROWN 1977) durch Populationen ausserhalb der Untersuchungsregion auftreten kann und dass deshalb die meisten Arten weniger stark gefährdet sind. Dies scheint allerdings nur dann eine plausible Hypothese zu sein, wenn die Habitate weiterhin eine Qualität aufweisen, die eine Wiederbesiedlung ermöglicht (siehe auch Kapitel 3.3 ‚Stark fragmentiert‘). Wenn eine Art verschwindet werden allerdings eher Habitatsveränderungen (direkt oder indirekt) oder Habitatszerstörung die Ursachen sein. Ein entwässertes Moor wird beispielsweise nie mehr von Torfmoosen besiedelt, auch wenn ein Sporeneintrag von benachbarten Populationen stattfindet.

Weitere kritische Punkte beim Regionalisieren nach IUCN (2003a) sind etwa die Beurteilung, ob ein signifikanter Eintrag von Verbreitungseinheiten stattfindet, ob dieser Eintrag abnimmt und ob die regionale Population eine ‚sink‘-Population ist. Um diese Punkte beantworten zu können, sind fundierte Kenntnisse der Verbreitungsbiologie der Arten sowie der Grösse und des Zustandes benachbarter Populationen nötig. Solche Information ist nur bei den wenigsten Arten vorhanden. Wenn diese fehlt, empfiehlt IUCN (2003a) die Gefährdungskategorien, wie sie im ersten Schritt ermittelt wurden, beizubehalten, also auf eine Regionalisierung zu verzichten. Dies wurde in den meisten Fällen gemacht.

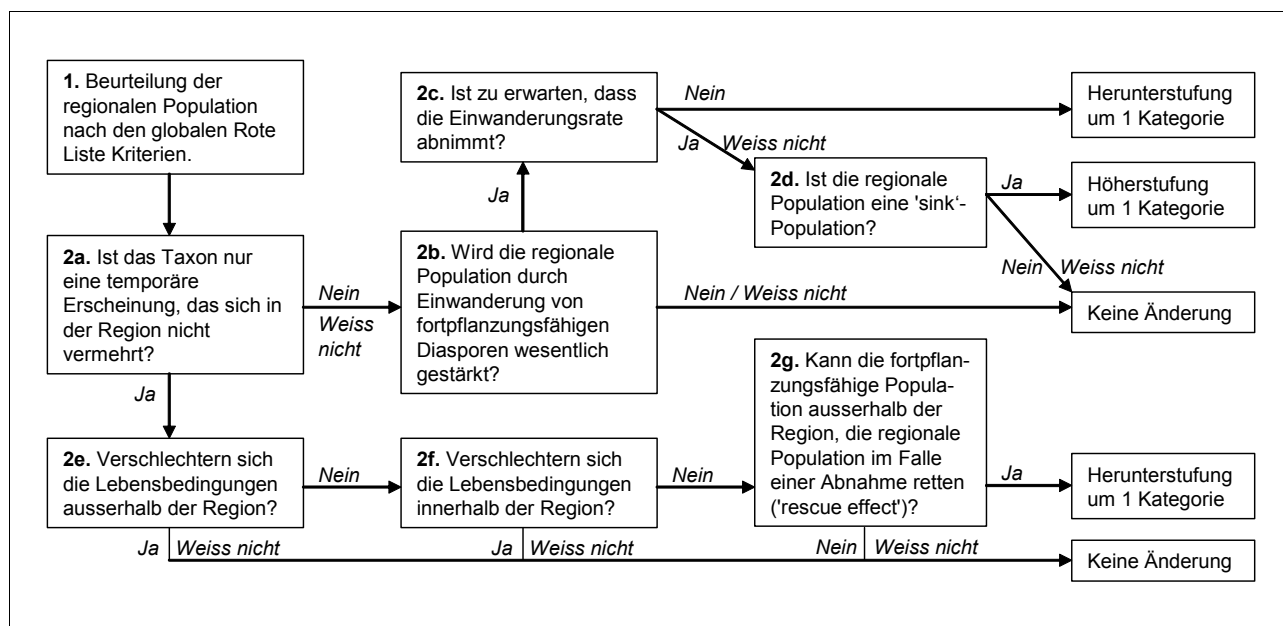


Abbildung 2: Schrittweise Regionalisierung nach IUCN (2003a).

3 Vorgehen bei der Erstellung der Roten Liste der Moose 2004

Die von der IUCN vorgeschlagenen Kriterien für die Einstufung der Arten, wie auch die Richtlinien für die Erstellung der regionalen Roten Listen wurden ursprünglich für Wirbeltiere entwickelt. Dieses Kapitel zeigt, wie die vorgegebenen Kriterien für die Beurteilung von Moosen umgesetzt wurden und welche Daten für die Einstufung zur Verfügung standen.

3.1 Datengrundlagen

Die Daten stammen vor allem aus der Datenbank des Naturräumlichen Inventars der Schweizer Moosflora, NISM. Darin sind gegen 100'000 Datensätze aus unterschiedlichen Quellen enthalten. Zum einen stammen sie aus systematischen Aufnahmen, die im Rahmen des NISM oder des Biodiversitätsmonitoring Schweiz, BDM-CH erhoben wurden. Diese Aufnahmen werden an vorgängig festgelegten Koordinatenschnittpunkten durchgeführt, ungeachtet der dort vorhandenen Vegetation (zur Methode siehe URMI & al. 1990 bzw. HINTERMANN & al. 2002). In grösserer Anzahl durchgeführt, kann mit diesen Aufnahmen die tatsächliche Häufigkeit von nicht allzu seltenen Arten relativ gut geschätzt werden, da die Aufnahme der Arten unabhängig von persönlichen Präferenzen des Bearbeiters erfolgt. Da genügend systematische Aufnahmen vorliegen (NISM: ca. 1000, BDM-CH: ca. 600, Stand 2003), konnte die aktuelle Häufigkeit vieler Arten für die Beurteilung mit Hilfe dieser Aufnahmen geschätzt werden. In der Datenbank sind aber auch Datensätze aus weiteren Projekten, z.B. der Hochmoorkartierung (GRÜNIG & al. 1986), der Wirkungskontrolle Moorbiotop (KÜCHLER & GRÜNIG 2000) sowie von zahlreichen Exkursionen und weiteren, mehr oder weniger zufälligen Aufsammlungen enthalten, die ebenfalls zur Kenntnis der heutigen Verbreitung beitragen. Viele ältere Daten stammen ausserdem aus der Nachprüfung von Herbarproben aus den öffentlichen Herbarien in Aarau, Altdorf, Basel, Berlin, Bern, Birmingham, Chur, Frauenfeld, Fribourg, Genève, Lausanne, Liestal, London, Lugano, Luzern, Neuchâtel, Paris, Porrentruy, Rom, St. Gallen, Schaffhausen, Schwyz, Sion, Stockholm, Winterthur, Zug, Zürich. Diese Daten geben wertvolle Hinweise auf die frühere Verbreitung der Arten und lassen teilweise auch eine Schätzung der früheren Häufigkeit zu. Im Rahmen der Neubearbeitung der Roten Liste wurden alle erhältlichen Belege von 68 Arten nachgeprüft, für welche die Datengrundlage für eine Beurteilung ungenügend war (Tabelle 1).

Tabelle 1: Arten, von denen für die Bearbeitung der aktuellen Roten Liste Herbarproben überprüft wurden (total ca. 2200 Belege).

Lebermoose (Hepaticae)

Geocalyx graveolens	Scapania gymnostomophila
Jamesoniella undulifolia	Scapania praetervisa
Scapania curta	Scapania scapanioides
Scapania degenii	

Laubmoose (Musci)

Amblystegium compactum	Hypnum sauteri
Anacamptodon splachnoides	Meesia hexasticha
Andreaea rothii	Meesia triquetra
Barbula enderesii	Meesia uliginosa
Barbula vinealis	Mielichhoferia mielichhoferiana
Brachythecium geheebii	Orthothecium chryseon
Bryoerythrophyllum rubrum	Orthothecium strictum
Bryum neodamense	Orthotrichum alpestre
Campylopus brevipilus	Orthotrichum cupulatum
Campylopus subulatus	Orthotrichum microcarpum
Campylostelium saxicola	Orthotrichum stellatum
Cyrtomnium hymenophylloides	Orthotrichum urnigerum
Desmatodon cernuus	Phascum floerkeanum
Desmatodon laureri	Philonotis caespitosa
Desmatodon systylius	Philonotis marchica
Dicranella grevilleana	Philonotis rigida
Dicranodontium asperulum	Physcomitrium sphaericum
Dicranodontium uncinatum	Pleuridium palustre
Dicranum scottianum	Pottia heimii
Ditrichum pallidum	Pottia starckeana
Ditrichum pusillum	Pseudobryum cinclidioides
Drepanocladus sendtneri	Pterygoneurum lamellatum
Encalypta affinis	Pterygoneurum sampaianum
Entodon cladorrhizans	Ptychomitrium incurvum
Fontinalis hypnoides	Racomitrium fasciculare
Fontinalis squamosa	Racomitrium microcarpum
Funaria muhlenbergii	Rhabdoweisia crispata
Funaria obtusa	Rhynchostegiella curviseta
Funaria pulchella	Schistidium agassizii
Hygrohypnum cochlearifolium	Ulota coarctata
Hypnum hamulosum	

Von verschiedenen, meist stark gefährdeten Arten wurden die Fundorte im Feld aufgesucht, um festzustellen, ob noch zusagende Standortverhältnisse vorhanden sind und die Populationen noch vorkommen.

Eine Nachsuche wurde nur dann durchgeführt, wenn die Angaben zu den alten Fundorten genügend genau waren, um einen Wiederfund wahrscheinlich zu machen. In Tabelle 2 sind die Arten zusammengestellt, von denen für die aktuelle Bearbeitung einzelne Populationen gesucht wurden. Weitere Populationen wurden schon früher, bei den im Rahmen des NISM durchgeführten Arbeiten zum Artenschutzkonzept der Moose der Schweiz (URMI & al. 1996), überprüft.

Erfolgreiche Nachsuche ist eine der erforderlichen Bedingungen, um eine Art als regional ausgestorben RE klassieren zu können. Man muss sich allerdings bewusst sein, dass eine erfolglose Nachsuche bei so kleinen Organismen wie Moosen nicht immer auch heisst, dass die gesuchte Population auch wirklich nicht mehr existiert.

Tabelle 2: Arten, von denen einzelne Populationen für die vorliegende Rote Liste im Feld gesucht wurden.

Lebermoose (Hepaticae)

Athalamia hyalina	Riccia breidlerii
Frullania parvistipula	Riella notarisii
Harpanthus flotovianus	Sphaerocarpos texanus
Plagiochasma rupestris	

Laubmoose (Musci)

Anacamptodon splachnoides	Orthotrichum scanicum
Barbula enderesii	Plagiobryum demissum
Cryphaea heteromalla	Pogonatum nanum
Desmatodon laureri	Pterygoneurum lamellatum
Desmatodon systylius	Pterygoneurum sampaiianum
Distichophyllum carinatum	Schistidium agassizii
Encalypta affinis	Scorpidium turgescens
Ephemerum cohaerens	Seligeria brevifolia
Epipterygium tozeri	Sphagnum molle
Fissidens grandifrons	Tayloria hornschurchii
Hygrohypnum cochlearifolium	Tayloria lingulata
Hygrohypnum norvegicum	Tayloria rudolphiana
Meesia longiseta	Tetraplodon urceolatus
Metzleria alpina	Thuidium virginianum
Neckera menziesii	Trematodon brevicollis
Octodiceras fontanum	Ulota rehmannii subsp. macrospora
Orthothecium chryseon	

3.2 Beurteilte taxonomische Einheiten

Es wurden alle bisher für die Schweiz gemeldeten Arten und Unterarten der Horn-, Leber- und Laubmoose in die Liste aufgenommen. Grundlage für die Auswahl der Arten war die letzte veröffentlichte Checkliste der Moose der Schweiz (GEISSLER & al. 1998). Der Einfachheit halber wird im folgenden Text oft nur von ‚Arten‘ gesprochen, wenn es eigentlich ‚Arten und Unterarten‘ heissen müsste.

Folgende Arten erwiesen sich als irrtümlich für die Schweiz angegeben. Sie wurden von der Artenliste gestrichen:

Anthoceros punctatus L.
Bryum cyclophyllum (Schwaegr.) B.&S.
Dicranum scottianum Turn.
Ephemerum sessile (Bruch) C. Müll.
Meesia hexasticha (Funck) Bruch

Einige Arten oder Unterarten sind seit dem Erscheinen der Checkliste 1998 neu dazugekommen oder wurden als eigenständige Arten unterschieden. Sie wurden neu in die Artenliste aufgenommen:

Barbula johansenii Williams
Barbula rigidula (Hedw.) Mitt. subsp. *verbana* (Nich. et Dix.) Podp.
Bryum dunense Smith & Whitehouse
Bryum gemmiferum R. Wilczek & Demaret
Cratoneuron falcatum (Brid.) G. Roth
Dichelyma falcatum (Hedw.) Myr.
Dicranum acutifolium (Lindb. & Arnell) C. E. O. Jensen
Dicranum brevifolium (Lindb.) Lindb.
Dicranum dispersum Engelmark
Dicranum spadiceum J.E. Zetterst.
Drepanocladus cossonii (Schimp.) Loeske
Drepanocladus sordidus (C. Müll.) Hedenäs
Grimmia dissimulata E. Maier
Hedwigia stellata Hedenäs
Orthotrichum laevigatum Zett.
Palustriella pluristratosa Stech & J.-P. Frahm
Plagiochila britannica Paton
Racomitrium macounii Kindb.
Scapania hyperborea Jørg.
Scapania paludosa (K. Müll.) K. Müll.
Tayloria hornschurchii (Grev. & Arn.) Broth.
Weissia fallax Sehm.
Weissia rostellata (Brid.) Lindb.

Ausserdem wurden folgende Änderungen vorgenommen:

Checkliste (GEISSLER & al. 1998)	Rote Liste 2004
<i>Anthoceros punctatus</i> auct. non L.	<i>A. agrestis</i> Paton
<i>Andreaea rothii</i> Web. & Mohr subsp. <i>crassinervia</i> (Bruch) Dix.	<i>A. crassinervia</i> Bruch
<i>Andreaea rothii</i> Web. & Mohr subsp. <i>frigida</i> (Hüb.) Schultze-Mot.	<i>A. frigida</i> Hüb.
<i>Andreaea rothii</i> Web. & Mohr subsp. <i>huntii</i> (Limpr.) Jørg.	<i>A. crassinervia</i> subsp. <i>falcata</i> (Schimp.) Lindb.
<i>Andreaea blyttii</i> Schimp. subsp. <i>angustata</i> (Limpr) Schultze-Mot.	<i>A. heinemannii</i> Hampe & C. Müll.
<i>Atractylocarpus alpinus</i> (Milde) Lindb.	<i>Metzleria alpina</i> Milde
<i>Bryum capillare</i> Hedw. subsp. <i>elegans</i> (Brid.) Lindb.	<i>B. elegans</i> Brid.
<i>Bryum flaccidum</i> Brid.	<i>B. subelegans</i> Kindb.
<i>Bryum capillare</i> Hedw. subsp. <i>torquescens</i> (De Not.) Kindb.	<i>B. torquescens</i> De Not.
<i>Dicranum elongatum</i> Schwaegr. subsp. <i>groenlandicum</i> (Brid.) Mönk.	<i>Dicranum groenlandicum</i> Brid.
<i>Dicranum elongatum</i> Schwaegr. subsp. <i>sendtneri</i> (Limpr.) Podp.	<i>D. elongatum</i> Schwägr.
<i>Fissidens adianthoides</i> Hedw. subsp. <i>cristatus</i> (Mitt.) Kindb.	<i>F. dubius</i> P. Beauv.
<i>Frullania riparia</i> Lehm.	<i>F. cesatiana</i> De Not.
<i>Grimmia hartmannii</i> Schimp. subsp. <i>anomala</i> (Schimp.) Loeske	<i>G. anomala</i> Schimp.
<i>Homalothecium nitens</i> (Hedw.) Robins.	<i>Tomentypnum nitens</i> (Hedw.) Loeske
<i>Orthotrichum affine</i> Brid. subsp. <i>fastigiatum</i> (Brid.) Hartm.	<i>O. affine</i> Brid.
<i>Plagiothecium cavifolium</i> (Brid.) Iwats.	<i>P. roeseanum</i> Schimp.

Bei Arten, die sich in Unterarten aufteilen lassen, wurden nur die Unterarten beurteilt, sofern die Datengrundlage ausreichend war. In einigen Fällen ist über die Unterarten zu wenig bekannt, so dass nur die Art beurteilt wurde und die Unterarten als DD bezeichnet wurden, auch wenn möglicherweise einzelne Unterarten stärker gefährdet sein könnten. Dies war bei folgenden Arten der Fall:

Bryum arcticum (R. Br.) B., S. & G.
Bryum caespiticium Hedw.
Bryum intermedium (Brid.) Bland.
Bryum neodamense C. Müll.
Bryum pallescens Schwaegr.
Campylopus atrovirens De Not.
Campylopus subulatus Schimp.
Dicranum fuscescens Sm.
Fontinalis antipyretica Hedw.
Pohlia elongata Hedw.
Pottia starckeana (Hedw.) C. Müll.
Trichostomum brachydontium Bruch
Trichostomum crispulum Bruch

Von der früheren Sammelart *Dicranum muehlenbeckii* werden in der Schweiz erst seit kurzem wieder die Kleinarten *D. acutifolium*, *D. brevifolium*, *D. muehlenbeckii* s.str. und *D. spadiceum* anerkannt (HEDENÄS & BISANG Manuskript). Über diese ist momentan zu wenig bekannt, so dass sie nicht beurteilt werden können. Ähnliche Unsicherheit herrscht bei der *Fissidens viridulus*-Gruppe, bei *Schistidium rivulare* und bei der Artengruppe *Schistidium apocarpum*, die ebenfalls in mehrere Kleinarten aufgeteilt wurde (BLOM 1996). In diesen Fällen werden alle beteiligten Arten als DD bezeichnet. Auch über einzelne erst kürzlich neu beschriebene Arten, wie z.B. *Palustriella pluristratosa* (STECH & FRAHM 2001) ist noch zu wenig bekannt. Ausserdem mussten Arten, deren Vorkommen in der Schweiz nicht gesichert ist, weil die dazugehörigen Herbarbelege nicht überprüft werden konnten, als DD eingestuft werden.

Neophyten

Neophyten gibt es unter den Moosen nur wenige. In der Schweiz ist nur eine Art, *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid., als Neophyt bekannt (Liste S. 76). Diese, in moderater Ausbreitung begriffene Art, wurde in der Liste belassen, auch wenn ihr allfälliges Aussterben nicht negativ zu bewerten wäre.

3.3 Definitionen wichtiger Begriffe

Um die IUCN-Kriterien anwenden zu können, müssen zuerst einige Begriffe genau definiert werden. Diese sind zwar bereits in allgemeiner Weise in IUCN (2001) definiert, doch sind Anpassungen aufgrund biologischer Besonderheiten der jeweiligen Organismengruppe nötig. HALLINGBÄCK & al. (1998) erarbeiteten deshalb Richtlinien für die Anwendung der IUCN-Kriterien für Moose, die in der Folge von IUCN als offizielle Richtlinien akzeptiert wurden. Da die Qualität und Quantität der Daten von Land zu Land verschieden sind, müssen die Definitionen aber weiterhin der spezifischen Situation angepasst werden, um die Kriterien schliesslich anwenden zu können. Weiter konnten wir uns mit einigen Punkten der Richtlinien von HALLINGBÄCK & al. (1998) nicht einverstanden erklären.

Im Folgenden werden alle Begriffe, welche zur Einteilung nötig sind, diskutiert und für die Beurteilung definiert.

Population und Populationsgrösse

Wir verwenden Population einfachheitshalber als Synonym zu ‚Regionale Population‘ und verstehen darunter nach IUCN (2001) alle adulten Individuen der jeweiligen Art in der Schweiz.

Die Populationsgrösse wurde indirekt über die Grösse des effektiv besiedelten Gebietes geschätzt (siehe entsprechende Definition unten).

Subpopulationen

Geografisch oder anderweitig isolierte Gruppen der Population zwischen welchen wenig demographischer oder genetischer Austausch vorkommt (typischerweise ein erfolgreicher Migrant oder Gamet pro Jahr oder weniger, IUCN 2001).

**Adulte Individuen
(mature individuals)**

Nach HALLINGBÄCK & al. (1995, 1996) sind die Kriterien zur Beurteilung der Gefährdung, bei welchen die Individuenzahl geschätzt werden muss, nicht anwendbar bei Moosen. HALLINGBÄCK & al. (1998) diskutieren das Problem erneut und einigen sich auf eine Definition, die zwar praktikabel ist, aber kaum mehr etwas mit der ursprünglichen Definition eines adulten Individuums nach IUCN (2001) gemein hat (siehe auch HALLINGBÄCK 1998). Da die Definition von HALLINGBÄCK & al. (1998) zu sehr auf die Anwendbarkeit zielt und die Biologie zu wenig berücksichtigt, halten wir uns hier an die Definition der Individuen wie sie von IUCN (2001) festgelegt wurde. Damit ist es möglich, Individuen zu zählen, doch ist dies kaum je sinnvoll, da entweder die Schwellenwerte überschritten werden (siehe Kapitel 2.3) oder wir nicht über die nötigen Daten verfügen.

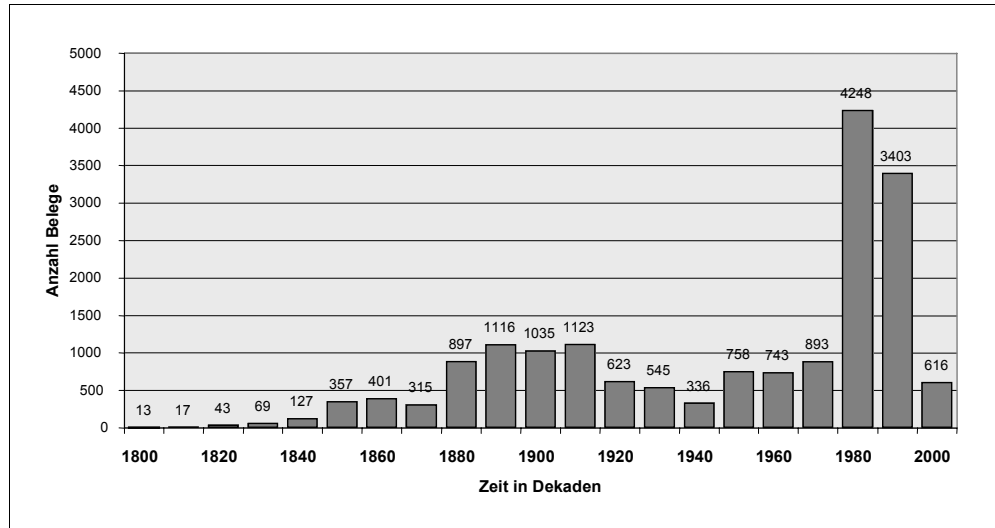
Generation

Die Generationslänge nach IUCN (2001) wird als das durchschnittliche Alter der Eltern definiert und gilt als ein wichtiges Mass, um die Zeitspanne zu bestimmen innerhalb welcher Veränderungen der Populationsgrösse relevant für die Beurteilung werden. Die Generationslänge nach IUCN ist bei Moosen allerdings nicht anwendbar, da es bei den meisten Arten nicht möglich ist, das durchschnittliche Alter der Eltern anzugeben (HALLINGBÄCK & al. 1995, 1996, 1998). Die Definition der Generationslänge bei Moosen wurde deshalb von HALLINGBÄCK & al. (1998) angepasst. Insbesondere wird das durchschnittliche Alter der Eltern ersetzt durch das Alter derjenigen Individuen, die begonnen haben Sporen zu produzieren. Folgende Generationslängen wurden vorgeschlagen: 1–5 Jahre für Kurzlebige (fugitives) und Besiedler (colonists), 6–10 Jahre für ‚pioneer colonists‘ und ‚short-lived shuttle species‘, 11–25 Jahre für ‚long lived shuttle species‘ und ‚perennial stayers‘. Diese Definition wird in der Folge für verschiedene Rote Listen verwendet (z.B. CHURCH & al. 2001).

Durch diese Definition werden allerdings nicht alle Probleme gelöst und zum Teil ergeben sich auch neue Schwierigkeiten. Allen Arten muss z.B. eine Lebensstrategie zugeordnet werden. Dabei ist einerseits nicht ausgeschlossen, dass diese je nach Klima variiert, andererseits ist es gut möglich, dass insbesondere bei den langlebigen Arten das Alter bei der ersten Sporenproduktion weit grössere Schwankungen zeigt als angegeben. Es gilt hier auch zu beachten, dass die Schweiz eine grosse topographische (tiefster Punkt 193 m ü. M., höchster Punkt 4634 m ü. M.) und klimatische (z.B. Niederschlagsminimum ca. 500 mm, Maximum ca. 4000 mm) Vielfalt aufweist. Es ist anzunehmen, dass die Generationsdauer (wie auch immer definiert) für eine bestimmte Art nicht einheitlich ist und je nach Klima beträchtlich variieren kann (DURING 1992). Weiter müsste für die Definition jeder Art ein unterschiedlicher Zeitraum betrachtet werden. Die Datengrundlage, d.h. Qualität und Quantität der Daten, ist allerdings nicht für jede Zeitperiode gleich gut (Abbildung 3).

Aufgrund dieser Schwierigkeiten haben wir die zu betrachtende Zeitspanne pragmatisch anhand der vorhandenen Daten definiert (siehe nächster Abschnitt).

Abbildung 3:
Bryologische Sammeltätigkeit in der Schweiz von 1800–2003, dargestellt an der Anzahl gesammelter Moosbelege pro Dekade. Die Daten stammen von allen Arten, deren Herbarmaterial überprüft worden ist, mit gesamt 17'295 Belegen.



Reduktion

Bevor eine Reduktion der Zahl der adulten Individuen (direkt oder indirekt) festgestellt werden kann, muss ein Zeitraum definiert werden, der betrachtet werden soll. Dieser wird nach IUCN (2001) in erster Linie über die Generationslänge bestimmt. Da wir dieses Kriterium als nicht geeignet für die Moose und unsere Datengrundlage betrachten, wird im Folgenden unsere Vorgehensweise genau erklärt.

Die bryologische Sammeltätigkeit in der Schweiz variiert im Laufe der Zeit deutlich (Abbildung 3, siehe auch URMI 1992). Die ältesten datierten Moosbelege in den Schweizer Herbarien wurden zu Beginn des 19. Jahrhunderts gesammelt. Von 1880 bis etwa 1935 erlebte die Bryologie in der Schweiz einen ersten Höhepunkt. In dieser Zeit wurde sehr viel gesammelt und die beiden bisher einzigen Landesfloraen wurden veröffentlicht (AMANN & MEYLAN 1918, MEYLAN 1924). Gut ein Jahrzehnt später wurden die Nachträge dazu publiziert (AMANN 1933). Zwischen 1940 und 1984, also bis zum Beginn des Naturräumlichen Inventars der Schweizer Moosflora NISM (URMI & al. 1990), wurde relativ wenig gesammelt (Abbildung 3), was Vergleiche erschwert bzw. mit sehr grossen Unsicherheiten behaftet würde. Zur Beurteilung eines Rückganges wird deshalb die Situation vor 1940 (gute Datengrundlage) mit der heutigen (ab 1984, ebenfalls gute Datengrundlage) verglichen.

Für alle Arten, von denen das Herbarmaterial bearbeitet ist und die nicht Gegenstand neuerer spezieller Untersuchungen waren, zählten wir alle Funde vor 1940 und nach 1984. Wir gingen von der Annahme aus, dass wenn sich die Häufigkeit einer Art nicht verändert hat, der relative Anteil der Funde einer Art an der Gesamtzahl der Funde vor 1940 gleich dem relativen Anteil nach 1984 sein muss. Der relative Anteil der Funde einer Art vor 1940 lieferte den Erwartungswert für den relativen Anteil bzw. für die erwartete Zahl der Funde nach 1984. Um einen Vergleich mit den Schwellenwerten der IUCN-Kategorien zu ermöglichen, rechneten wir für jede Art die prozentuale Abweichung der Funde nach 1984 von den erwarteten Funden nach 1984 aus. Durch das Zählen aller Funde konnten also die Fundzahlen der einzelnen Arten standardisiert werden und Vergleiche zwischen Zeitperio-

den mit unterschiedlicher Bearbeitungsintensität wurden möglich (siehe dazu auch URMI 1992, HEDENÄS & al. 2002 und URMI et al. Manuskript). Es wird dabei angenommen, dass die zeitliche Verteilung der Herbarbelege die Bearbeitungsintensität widerspiegelt. Funde der gleichen Art, die im selben Jahr und im gleichen Rasterquadrat (Kantenlänge 1 km, Grundlage: Schweizer Koordinatennetz) gesammelt wurden, zählten wir nur einmal. Damit konnte vermieden werden, dass Mehrfach-Aufsammlungen, z.B. während Exkursionen, die Häufigkeit einer Art künstlich erhöhen. Um die rezenten Daten (ab 1984) besser mit den historischen (vor 1940) vergleichen zu können, wurden zudem alle Daten, die aus neueren systematischen Aufsammlungen stammen, für die Beurteilung der Populationsentwicklung nicht berücksichtigt. Dies betrifft Aufsammlungen aus Standardaufnahmen des NISM, des BDM-CH (HINTERMANN & al. 2002) und der Wirkungskontrolle Moorbiotope der WSL (KÜCHLER & GRÜNIG 2000).

Um eine Populationsveränderung der Arten, deren Herbarmaterial nicht bearbeitet wurde, feststellen zu können, konnten wir auf die Häufigkeitsangaben in den beiden Landesfloren, einschliesslich der Nachträge, zurückgreifen (AMANN & MEYLAN 1918, MEYLAN 1924, AMANN 1933). In den Landesfloren wurden bei den selteneren Arten die genauen Fundorte angegeben, so dass die genaue Anzahl Funde ersichtlich ist, und bei den häufigeren Arten die Angaben ‚localités nombreuses‘ (viele Funde) oder ‚localités très nombreuses‘ (sehr viele Funde) gemacht. In AMANN & MEYLAN (1918) bedeutet ‚localités nombreuses‘ ca. 20–50 Funde, in MEYLAN (1924) ca. 15–40 (URMI & SCHNYDER 2000). Für die Angabe ‚localités très nombreuses‘ berechneten wir ca. 90 Funde (=durchschnittliche Belegzahl der Arten mit bearbeitetem Herbarmaterial, die in den Landesfloren mit ‚localités très nombreuses‘ beschrieben wurden). Da angenommen werden kann, dass Amann und Meylan zur Zeit der Veröffentlichung der Nachträge (AMANN 1933) von nahezu allen Funden wussten, liefern diese Angaben die zuverlässigsten Schätzungen für die Häufigkeiten vor 1940. Aufgrund dieser Häufigkeitsangaben konnten wir wiederum Erwartungswerte für die Häufigkeit nach 1984 ausrechnen.

Eine dritte Kategorie bildeten die Arten, die Gegenstand neuerer, spezieller Untersuchungen waren (URMI 1992), wie z.B. *Anthelia julacea* (SCHNYDER 1988) oder *Breutelia chrysocoma* (ZEMP 2000). Aufgrund dieser speziellen Untersuchungen sind sehr viel mehr neuere Daten dieser Arten in der Datenbank vorhanden als man aufgrund ihrer Häufigkeit erwarten würde. Würde man auch in diesem Fall das obige Verhältnis verwenden um einen Erwartungswert auszurechnen, so würde man bei den meisten dieser Arten eine starke Zunahme feststellen, auch wenn eine solche nicht stattgefunden hat. Diese Arten wurden deshalb in einer eigenen Kategorie zusammengefasst. Wiederum zählten wir die Funde vor 1940 und nach 1984 und bildeten ein Verhältnis. Damit liess sich ein angepasster Erwartungswert für die Zahl der Funde nach 1984 ausrechnen.

Das beschriebene Vorgehen war für die meisten Arten gut geeignet. Bei sehr seltenen Arten ergaben sich allerdings Probleme aufgrund der sehr kleinen Belegzahlen. So kann man z.B. kaum von einem Rückgang von 50% sprechen, wenn nur ein rezenter Fund einer Art vorhanden ist, man aber zwei erwartet hätte. Das Vorgehen in diesen Fällen wird weiter unten genauer erklärt (siehe Kapitel 3.4).

**Sich fortsetzende
Abnahme
(continuing decline)**

Trotz erfreulicher Entwicklungen in der Umweltpolitik der Schweiz (z.B. Moorschutz, Ökologisierung der Landwirtschaft) ist in vielen Fällen, in denen eine Reduktion der Populationsgrösse festgestellt werden konnte, entweder nicht zu erwarten, dass sich die Situation unmittelbar verbessert (Bsp. Stickstoffeintrag in nährstoffarme Habitats, Klimaerwärmung, erhöhte CO₂-Konzentration, Rückgang des Getreideanbaus, neue Alperschliessungen, Skilifte und Skipisten etc.), oder es sind keine Daten darüber vorhanden, wie sich gewisse, vielleicht positive Entwicklungen auf Moose auswirken (Bsp. Zunahme des Bio-Landbaus, ökologischer Ausgleich).

Es wurde deshalb bei den meisten Arten, bei denen eine Reduktion der Populationsgrösse nachgewiesen werden konnte, auch eine sich fortsetzende Abnahme angenommen.

Extreme Fluktuationen

Es wurden keine Kriterien angewandt, bei denen Daten über extreme Fluktuationen der Populationsgrössen nötig gewesen wären, da normalerweise nichts oder nur sehr wenig über die Dynamik von Moospopulationen bekannt ist (HALLINGBÄCK & al. 1998, siehe aber auch URMI & SCHNYDER 2000).

Stark fragmentiert

Unter stark fragmentierten Populationen versteht man solche, deren Subpopulationen klein und isoliert sind und deshalb ein erhöhtes Aussterberisiko aufweisen. Die Wahrscheinlichkeit einer Neubesiedlung eines Gebietes, in welchem die Art vorkam, ist deshalb reduziert (IUCN 2001).

Die Isolation von Subpopulationen einer bestimmten Art hängt von vielen verschiedenen Faktoren ab (HALLINGBÄCK & al. 1995, 1998, SÖDERSTRÖM & HERBEN 1997, HALLINGBÄCK 1998), wie z.B. Häufigkeit der Sporenbildung, Sporengrösse, Vorkommen von spezialisierten asexuellen Verbreitungseinheiten, Fortpflanzungssystem (diözische Arten produzieren seltener Sporophyten, LONGTON 1992, LAAKA-LINDBERG & al. 2000), Verbreitungsvektor (z.B. Fliegen bei *Splachnum*-Arten, Wind), Verbreitungsbarrieren (Gebirge, Landwirtschaftsflächen), vorherrschende Windrichtung.

Auf kleinen Flächen treten zudem vermehrt Randeffekte auf (z.B. mikroklimatische Veränderungen, Stoffeintrag aus benachbarten Flächen etc.), d.h. die Qualität der Fläche verändert sich, was zu einer Beeinträchtigung der dort lebenden Arten führen kann (SAUNDERS & al. 1991). Das bedeutet auch, dass die Wahrscheinlichkeit einer Wiederbesiedlung einer Restfläche nicht nur von der Isolation abhängt, sondern auch vom Zustand der Restfläche. Empirische Studien lassen vermuten, dass Veränderungen der Qualität des Habitats in erster Linie für das Aussterben von Arten verantwortlich sind und dass die Fläche per se und die Isolation weniger wichtig sind (HARRISON & BRUNA 1999). Auch wenn eine Restfläche noch von einer Subpopulation besiedelt wird, kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Qualität des Habitats eine Ansiedlung von Neuankömmlingen noch zulässt.

Es erscheint aufgrund obiger Ausführungen klar, dass davon abzuraten ist, eine bestimmte Distanz zu definieren, um die Fragmentation von Subpopulationen zu beurteilen, so wie dies von HALLINGBÄCK & al. (1998) empfohlen wurde. Da in

den meisten Fällen keine Informationen über die Qualität des Habitats vorhanden sind, und somit nicht bekannt ist, ob Neankömmlinge überhaupt eine Besiedlungschance haben, ist die Beurteilung ob eine Population stark fragmentiert ist oder nicht, mit entsprechender Vorsicht anzugehen. Im Allgemeinen wurden Verbreitungsgebiete von Arten mit mehr als 20 rezenten Funden von uns als nicht fragmentiert angesehen. Da weitere allgemeine Kriterien nicht vorhanden waren, wurde jede Art unter Berücksichtigung aller zur Verfügung stehenden Daten beurteilt. Wichtige Hinweise gab auch der provisorische Verbreitungsatlas der Moose der Schweiz und Liechtensteins (NISM 2003).

**Verbreitungsgebiet
(extent of occurrence)**

Das Verbreitungsgebiet wird nach IUCN (2001) durch die kürzeste, imaginäre Grenzlinie erfasst, welche so gezeichnet wird, dass alle Vorkommen einer Art enthalten sind. Die Grösse des Verbreitungsgebietes kann dann anhand eines Polygons bestimmt werden, welches alle Subpopulationen einschliesst und keinen Winkel grösser als 180° aufweist. Diskontinuitäten oder Disjunktionen können zwar ausgeschlossen werden, doch bleibt die Anwendung dieser Methode in einem so stark strukturierten Land wie der Schweiz problematisch (siehe auch BURGMAN & FOX 2003). Auch HALLINGBÄCK & al. (1995, 1996) und CHURCH & al. (2001) bekundeten Mühe mit der IUCN-Definition. Daher entschieden wir uns dafür, die Grösse des Verbreitungsgebietes anhand der Anzahl besiedelter Naturräume nach URMI & SCHNYDER (1996) zu schätzen. Die Flächen dieser Einheiten variieren zwischen 50 und 150 km², der Durchschnitt liegt genau bei 100 km² (URMI & SCHNYDER 1996). Wir berechneten deshalb die Grösse des Verbreitungsgebietes für eine bestimmte Art wie folgt:

$$\text{Grösse Verbreitungsgebiet} = \text{Zahl besiedelter Naturräume} \times 100 \text{ km}^2$$

Dabei wurden nur die Funddaten ab 1984 verwendet.

**Effektiv besiedeltes Gebiet
(area of occupancy)**

Unter dem effektiv besiedelten Gebiet versteht man nach IUCN (2001) die Fläche innerhalb des Verbreitungsgebietes, welche von einer Art eingenommen wird. Das effektiv besiedelte Gebiet ist normalerweise viel kleiner als das Verbreitungsgebiet, da grosse Flächen innerhalb des Verbreitungsgebietes nicht dem Habitatstyp der Art entsprechen. Die Grösse des effektiv besiedelten Gebietes ist vom Massstab abhängig, welcher den biologischen Aspekten der zu untersuchenden Organismen, der Art der Gefährdung und den vorhandenen Daten angepasst werden muss. HALLINGBÄCK & al. (1996) halten für Moose Rasterquadrate von 1 km² für ideal.

Für Moose, die weder in NISM-Standardaufnahmen noch in BDM-Aufnahmen gefunden wurden, wird deshalb die Summe der besiedelten 1 km² Rasterflächen verwendet. Wiederum werden nur Funde ab 1984 verwendet, da die aktuelle Grösse des effektiv besiedelten Gebietes geschätzt werden muss.

Für Arten mit Vorkommen in NISM- und/oder BDM-Aufnahmen wurde das effektiv besiedelte Gebiet anders berechnet. Sowohl die NISM- als auch die BDM-Aufnahmen liefern jeweils eine unabhängige Schätzung des effektiv besiedelten Gebietes einer Art aufgrund der Häufigkeit mit der eine Art in diesen Aufnahmen gefunden wird. Wir nehmen an, dass eine Art, die in allen NISM- oder BDM-

Aufnahmen vorkommt, auch in jeder 1 km² Rasterfläche vorkommen könnte. Es wird deshalb der Anteil der Vorkommen einer Art in NISM- oder BDM-Aufnahmen benutzt, um das effektiv besiedelte Gebiet abzuschätzen. Vorkommen in NISM- und/oder BDM-Aufnahmen werden entsprechend ihrer Gesamtzahl gewichtet (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Gewichtung der NISM- und BDM-Aufnahmen. Die Gewichtung wurde wie folgt berechnet: Gesamtfläche der Schweiz (= 41'284 km²) abzüglich Fläche stehender Gewässer (1421 km²), Fläche Gletscher und Firn (1347 km²) und Verkehrsfläche (893 km²) dividiert durch die Zahl der Aufnahmen. Alle Zahlen zur Fläche und Flächennutzung der Schweiz aus BFS (2001).

	Anzahl (gerundet, Oktober 2003)	Gewichtung pro Aufnahme
NISM-Aufnahmen	1000	38 km ²
BDM-Aufnahmen	600	63 km ²

Aufgrund dieser Zahlen wird im Folgenden für die Berechnung des effektiv besiedelten Gebietes jeder Fund in einer NISM- oder BDM-Aufnahme mit 38 bzw. 63 km² multipliziert. Wurde eine Art sowohl in NISM- als auch in BDM-Aufnahmen gefunden, berechnet sich das effektiv besiedelte Gebiet wie folgt:

$$\text{Effektiv bes. Gebiet} = \frac{\{(Zahl\ der\ NISM\text{-}Aufnahmen \times 38\ km^2) + (Zahl\ der\ BDM\text{-}Aufnahmen \times 63\ km^2)\}}{2}$$

Da aufgrund der NISM- und der BDM-Aufnahmen zwei unabhängige Schätzungen für das effektiv besiedelte Gebiet bestehen, wird der Durchschnitt dieser beiden Schätzungen verwendet.

Wurde eine Art nur in NISM- oder nur in BDM-Aufnahmen gefunden, multiplizieren wir die Zahl der Aufnahmen mit der entsprechenden Gewichtung, um das effektiv besiedelte Gebiet zu schätzen.

**Fundort
(location)**

Die Definition von IUCN (2001) ist ziemlich vage und auch HALLINGBÄCK & al. (1998) werden nicht konkreter, schliessen sie doch mit folgender Empfehlung: «We recommend that all authors that use the term ‚location‘ define the way they use it».

Die aufgrund der vorhandenen Daten einzige praktikable Lösung ist, die Zahl besiedelter 1 km x 1 km Rasterflächen als Zahl der Fundorte aufzufassen. Daten aus NISM- und BDM-Aufnahmen werden nicht speziell gewichtet. Da es darum geht, die aktuelle Zahl der Fundorte zu quantifizieren, verwendeten wir nur Funde ab 1984.

**Regional ausgestorben
(regionally extinct)**

Nach HALLINGBÄCK & al. (1998), die sich bei ihrer Definition an diejenige der Europäischen Roten Liste der Moose anlehnten (ECCB 1995), können Arten nur dann als regional ausgestorben gelten, wenn an allen bekannten Fundorten innerhalb der letzten 50 Jahre mehrmals erfolglos gesucht wurde. Diese Definition wurde

von uns weitestgehend übernommen. In drei Fällen wichen wir allerdings davon ab. *Meesia longiseta* wurde an fast allen Fundorten erfolglos gesucht. An den wenigen nicht abgesuchten Fundorten scheint ein Vorkommen aber derart aussichtslos, da sich die Standortverhältnisse stark verändert haben, dass die Einteilung als RE trotzdem gerechtfertigt erscheint. *Physcomitrium sphaericum* wurde nur einmal im Jahr 1866 gefunden. Der Fundort liegt in einem heute dicht besiedelten Gebiet. Ein rezentes Vorkommen scheint deshalb ebenfalls beinahe unmöglich. Dies gilt auch für *Anacamptodon splachnoides*. Diese Art wurde seit über hundert Jahren nicht mehr gefunden und die Nachsuche an fast allen Fundorten verlief erfolglos.

3.4 Beurteilung sehr seltener Arten

Wie bereits erwähnt (siehe Kapitel 3.3, ‚Reduktion‘), war es bei sehr seltenen Arten viel schwieriger, die Populationsentwicklung zu beurteilen als bei häufigeren. Wir legten deshalb folgendes Vorgehen fest: Arten, die höchstens vier Mal gefunden wurden und von denen es keine Funde nach 1984 gibt, werden unter VU D2 eingestuft, da ein Rückgang bei so wenigen Funden nicht gesichert ist. Arten mit fünf oder mehr älteren Funden, von denen es keine Funde nach 1984 gibt, werden dagegen als CR eingestuft, da man hier davon ausgehen kann, dass die Art nicht nur selten ist, sondern auch zurückgegangen ist.

3.5 Ungenauigkeit der Daten und Expertenwissen

Mit den zur Verfügung stehenden Daten war es möglich, eine Reduktion der Populationsgrösse oder die Grösse des Verbreitungsgebietes zu berechnen. Die Genauigkeit dieser Berechnung musste aber dennoch mit Vorsicht interpretiert werden. Insbesondere bei Arten, deren Herbarmaterial nicht bearbeitet ist und wir für die Beurteilung der früheren Häufigkeit auf die Angaben in den beiden Landesfloren (AMANN & MEYLAN 1918, MEYLAN 1924) angewiesen waren. Für die weitere Interpretation eines berechneten Rückgangs, oder auch einer Zunahme, und für die Beurteilung der Fragmentierung wurde alle zur Verfügung stehende weitere Information beigezogen. Besonders wichtig waren Rote Listen und Moosfloren der umgebenden Länder sowie eine Reihe von weiteren Publikationen (siehe Literaturverzeichnis B und C). Ausserdem spielte auch immer die persönliche Erfahrung eine Rolle bei der Interpretation dieser ‚weichen‘ Daten. Da die persönliche Erfahrung bzw. das Expertenwissen von Bearbeiter zu Bearbeiter verschieden ist, wurden alle Arten, die in einem ersten Schritt von einem Bearbeiter einer Gefährdungskategorie zugeordnet wurden, durch mindestens einen zweiten Bearbeiter beurteilt. Alle als CR oder RE eingestuftarten, und ein grosser Teil der anderen Arten, wurden von allen drei Bearbeitern gemeinsam diskutiert. Die Beurteilung der Arten erfolgte durch N. Schnyder, H. Hofmann und A. Bergamini.

3.6 Verwendete Kriterien und genaues Vorgehen

Zur Einteilung der Arten in die Gefährdungskategorien (siehe Kapitel 2.3) wurden nur die Kriterien A2, B1, B2 und D2 (nur Kategorien VU und NT) verwendet. In Tabelle 4 sind die verwendeten Kriterien mit den Schwellenwerten für die verschiedenen Gefährdungskategorien übersichtlich dargestellt. Kriterien C und D (mit Ausnahme von D2) wurden nicht berücksichtigt, da dort Individuenzahlen bekannt sein müssen. Kriterium E schliesslich verlangt quantitative Analysen der Aussterbewahrscheinlichkeiten. Solche Analysen wurden nicht durchgeführt.

Tabelle 4: Zur Beurteilung des Gefährdungsgrads verwendete Kriterien mit Schwellenwerten (nach IUCN 2001).

Kriterium	Beschreibung	CR	EN	VU	NT
A2	Rückgang der Populationsgrösse (Vergleich Situation vor 1940 mit derjenigen ab 1984); Ursachen sind nicht vollständig verstanden oder nicht reversibel oder wirken noch immer. Dieser Rückgang kann auf folgenden Punkten basieren: a) direkte Beobachtung *b) einen dem Taxon entsprechenden Häufigkeitsindex c) Rückgang des effektiv besiedelten Gebiets, des Verbreitungsgebiets und/oder der Qualität des Standorts d) tatsächliche oder potenzielle Ausbeutung e) Einfluss eingeführter Taxa, Hybridisierung, Umweltverschmutzung, Krankheitserreger, Parasiten oder Konkurrenten	>80%	>50%	>30%	>20%
B1	Geringe Grösse des Verbreitungsgebiets und 2 der folgenden Kriterien erfüllt: a) stark fragmentiert oder nur wenige Fundorte b) kontinuierliche Abnahme (beobachtet, abgeleitet oder prognostiziert) in einem der folgenden Punkte: i) Verbreitungsgebiet ii) effektiv besiedeltes Gebiet iii) Fläche und/oder Qualität des Standorts *iv) Zahl der Fundorte v) Zahl adulter Individuen c) extreme Schwankungen in einem der Punkte unter b) ausser iii)	<100 km ² nur 1 Fundort	<5000 km ² ≤5 Fundorte	<20'000 km ² ≤10 Fundorte	<25'000 km ² ≤13 Fundorte
B2	Geringe Grösse des effektiv besiedelten Gebiets und 2 der folgenden Kriterien erfüllt: Kriterien siehe B1 a–c	<10 km ²	<500 km ²	<2000 km ²	<25'000 km ²
D2 (nur bei VU & NT)	Effektiv besiedeltes Gebiet sehr klein oder Zahl der Fundorte sehr klein			<20 km ² ≤5 Fundorte	<25 km ² ≤8 Fundorte

(* = in der Regel verwendetes Unterkriterium)

Die Arten wurden aufgrund dieser Kriterien in Gefährdungskategorien eingeteilt. Je nach verwendetem Kriterium sind so verschiedene Einteilungen möglich. Nach IUCN (2001) ist die so ermittelte höchste Gefährdungskategorie für eine erste Einteilung zu verwenden. In einem zweiten Schritt erfolgt dann die Regionalisierung (siehe Kapitel 2.4).

3.7 Beispiele für die Einstufung

Andraea rothii subsp. *falcata*

Funde vor 1940: 3
Funde seit 1984: 7
Erwartete Funde seit 1984: 2
Funde in systematischen Aufnahmen: 0
Berechnete Veränderung: +239%
Effektiv besiedeltes Gebiet: 7 km²
Verbreitungsgebiet: 400 km²
Einstufung: VU D2



Abbildung 4: Funde von *Andraea rothii* subsp. *falcata* vor 1984 (weiss), seit 1984 (schwarz).

Anhand dieser Daten und unter Zuhilfenahme der Verbreitungskarte wurde nach Tabelle 4 beurteilt, ob die Kriterien A2, B1, B2 und D2 für diese Art zutreffen und wenn ja, zu welcher Gefährdungskategorie sie führen. Es ist zu beachten, dass in allen abgebildeten Verbreitungskarten auch die Funde zwischen 1940 und 1984 verzeichnet sind, auch wenn diese für die Berechnungen nicht verwendet wurden. Bei drei alten Funden, sieben neuen und einer erwarteten Anzahl Funde von zwei, scheint es eindeutig, dass diese Art nicht abgenommen hat. Der Wert für den berechneten Rückgang, hier eine Zunahme von 239%, ist bei sehr kleinen Zahlen nur bedingt zu gebrauchen, da er stark variiert, wenn die Belegzahl nur geringfügig ändert. Die Annahme, dass die Art nicht abgenommen hat, wird noch von den folgenden Fakten unterstützt: (1) *Andraea rothii* subsp. *falcata* kommt an Silikatfelsen nur in den Alpen vor (Abbildung 4). Der Standort dieser Art ist daher nicht besonders gefährdet; (2) im Rahmen der Arbeiten für das Artenschutzkonzept der Moose der Schweiz (Urmi & al. 1996) wurde nach einer Population dieser Art gesucht, diese konnte wiedergefunden werden. Wir gehen daher davon aus, dass *Andraea rothii* subsp. *falcata* tatsächlich nicht zurückgegangen ist. Ohne einen Rückgang treffen die Kriterien A2, B1 und B2 nicht zu (Tabelle 4). Daher bleibt einzig noch Kriterium D2 zu überprüfen: Das effektiv besiedelte Gebiet ist kleiner als 20 km², wodurch das Kriterium D2 für die Kategorie VU erfüllt ist. Sie wird daher als VU D2 eingestuft.

Amblyodon dealbatus

Funde vor 1940: 90
Funde seit 1984: 36
Erwartete Funde seit 1984: 62
Funde in systematischen Aufnahmen: 1 (NISM)
Berechneter Rückgang: -42%
Effektiv besiedeltes Gebiet: 38 km²
Verbreitungsgebiet: 2200 km²
Einstufung: VU A2b

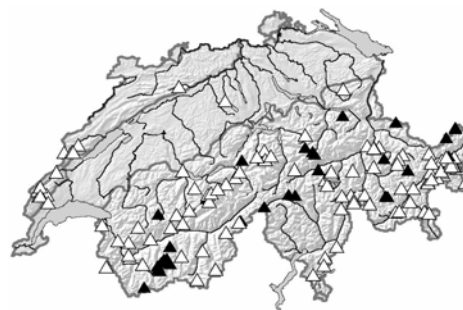


Abbildung 5: Funde von *Amblyodon dealbatus* vor 1984 (weiss), seit 1984 (schwarz).

Von dieser Art gibt es aus neuerer Zeit weniger als die Hälfte der Anzahl der älteren Belege. Der berechnete Rückgang beträgt 42%. Ist dieses Ergebnis realistisch, wenn man die Gesamtsituation dieser Art betrachtet? *Amblyodon dealbatus* kommt bei uns hauptsächlich in höheren Lagen zwischen 1000 und 2900 m ü. M. vor. Das Hauptverbreitungsgebiet dieser Art liegt daher in den Alpen und im westlichen Jura. Aus der Karte (Abbildung 5) wird ersichtlich, dass die aktuellen Funde in den Alpen deutlich dünner gesät sind, als die älteren und dass es im Jura keine aktuellen Funde gibt. Im Jura wurde in neuerer Zeit vergleichsweise wenig gesammelt. D.h., auch wenn die Art im Jura zuletzt vor 100 Jahren gefunden wurde (letzter Fund 1903), kann man nicht mit Sicherheit sagen, dass sie dort nicht mehr vorkommt. Man kann jedoch sicher sein, dass sie dort seltener geworden ist, da auch eine Exkursion der Schweizerischen Vereinigung für Bryologie und Lichenologie BRYOLICH mit zahlreichen Experten in genau das Gebiet, aus dem mehrere ältere Funde vorliegen, keinen Neufund dieser Art brachte (BERGAMINI 2002). Wie sieht die Situation in den Alpen aus? *Amblyodon dealbatus* wächst einerseits an feuchten, meist basenreichen Felsen oder auf steinigem Untergrund in Schwemmebenen und entlang von Bächen und andererseits auf lehmigem oder torfigem Grund in Flachmooren. Die Flachmoore der Alpen wurden im Rahmen verschiedener Projekte in den letzten Jahren besonders intensiv bearbeitet (KÜCHLER & GRÜNIG 2000, BERGAMINI & al. 2001). Das bedeutet, man hätte *Amblyodon* an diesen Standorten in den letzten Jahren vermehrt sammeln müssen. Da auch generell in den Alpen in mittleren Höhenlagen in den letzten Jahren vergleichsweise mehr gesammelt wurde, hätte *Amblyodon* wenigstens in etwa gleich häufig gefunden werden müssen, wie früher. Es sprechen also verschiedene Gründe dafür, dass der berechnete Rückgang von ca. 42% realistisch ist und nicht auf Bearbeitungsunterschieden beruht. Da die Art auch in Deutschland und Italien auf der Roten Liste steht, ist dies ein weiterer Hinweis, dass sie auch in anderen Gegenden zurückgeht, auch wenn man über die Gründe für den Rückgang vorerst nur spekulieren kann.

Aufgrund von Kriterium A2 müsste *Amblyodon dealbatus*, bei einem Rückgang von 42%, in die Kategorie VU eingeteilt werden (Tabelle 4). Die Kriterien B1 und B2 können nicht angewendet werden, da nur eines der Unterkriterien a-c erfüllt ist (b, kontinuierliche Abnahme). Auch Kriterium D2 ist nicht zutreffend, da die Schwellenwerte deutlich überschritten werden (effektiv besiedeltes Gebiet >25 km² und Anzahl aktueller Funde >8, Tabelle 4). Die Art wird daher aufgrund von Kriterium A2 und Unterkriterium b in die Kategorie VU eingestuft (VU A2b).

Stegonia latifolia

Funde vor 1940: nach Amann & Meylan (1918)

‚häufig‘ (≈20–50)

Funde seit 1984: 13

Erwartete Funde seit 1984, bei Annahme von

30 älteren Funden: 21

Funde in systematischen Aufnahmen: 3

(2 NISM, 1 BDM)

Berechneter Rückgang: –37%

Effektiv besiedeltes Gebiet: 69.5 km²

Verbreitungsgebiet: 1100 km²

Einstufung: LC



Abbildung 6: Funde von *Stegonia latifolia* vor 1984 (weiss), seit 1984 (schwarz).

Bei dieser Art wurden die älteren Herbarbelege noch nicht überprüft, so dass wir uns für die Schätzung der Häufigkeit vor 1940 auf die Angaben in AMANN & MEYLAN (1918) beziehen müssen. Die Art wird von diesen Autoren als ‚häufig‘ (‚localités nombreuses‘) bezeichnet, was bedeutet, dass sie zu dieser Zeit von ca. 20 bis 50 Fundorten bekannt war (vergl. Kapitel 3.3 ‚Reduktion‘). Die Berechnung des Rückgangs hängt stark von der Zahl der Funde vor 1940 ab. Setzt man vor 1940 nur 20 Belege ein, ergibt sich ein Rückgang von 5%. Setzt man dagegen 50 Belege vor 1940 ein, beträgt der berechnete Rückgang 62%. Aufgrund dieser grossen Unsicherheit ist hier die Kenntnis der Ökologie und der übrigen Umstände, die zur Verbreitung und zum Sammeln einer Art führen besonders wichtig. *Stegonia latifolia* ist ein typisches Gipfelmoos, das im Gipfelbereich besonders der Kalkgebirge auch heute noch regelmässig anzutreffen ist (Abbildung 6). Gerade Gipfel wurden aber früher weit häufiger aufgesucht als heute, waren sie doch oft das Ziel einer Exkursion. Heute wird das Exkursionsziel dagegen häufig von Koordinatenpunkten (systematische Kartierung) oder von einem Standorttyp bestimmt, der für ein bestimmtes Projekt bearbeitet werden soll (Wirkungskontrolle Moorbiotop). Man kann daher davon ausgehen, dass *Stegonia latifolia* in den letzten Jahren untersammelt wurde. Da die meisten Berggipfel auch heute noch unverbaut sind, wurde auch der Standort dieser Art nicht dezimiert, so dass auch aus diesem Grund ein Rückgang unwahrscheinlich ist. Schliesslich ergab eine Anfrage bei den österreichischen Kollegen, dass die Art in Österreich von 20 aktuellen Fundorten bekannt ist und man dort nicht den Eindruck hat, sie wäre im Rückgang. Alle diese Aspekte zusammengenommen entscheiden wir uns dafür, keinen Rückgang bei dieser Art anzunehmen. Damit lassen sich die Kriterien A2, B1 und B2 nicht anwenden. Aber auch Kriterium D wird nicht erfüllt, da das effektiv besiedelte Gebiet zu gross ist und zu viele aktuelle Funde vorliegen. Die Art wird daher in die Kategorie LC eingeteilt und als nicht gefährdet betrachtet.

Acaulon muticum

Funde vor 1940: 33
Funde seit 1984: 3
Erwartete Funde seit 1984: 23
Funde in systematischen Aufnahmen: 0
Berechneter Rückgang: -87%
Effektiv besiedeltes Gebiet: 3 km²
Verbreitungsgebiet: 300 km²
Einstufung: CR A2b; B2ab(iv)



Abbildung 7: Funde von *Acaulon muticum*
vor 1984 (weiss), seit 1984 (schwarz).

Auch bei *Acaulon muticum* sprechen die Daten für eine klare Abnahme der Populationen (Abbildung 7). Der berechnete Rückgang ist grösser als 80%. *Acaulon muticum* ist eine kurzlebige Art, die innerhalb weniger Monate heranwächst, Sporen bildet und nach der Sporenreife abstirbt, bis sich in der nächsten günstigen Periode aus den Sporen neue Pflanzen entwickeln. Solch kurzlebige Arten sind darauf angewiesen, immer wieder neue, offene Stellen für ihr Wachstum zu finden. Man findet sie daher auf Äckern oder auch auf offener Erde an Wegböschungen und in lichten Wäldern. Für ihre Entwicklung benötigt sie in der Regel die Zeit vom Spätsommer bis im Winter, sie ist daher auf brachliegende Stoppelfelder angewiesen. Diese findet man in den letzten Jahren immer seltener, da meist direkt nach der Ernte Gründüngung eingesät wird. Hierdurch wurde die Art sicher dezimiert. Aber auch die Wälder haben sich geändert, sind dunkler geworden (BRASSEL & BRÄNDLI 1999) und es gibt weniger offenerdige Stellen, da die alte Praxis des Sammelns von Laubstreu aufgegeben wurde. Hinzu kommt, dass die Art sehr klein ist und relativ grosse Sporen bildet, wodurch die Verbreitung der Sporen über grössere Distanzen wahrscheinlich schwieriger als für andere Arten ist. *Acaulon muticum* steht auch in Deutschland, Österreich und Italien auf der Roten Liste. Dieses Hintergrundwissen ist wichtig für die definitive Einstufung der Art.

Spielt man nun die Kriterien A bis D durch (Tabelle 4), so müsste *Acaulon muticum* aufgrund ihres starken Rückgangs von über 80% anhand Kriterium A2 in die Kategorie CR eingestuft werden. Auch die Kriterien B1 und B2 sind anwendbar, da zwei der Unterkriterien erfüllt sind: a) das Areal der Art ist klar fragmentiert da nur zwei aktuelle Funde aus dem Wallis und ein weiterer Fund aus dem Kanton Zürich vorliegen (Abbildung 7) und b) die Art zeigt einen kontinuierlichen Rückgang. Aufgrund von B1 müsste sie in die Kategorie EN eingestuft werden (Verbreitungsgebiet zwischen 100 und 5000 km²) aber aufgrund von B2 sogar in die Kategorie CR (effektiv besiedeltes Gebiet <10 km²). Kriterium D2 trifft ebenfalls zu (effektiv besiedeltes Gebiet und Zahl der Fundorte klein) und würde zu VU führen. Da jeweils die Kriterien verwendet werden, die zur höchsten Gefährdungsstufe führen, muss *Acaulon muticum* aufgrund der Kriterien A2 und B2 in die Kategorie CR eingestuft werden. Diese Einstufung ist sehr gut vereinbar mit den ökologischen und populationsbiologischen Ansprüchen der Art (siehe oben) und wird daher als endgültige Gefährdungskategorie vergeben.

4 Ergebnisse: Einstufung der Arten

4.1 Übersicht

Gesamthaft wurden 1093 Arten und Unterarten beurteilt. Davon mussten 416 (38.1%) als gefährdet eingestuft werden und weitere 67 (6.1%) als potenziell gefährdet (NT). Für 98 Arten (9.0%) war die Datengrundlage für eine Beurteilung unzureichend (DD). Es ist jedoch zu erwarten, dass einige dieser Arten, in naher Zukunft auch noch als gefährdet angesehen werden müssen. Schliesslich konnte knapp die Hälfte aller beurteilten Arten (512 Arten, 46.8%) als nicht gefährdet betrachtet werden (Tabelle 5).

Tabelle 5: Anzahl Moosarten in den verschiedenen Kategorien

Kategorie	Anzahl Arten	in % am Total der Roten Liste	in % am Total der evaluierten Arten
RE In der Schweiz ausgestorben	15	3.6	1.4
CR Vom Aussterben bedroht	61	14.7	5.6
EN Stark gefährdet	58	13.9	5.3
VU Verletzlich	282	67.8	25.8
Total Arten der Roten Liste	416	100	38.1
NT Potenziell gefährdet	67		6.1
LC Nicht gefährdet	512		46.8
DD Datengrundlage ungenügend	98		9.0
Total evaluierte Arten	1093		100

Tabelle 6: Vergleich der Anteile gefährdeter Arten bei Leber- und Laubmoosen.

Kategorie	Anzahl Lebermoose	in % am Total der Lebermoose	Anzahl Laubmoose	in % am Total der Laubmoose
RE In der Schweiz ausgestorben	3	1.1	12	1.4
CR Vom Aussterben bedroht	9	3.5	52	6.3
EN Stark gefährdet	16	6.2	41	4.9
VU Verletzlich	92	35.5	190	22.8
Total Arten der Roten Liste	120	46.3	295	35.4
NT Potenziell gefährdet	15	5.8	52	6.3
LC Nicht gefährdet	117	45.2	394	47.4
DD Ungenügende Datengrundlage	7	2.7	91	10.9
Total evaluierte Arten	259	100	832	100

In Tabelle 6 werden die beiden grossen taxonomischen Gruppen der Moose, die Laub- und die Lebermoose, getrennt betrachtet. Die zwei Hornmoosarten wurden nicht berücksichtigt: die eine ist stark gefährdet und die andere nicht gefährdet (siehe Liste S. 68). Dies soll Aufschluss darüber geben, ob es bezüglich der Gefährdung Unterschiede zwischen diesen beiden Klassen gibt. Besonders auffällig ist, dass der Anteil der gefährdeten Lebermoose deutlich grösser ist als derjenige der Laubmoose (46.3% vs. 35.4%, Tabelle 6). Dagegen ist der Anteil ungefährdeter Arten in beiden Gruppen etwa gleich gross (Lebermoose 45.2%, Laubmoose 47.4%). Die fehlenden Prozente finden sich hauptsächlich in der Kategorie DD, die bei den Laubmoosen wesentlich grösser ist, als bei den Lebermoosen (10.9% vs. 2.7%). Da die meisten Arten der Kategorie DD aufgrund taxonomischer Unsicherheiten in diese Kategorie eingestuft wurden (vergl. Kapitel 4.8), bedeutet dies, dass es entweder weniger taxonomische Neubearbeitungen bei den Lebermoosen gibt, oder die taxonomischen Unsicherheiten in dieser Gruppe kleiner sind. Da damit zu rechnen ist, dass ein grösserer Teil der Arten der Kategorie DD in naher Zukunft auch als gefährdet eingestuft werden muss, wird sich die Zahl der gefährdeten Laubmoose noch erhöhen, so dass die Unterschiede im Gesamtanteil der gefährdeten Arten zwischen den beiden Klassen in Zukunft kleiner werden sollten.

Ein weiterer deutlicher Unterschied findet sich im Anteil der Arten der Kategorie VU, welcher bei den Lebermoosen deutlich höher ist, als bei den Laubmoosen (35.5% vs. 22.8%). Da es sich bei den VU-Arten vor allem um seltene Arten handelt (vergl. Kapitel 4.5), ist also der Anteil seltener Arten bei den Lebermoosen offenbar grösser als bei den Laubmoosen. Auch CHURCH & al. (2001) haben bei der Beurteilung der Moose Englands mit den neuen IUCN-Kriterien einen überproportionalen Anteil der Lebermoose in der Kategorie VU festgestellt. Allerdings ist dort der Anteil der Laubmoose in den Kategorien RE, CR und EN deutlich höher, was bei uns nicht der Fall ist. Es bieten sich verschiedene Erklärungen an, die zu diesem erhöhten Anteil seltener Lebermoose geführt haben können: (1) Bei den Lebermoosen ist der Anteil seltener Arten tatsächlich grösser als bei den Laubmoosen, was daran liegen könnte dass die Habitate der Lebermoose durchschnittlich seltener sind; (2) viele Lebermoose sind sehr klein und werden leicht übersehen; (3) die Arten einiger grosser Lebermoosgattungen sind sehr schwierig zu bestimmen (z.B. Arten der Gattungen *Scapania*, *Cephaloziella*, *Lophozia*, *Marsupella*), was dazu führen kann, dass der Anteil unbestimmter Proben in den Herbarien bei Lebermoosen höher ist. Dadurch können seltenere Arten eventuell verkannt und scheinbar noch seltener werden. Welcher dieser möglichen Gründe zutreffend ist, oder ob es ein Zusammenspiel mehrerer Faktoren ist, müsste noch genauer untersucht werden.

4.2 In der Schweiz ausgestorben RE

Lebermoose:

Fossombronia foveolata

Riccia canaliculata

Riella notarisi

Laubmoose:

Anacamptodon splachnoides

Bryum uliginosum subsp.

uliginosum

Desmatodon laureri

Distichophyllum carinatum

Entodon cladorrhizans subsp.

cladorrhizans

Meesia longiseta

Metzleria alpina

Orthotrichum callistomum

Physcomitrium sphaericum

Seligeria carniolica

Thuidium blandowii

Voitia nivalis

Auch wenn man bei so kleinen Organismen wie Moosen, deren Vorkommen nicht selten auf wenige Quadratcentimeter beschränkt ist, fast nie sicher sein kann, ob eine Art tatsächlich ausgestorben ist, muss bei 15 Arten angenommen werden, dass sie mit allergrösster Wahrscheinlichkeit nicht mehr in unserem Land vorkommen. Es handelt sich dabei um Arten, die, mit einer Ausnahme (*Distichophyllum carinatum*, Liste S. 80), seit 1930 nicht mehr gefunden wurden und nach denen meist mehrfach gesucht wurde. Sechs dieser Arten wurden sogar zuletzt im 19. Jahrhundert gesehen. In einzelnen Fällen weiss man zusätzlich, dass der Standort zerstört wurde und ein Vorkommen auch daher unwahrscheinlich ist (z.B. *Thuidium blandowii*, siehe URMI & al. 1992).

Metzleria alpina wurde 1868 von A. Metzler neu entdeckt. Er fand dieses Laubmoos, das man bis dahin noch nicht kannte, auf der Bachalp im Kanton Bern (Gemeinde Grindelwald). Ein Jahr später wurde es von J. Milde zu Ehren Metzlers als ‚*Metzleria alpina*‘ beschrieben, jedoch bis ins Jahr 2000 unter dem Namen *Atractylolopus alpinus* geführt (FRAHM 2000). Ebenfalls 1868 fand J. Boll dieses neue Moos auf dem Sustenpass (3 Belege). Ausserdem existieren zwei weitere Belege von der Bachalp aus dem Jahr 1869. Danach wurde die Art in der Schweiz nie mehr gesehen. Sie ist in Europa von nur sehr wenigen Stellen in den Alpen und in Norwegen bekannt und gilt europaweit als gefährdet (ECCB 1995). Neben dem Vorkommen in Europa, gibt es auch Funde aus Indien und China. Da die früheren Bryologen die Alpen zum Teil sehr intensiv erforscht haben und ein grösseres Interesse an Raritäten hatten, als man es heute hat, kann man mit Sicherheit annehmen, dass bereits im 19. Jahrhundert nach dieser Art gesucht wurde. Da auch in neuerer Zeit mehrfach von verschiedenen Bearbeitern nach *Metzleria* gesucht wurde und alle Bemühungen erfolglos waren, muss man davon ausgehen, dass diese Art bei uns ausgestorben ist.

Eine andere Laubmoosart, *Meesia longiseta*, war früher durchaus weit verbreitet, mit zahlreichen Funden im Jura, Mittelland und dem Alpenvorland (Abbildung 8). Die meisten der 34 älteren Funde stammen aus dem 19. Jahrhundert. Anfangs des 20. Jahrhunderts wurde sie bis 1911 noch regelmässig gefunden (10 Funde), aber dann nur noch einmal, 1928 am Katzensee bei Zürich. *Meesia longiseta* wächst in Torfsümpfen und nassen Mooren. FRAHM (1979) beschreibt sie als Art schwingrasenähnlicher Zwischenmoore und LIMPRICHT (1895) gibt als Standort ‚schaukelnde Seeufer und tiefe Torfmoore‘ an. Der vorrangige Grund für den Rückgang der Art ist sicher die Entwässerung der Moore und damit die Zerstörung ihres Standorts. Im Laufe der Zeit wurde an den meisten ehemaligen Fundorten von *Meesia longiseta* nach dieser Art gesucht. In vielen Fällen musste festgestellt werden, dass der Standort mehr oder weniger stark verändert war (URMI & al. 1993), d.h. dass meist keine intakten Moore mit tiefen Bereichen mehr anzutreffen waren. Dies gilt besonders für die Feuchtgebiete im Mittelland, aber auch die Moore im Jura und im Alpenvorland sind oft durch Torfabbau, Entwässerung, Strassenbau oder anderweitige Erschliessung geschädigt. Da die meisten Fundorte von *Meesia longiseta*

abgesucht wurden (z. T. mehrfach), die Moore im Rahmen verschiedener nationaler Projekte in den letzten Jahren sehr intensiv erforscht wurden (Hochmoorkartierung, Wirkungskontrolle Moorbiotope) und geeignete Standorte höchst selten sind, kann man mit einiger Sicherheit davon ausgehen, dass diese Art in der Schweiz nicht mehr vorkommt. Sie steht auch in Deutschland, Österreich und Italien als ‚Erloschen‘ auf der Roten Liste. In der europäischen Roten Liste ist sie als ‚R‘ (selten) eingestuft (ECCB 1995). Zudem ist sie eine der wenigen Arten, die durch die Berner Konvention geschützt ist.



Abbildung 8:
Funde von *Meesia longiseta*
vor 1984 (weiss) und seit 1984
(schwarz).

Eine Ausnahme in dieser Gruppe bildet *Distichophyllum carinatum*, das erst 1979 von E. Urmi neu für die Schweiz gefunden wurde (URMI 1984). Hierbei handelt es sich um eine grössere, gut kenntliche Art, deren Fundort sehr exakt bekannt ist. Da an dieser Fundstelle und in der näheren Umgebung bereits dreimal nach dieser Laubmoosart gesucht wurde und das Vorkommen 1979 weniger als 1 dm² betrug, muss angenommen werden, dass die Art wieder verschwunden ist. Bei so seltenen Arten kann ein einziger kleiner Felssturz ausreichend sein, um das Vorkommen zu zerstören.

4.3 Vom Aussterben bedroht CR

In der Kategorie CR finden sich Arten, die entweder einen sehr starken Rückgang von über 80% zeigen, oder Arten mit leichterem Rückgang, der jedoch kombiniert ist mit einem fragmentierten Areal und einem sehr kleinen Verbreitungsgebiet oder sehr kleinem effektiv besiedeltem Gebiet. Insgesamt mussten 61 Arten oder Unterarten der einheimischen Moosflora als vom Aussterben bedroht eingestuft werden. Von keiner dieser Arten gibt es mehr als acht aktuelle Belege, tatsächlich sind von fast allen Arten (59) höchstens fünf aktuelle Belege bekannt.

Lebermoose:

*Cephaloziella elegans**
Frullania parvistipula
*Geocalyx graveolens**
Jamesoniella undulifolia
Mannia androgyna
*Marsupella revoluta**
Riccia bifurca
Riccia cavernosa
Scapania gymnostomophila

Laubmoose:

*Acaulon muticum**
Aloina aloides
*Archidium alternifolium**
Barbula revoluta
Barbula vinealis subsp. *vinealis*
Brachydontium trichodes
Brachythecium geheebii
Bryum gemmiparum
*Bryum mildeanum**
Bryum neodamense
*Bryum versicolor**
Cinclidotus mucronatus
Desmatodon cernuus
*Desmatodon systilius**
Dicranodontium asperulum
*Dicranodontium uncinatum**
*Drepanocladus sendtneri**
Encalypta affinis subsp. *affinis**
*Encalypta longicolla**
Ephemerum cohaerens
Ephemerum recurvifolium
Funaria microstoma
Funaria muhlenbergii
Funaria obtusa
Funaria pulchella
Hygrohypnum cochlearifolium
Neckera menziesii
Neckera pennata subsp. *pennata*
*Orthothecium chryseon**
Orthotrichum microcarpum
*Orthotrichum scanicum**
Orthotrichum stellatum

(Fortsetzung nächste Seite)

Etwa ein Drittel dieser Arten war jedoch nicht immer selten. Bei 21 Arten mussten wir einen Rückgang der Populationen von über 80% feststellen. Diese Arten sind nebenstehend mit * gekennzeichnet. Ihre weitere Existenz ist besonders kritisch, weil damit gerechnet werden muss, dass sie in den nächsten Jahren aussterben werden, sofern nicht eine Verbesserung ihrer Lebensbedingungen eintritt. Ein Beispiel einer solchen Art ist *Ulota coarctata*. Sie kam sowohl im Mittelland, als auch in den Alpen und im Jura vor (Abbildung 9) und war mit 58 Belegen aus der Zeit vor 1940 eine durchaus häufige Art, vergleichbar etwa mit *Orthotrichum lyellii* (62 Funde vor 1940). Beide Arten wurden von AMANN & MEYLAN (1918) als häufig („localités nombreuses“) bezeichnet. Sie wachsen beide epiphytisch, z. T. auch an den gleichen Trägerbäumen, wie Bergahorn, Buche, Eiche und Fichte, wobei *Ulota coarctata* luftfeuchtere Lagen bevorzugt. Aus der Zeit nach 1984 gibt es von *Ulota coarctata* nur noch vier Funde (BAGUTTI 2001, SCHNYDER 2003b), während von *Orthotrichum lyellii* 179 aktuelle Funde vorliegen. Von der letzten Art wird angenommen, dass sie sich in neuerer Zeit ausbreiten konnte, da sie von der Nährstoffzufuhr aus der Luft profitieren kann (FRAHM 1998, URMI & al. Manuskript). Von *Ulota coarctata* lässt sich vermuten, dass sie durch Luftschadstoffe geschädigt wird und dadurch stark zurückgegangen ist. Eventuell gibt es auch weniger luftfeuchte Wälder oder Einzelbäume, bedingt durch die grosse Entwässerung am Anfang des 20. Jahrhunderts, so dass es weniger geeignete Standorte für diese Art gibt. Nach SAUER (2001) ist auch der saure Regen, der zu einer Absenkung des pH-Werts der Borke führt, für den Rückgang verantwortlich zu machen, da die ökologischen Ansprüche von *Ulota coarctata* eng sind und sie nur auf neutraler bis schwach saurer Borke gedeiht.

Für ein weiteres Beispiel siehe Kapitel 3.7, *Acaulon muticum*.

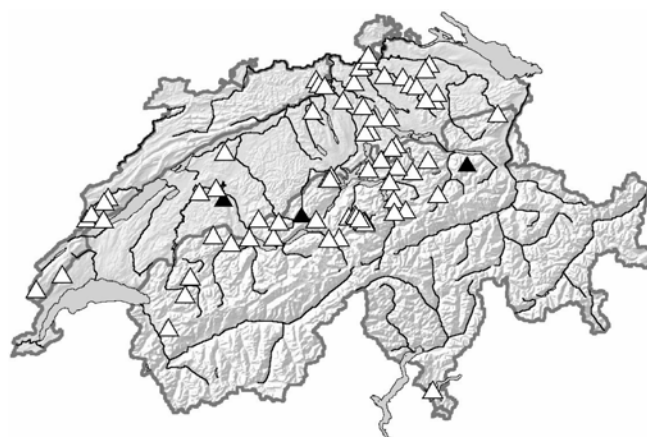


Abbildung 9:
 Funde von *Ulota coarctata* vor
 1984 (weiss) und seit 1984
 (schwarz).

Orthotrichum urnigerum
Phascum floerkeanum
Philonotis marchica
Plagiobryum demissum
*Pogonatum nanum**
*Pottia bryoides**
Pseudoleskea artariae
Pterygoneurum lamellatum
*Rhynchostegiella curviseta**
Scorpidium turgescens
*Seligeria brevifolia**
*Tetraplodon urceolatus**
Thuidium virginianum
Tortula canescens
Tortula laevipila
Tortula obtusifolia
Tortula sinensis
*Ulotia coarctata**
Ulotia rehmannii subsp.
macrospora
*Weissia rutilans**

* = Rückgang um über 80%

In der Gruppe der CR-Arten finden sich auch 14 Arten, die als möglicherweise ausgestorben angesehen werden. Von allen diesen Arten gibt es mindestens fünf ältere, aber keinen aktuellen Fund. Diese Differenz erschien gross genug, um einen Rückgang annehmen zu können und die Arten nicht nur als ‚selten‘ (VU D2) zu klassieren (siehe Kapitel 3.4). Vier dieser Arten, von denen es deutlich mehr als fünf ältere Belege gibt, weisen einen starken Rückgang von über 80% auf und finden sich auch in der mit * gekennzeichneten Gruppe. Als möglicherweise ausgestorben wurden die folgenden Arten angesehen: *Geocalyx graveolens**, *Scapania gymnostomophila*, *Drepanocladus sendtneri**, *Funaria microstoma*, *Funaria obtusa*, *Hygrohypnum cochlearifolium*, *Orthotrichum microcarpum*, *Phascum floerkeanum*, *Pterygoneurum lamellatum*, *Scorpidium turgescens*, *Seligeria brevifolia**, *Tetraplodon urceolatus** und *Tortula sinensis*. Obwohl nicht selten auch einzelne Populationen dieser Arten bereits gesucht wurden, erfüllen sie jedoch die Kriterien für RE knapp nicht. Um zu zeigen, dass die Kategorie RE nur äusserst sparsam vergeben wurde, sei hier noch ein Beispiel einer solchen Art erwähnt: Das Flügelnerwmoos *Pterygoneurum lamellatum* ist nur von den warmen, südexponierten Hängen des Wallis bekannt. Es wurde bei Sierre und Sion sechsmal gesammelt, zuletzt 1915. Seither ist es nie mehr gefunden worden, obwohl bereits mehrfach an einigen alten Fundstellen danach gesucht wurde. Mehrere Gründe sprechen jedoch dafür, dass diese Art möglicherweise doch noch bei uns vorkommt: Es wurden noch nicht alle alten Fundstellen überprüft; die Standorte sind noch vorhanden; es ist eine kleine Art, die in trockenem Zustand leicht übersehen werden kann und die nur identifizierbar ist, wenn sie Kapseln trägt; im benachbarten Baden-Württemberg gibt es mehrere neuere Funde (AHRENS 2000). *Pterygoneurum lamellatum* wurde daher nicht als RE, sondern ‚nur‘ als CR eingestuft, da man einen Rückgang annehmen muss und ihr effektiv besiedeltes Gebiet sehr klein ist.

Schliesslich gibt es in der Kategorie CR noch eine grosse Gruppe von 29 Arten, die einen weniger starken Rückgang zeigen, deren Areal jedoch als fragmentiert angesehen werden muss und deren effektiv besiedeltes Gebiet und/oder Verbreitungsgebiet sehr klein ist. Auch die weitere Existenz dieser Arten ist kritisch, da Arten mit sehr kleinen und isolierten Populationen ein höheres Aussterberisiko aufweisen. Ein Beispiel einer solchen Art ist *Frullania parvistipula*. Sie wurde erstmals 1984 in der Schweiz gefunden (RÜEGSEGGER 1986). Ihr Hauptverbreitungsgebiet liegt in Ostasien (Japan, China, Thailand). In Europa ist sie aus dem Kaukasus und von einzelnen Stellen in Südtirol, Sizilien und der Schweiz bekannt (Verbreitungskarte in RÜEGSEGGER 1986). Die sechs relativ nah beieinander liegenden Funde aus der Schweiz stammen aus dem Kandertal (5 Funde) und dem angrenzenden Gasterental aus den Jahren 1984, 1985, 1986, 1989 und 2003 (Verbreitungskarte in GEISSLER & al. 2002). Die Art kommt dort in luftfeuchten, lockeren Wäldern, hauptsächlich an oberflächlich entkalkten, grösseren Gesteinsblöcken vor und seltener auch auf Rinde. Da alle Vorkommen in gut erschlossenem und zum Teil auch touristisch genutztem Gelände liegen, sind sie potenziell durch bauliche Veränderungen gefährdet. So konnte nicht verhindert werden, dass ein grösseres Vorkommen beim Strassenbau durch Unwissenheit zerstört wurde. *Frullania parvistipula* steht auf der Roten Liste der Moose Europas mit dem Status E ‚gefährdet‘ (ECCB 1995) und ist durch die Berner Konvention geschützt, d.h. die Schweiz hat sich mit der Unter-

zeichnung dieses Abkommens verpflichtet, die erforderlichen Massnahmen zu ergreifen, um den besonderen Schutz dieser Art zu gewährleisten. Sie wird neu in der Roten Liste der Schweiz als *vom Aussterben bedroht* eingestuft, da die Population dezimiert wurde (Rückgang), das Areal fragmentiert und das effektiv besiedelte Gebiet sehr klein ist.

4.4 Stark gefährdet EN

Hornmoose:

Phaeoceros laevis subsp.
*carolinianus**

Lebermoose:

*Anastrophyllum assimile**
*Anastrophyllum hellerianum**
Anthelia julacea subsp.
*julacea**
Cephalozia leucantha
Cephaloziella hampeana
Harpanthus scutatus
*Jamesoniella autumnalis**
Kurzia pauciflora
Lophozia capitata subsp. *laxa*
Lophozia turbinata
*Moerckia hibernica**
Peltolepis quadrata
*Porella cordaeana**
Riccia huebeneriana
*Scapania curta**
Sphaerocarpos texanus

Laubmoose:

Anoetangium
*hornschuchianum**
*Bryoerythrophyllum rubrum**
Bryum muehlenbeckii
Buxbaumia aphylla
Campylium polygamum
*Campylopus subulatus**
Campylostelium saxicola
*Cinclidotus aquaticus**
*Ctenidium procerrimum**
Cynodontium gracilescens
*Cyrtomnium hymenophylloides**

(Fortsetzung nächste Seite)

In die Kategorie EN wurden einerseits Arten eingestuft, die einen starken Rückgang von 50 bis 80% zeigen und andererseits Arten mit leichterem Rückgang, der jedoch kombiniert ist mit einem fragmentierten Areal und einem kleinen Verbreitungsgebiet oder kleinem effektiv besiedeltem Gebiet. 58 Arten mussten als stark gefährdet (EN) angesehen werden. Die Arten dieser Kategorie wurden aufgrund derselben Kriterien eingestuft, wie die Arten der Kategorie CR. Bei ihnen ist der Rückgang jedoch weniger stark und das Verbreitungsgebiet, bzw. das effektiv besiedelte Gebiet grösser (Tabelle 4). Sie sind dementsprechend durchschnittlich weniger selten als die Arten der Kategorie CR: Von 26 Arten, gibt es acht oder mehr aktuelle Belege.

Über die Hälfte der Arten (30) wurde aufgrund eines starken Rückgangs von 50 bis 80% in die Kategorie EN eingeteilt. Diese Arten sind nebenstehend ebenfalls mit einem * gekennzeichnet. Sie sind zwar nicht direkt vom Aussterben bedroht, ihr Zustand muss aber auch als kritisch betrachtet werden, da sie in naher Zukunft vom Aussterben bedroht sein können, sofern keine Trendwende in der Bestandesentwicklung einsetzt. Dies gilt auch für *Grimmia crinita*, eine Art der Weinbergmauern in Rebgebieten. Sie war vor 1984 in den Weinbaugebieten am Genfersee und entlang dem Jurasüdfuss verbreitet und auch von zahlreichen Fundstellen in der Ostschweiz bekannt (Abbildung 10).



Abbildung 10:
Funde von *Grimmia crinita* vor
1984 (weiss) und seit 1984
(schwarz).

*Dicranella cerviculata**
*Dicranella grevilleana**
Dicranum flagellare
*Ditrichum pallidum**
*Ditrichum pusillum**
Fissidens bryoides subsp.
curnovii
*Fissidens grandifrons**
*Fissidens rufulus**
Funaria attenuata
Funaria fascicularis
*Grimmia crinita**
Herzogiella striatella
Homalia besseri
*Hygrohypnum alpinum**
Hygrohypnum smithii
Hypnum bambergeri
*Hypnum hamulosum**
*Hypnum sauteri**
*Orthothecium strictum**
Orthotrichum alpestre
Phascum curvicolle
*Pottia starckeana**
Rhabdoweisia crispata
*Saelania glaucescens**
Tayloria splachnoides
Tetraplodon angustatus
Thuidium angustifolium
*Tortula fragilis**
*Tortula inermis**
*Trematodon brevicollis**

* = Rückgang 50–80%

Aus dieser Zeit liegen 55 Belege vor. Nach 1984 gibt es nur noch 11 Belege und dies, obwohl im Rahmen einer umfangreichen Revisionsarbeit besonders auf diese Art geachtet wurde (MAIER & GEISSLER 1995). Der Grund für diesen Rückgang, der nach Rechnung 71% beträgt, liegt wohl hauptsächlich im Verlust des Standorts. *Grimmia crinita* ist bei uns an ein ganz besonderes Substrat gebunden, sie wächst fast nur auf angewittertem Kalk-Mörtel der alten Rebbau Mauern. Dieses Substrat ist jedoch in den letzten Jahren immer seltener geworden, da die alten Mauern häufig mit dem leichter zu verarbeitenden Zement-Mörtel ausgebessert, oder gleich durch neue Betonmauern ersetzt werden. Ausserdem ist zu vermuten, dass auch die Belastung durch Luftschadstoffe und die im Rebbau verwendeten chemischen Hilfsstoffe dieser Art weiter zusetzen. *Grimmia crinita* wird wegen ihres starken Rückgangs als stark gefährdet eingestuft.

Die andere, etwas kleinere Gruppe von 22 Arten wurde aufgrund ihres relativ kleinen effektiv besiedelten Gebiets (10–500 km²) und/oder ihres kleinen Verbreitungsgebiets (100–5000 km²) in Kombination mit einem Rückgang und einem fragmentierten Areal in diese Kategorie eingeteilt. Ein Beispiel hierfür ist *Buxbaumia aphylla*, eine Art die früher von 20 Fundstellen, hauptsächlich aus dem Mittelland bekannt war und von der es aktuell nur sieben Funde aus den Alpen gibt (Abbildung 11). Der berechnete Rückgang beträgt 49% und liegt damit knapp unter dem Schwellenwert für die Einstufung in die Kategorie EN (Tabelle 4). Es macht den Anschein, dass sich das Areal von *Buxbaumia aphylla* vom Mittelland in die Alpen verlagert hat. Dies trifft jedoch vermutlich nicht zu. Vielmehr ist anzunehmen dass diese Art auch früher in den Alpen nicht seltener war als heute (immerhin stammen auch zwei ältere Funde aus den Alpen), sondern dass lediglich etwas weniger auf diese Art in den Alpen geachtet wurde. Im Mittelland muss man jedoch einen deutlichen Rückgang annehmen, es scheint sogar möglich, dass sie dort ausgestorben ist, da sie seit 1916 nicht mehr gefunden wurde. Sie wächst auf leicht sauren, nährstoffarmen, lehmigen oder sandigen Böden in lichten Wäldern, bzw. in den Alpen in Zwergstrauchheiden. Dabei ist sie auf offene Stellen angewiesen, da sie konkurrenzschwach ist und schnell von anderen Arten überwachsen wird. Mögliche Gründe für einen Rückgang im Mittelland sind (1) die Veränderung der Wälder, welche dunkler geworden sind (BRASSEL & BRÄNDLI 1999) und in denen es durch die Aufgabe des Sammelns von Laubstreu weniger offener Stellen gibt, und (2) die Abnahme geeigneter nährstoffarmer Wuchsorte durch den allgemeinen Nährstoffeintrag über die Luft. *Buxbaumia aphylla* wird aufgrund folgender Kriterien in die Kategorie EN, stark gefährdet, eingeteilt: Es liegt ein Rückgang vor, von dem man annehmen kann, dass er kontinuierlich ist; es gibt nur vereinzelte aktuelle Funde, das Areal kann als fragmentiert betrachtet werden; das Verbreitungsgebiet (500 km²) und das effektiv besiedelte Gebiet (38 km²) ist klein und entspricht den Kriterien für die Kategorie EN (vergl. Tabelle 4).

Abbildung 11:
Funde von *Buxbaumia aphylla*
vor 1984 (weiss) und seit 1984
(schwarz).



Ausserdem finden sich in der Kategorie EN sechs Arten, die ursprünglich in die Kategorie VU eingeteilt, aber aufgrund ihrer besonderen Situation eine Gefährdungskategorie höher eingestuft wurden. Bei diesen Arten gab es Grund zur Annahme, dass es sich bei der Population in der Schweiz um eine ‚sink‘-Population handelt, d.h. das Überleben dieser Population ist abhängig vom Sporeneintrag aus den umliegenden Ländern. Folgende Arten waren betroffen: *Lophozia turbinata*, *Riccia huebeneriana*, *Sphaerocarpos texanus*, *Fissidens bryoides* subsp. *curnovii*, *Funaria attenuata*, *Thuidium angustifolium*. Dies sind die einzigen sechs Arten, bei denen eine sogenannte Regionalisierung durchgeführt wurde (vergl. Kapitel 2.4).

In der Kategorie EN gibt es nur eine Unterart, die als möglicherweise ausgestorben gilt. Es handelt sich dabei um *Fissidens bryoides* subsp. *curnovii*, die nachträglich höher eingestuft wurde (siehe vorherigen Absatz).

4.5 Verletzlich VU

In dieser Kategorie finden sich einerseits seltene Arten und andererseits solche, die einen Rückgang zwischen 30 und 50% zeigen.

Die meisten, nämlich 259 von den gesamthaft 282 Arten in der Kategorie VU sind einfach selten und aufgrund ihrer Seltenheit gefährdet. Selten bedeutet hier, dass Null bis maximal 19 aktuelle Belege vorliegen und die Art nie in einer systematischen Aufnahme gesammelt wurde oder, wenn sie auch in einer Aufnahme gefunden wurde, dass sie von nicht mehr als fünf Fundorten bekannt ist. Deutlich über die Hälfte dieser seltenen Arten (156 Arten) kann sogar als sehr selten angesehen werden, d.h. es gibt nicht mehr als drei Belege aus der Zeit nach 1984 und höchstens unwesentlich mehr ältere Belege. Die Liste dieser Arten ist so lang, dass auf eine separate Auflistung verzichtet wird. Es sind alle diejenigen Arten, die in Kapitel 6 als VU D2 eingestuft wurden. Für ein Beispiel zu dieser Gruppe siehe Kapitel 3.7, *Andreaea rothii* subsp. *falcata*.

Nur 23 der 282 Arten zeigen einen deutlichen Rückgang von 30 bis 50%. Das sind *Blasia pusilla*, *Jungermannia leiantha*, *Lophozia bicrenata*, *Porella arboris-vitae*, *Amblyodon dealbatus*, *Catoscopium nigratum*, *Crossidium squamiferum*, *Dicranella rufescens*, *Drepanocladus lycopodioides*, *Entodon cladorrhizans* subsp. *schleicheri*, *Hyophila involuta*, *Paludella squarrosa*, *Philonotis rigida*, *Pottia lanceolata*, *Pterogonium gracile*, *Ptychomitrium polyphyllum*, *Scorpidium scorpioides*, *Sphagnum fuscum*, *Tetraplodon mnioides*, *Timmiella anomala*, *Trematodon ambiguus*, *Ulota hutchinsiae* und *Weissia condensa*. Ein Beispiel einer Art, die aufgrund eines Rückgangs in die Kategorie VU eingeordnet wurde, findet sich in Kapitel 3.7 mit *Amblyodon dealbatus*.

Einige Arten wurden in diese Kategorie eingestuft, obwohl sie als möglicherweise ausgestorben gelten. Es sind Arten mit höchstens vier älteren Funden, aber ohne aktuelle Funde. Da man bei einer sehr kleinen Belegzahl nicht sicher sein kann, dass tatsächlich ein Rückgang stattgefunden hat (es wäre auch möglich, dass die Art nicht mehr gesammelt wurde, weil sich z.B. niemand für diese Seltenheit besonders interessierte oder niemand die ökologischen Ansprüche dieser Art kennt), haben wir uns entschieden, keinen Rückgang anzunehmen und diese Arten nur mit dem Kriterium D2 als selten einzustufen. Es handelt sich dabei um die folgenden 16 Arten: *Cololejeunea rossettiana*, *Marchantia paleacea*, *Riccia ligula*, *Scapania massalongi*, *Amblystegium compactum*, *Barbula ehrenbergii*, *Bryum knowltonii*, *Cnestrum alpestre*, *Fontinalis squamosa*, *Hygrohypnum alpestre*, *Hygrohypnum norvegicum*, *Hygrohypnum styriacum*, *Orthotrichum rogeri*, *Plagiothecium piliferum*, *Pleuridium palustre* und *Pottia heimii*. Etwas genauer beleuchten wollen wir *Scapania massalongi*, die von zwei Fundstellen bekannt ist (Kt. VD, Chasseron, 1901; Kt. BE, Gsteig, über dem Arnensee, 1909). An beiden Fundorten wurde nach dieser Art ohne Erfolg gesucht. Die Voraussetzungen für eine Einteilung in die Kategorie RE wären daher eigentlich erfüllt. Da beide Angaben jedoch eher ungenau sind, d.h. es muss ein recht grosses Gebiet abgesucht werden und die Art nur wenige Millimeter gross ist, halten wir es für realistisch, dass sie bei einer einmaligen Nachsuche übersehen wurde. Es wurde daher angenommen, dass sie möglicherweise noch vorkommt und bei nur zwei älteren Funden keinen Rückgang zeigt. Sie wurde daher als selten in die Kategorie VU gestellt.

4.6 Potenziell gefährdet NT

In diese Kategorie wurden 67 recht unterschiedliche Arten eingeteilt. Ihnen gemein ist, dass sie nicht weit davon entfernt sind, als gefährdet beurteilt zu werden.

Hier wurden einerseits Arten eingereiht, die selten sind, aber die Kriterien für VU D2 knapp nicht erfüllen (vergleiche Tabelle 4; 36 Arten). Sie sind in Kapitel 6 als NT D2 bezeichnet.

Andererseits finden sich in dieser Kategorie auch Arten, die nur einen relativ leichten Rückgang von 20 bis 30% aufweisen. Dabei handelt es sich um die folgenden 13 Arten: *Frullania jackii*, *Frullania tamarisci*, *Gymnomitrium coralloides*, *Tritomaria exsectiformis*, *Buxbaumia viridis*, *Calliargon trifarium*, *Campylopus atrovi-*

rens, *Conostomum tetragonum*, *Meesia triquetra*, *Orthotrichum patens*, *Racomitrium lanuginosum*, *Sphagnum cuspidatum* und *Weissia longifolia*. Sollte sich dieser Rückgang fortsetzen, müssen sie in nächster Zeit in die Liste der gefährdeten Arten aufgenommen werden.

Schliesslich wurden in diese Kategorie auch 18 Arten eingeordnet, deren Existenz direkt vom Schutz der Hoch- und Flachmoore abhängt. Etwa die Hälfte dieser Arten sind Torfmoose. Ihr Rückgang, der durch die Entwässerung vieler Moore anfangs des 20. Jahrhunderts stattgefunden hat, sollte gestoppt sein. Dennoch müssen sie als potenziell gefährdet angesehen werden, da ihr Vorkommen allein vom Schutz der Moore abhängt. Würden die gesetzlichen Bestimmungen zum Erhalt der Moore aufgehoben und die Moore weiter zerstört, würden diese Arten mit einiger Sicherheit verschwinden. Zu dieser Gruppe gehören: *Cephalozia connivens*, *Cladopodiella fluitans*, *Mylia anomala*, *Odontoschisma elongatum*, *Dicranum bergeri*, *Drepanocladus fluitans*, *Drepanocladus vernicosus*, *Polytrichum longisetum*, *Polytrichum strictum*, *Sphagnum capillifolium*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum papillosum*, *Sphagnum recurvum* subsp. *amblyphyllum*, *Sphagnum recurvum* subsp. *angustifolium*, *Sphagnum recurvum* subsp. *mucronatum*, *Sphagnum rubellum*, *Sphagnum russowii* und *Sphagnum tenellum*.

4.7 Nicht gefährdet LC

Die mit Abstand grösste Gruppe, nämlich 512 Arten und Unterarten (47% aller beurteilten Arten) kann als nicht gefährdet betrachtet werden, d.h. keines der Kriterien A-D ist erfüllt (Tabelle 4). Es sind Arten, die weder sehr selten sind, noch einen Rückgang zeigen, der gross genug wäre, um eine Einteilung in eine Gefährdungskategorie zu rechtfertigen. Diese Moose wurden meist in mehreren systematischen Aufnahmen gefunden, was ein zusätzlicher Hinweis auf ihre Häufigkeit ist. Nur 27 der 512 Arten wurden nie in einer Aufnahme gefunden. Ein Beispiel für die Beurteilung einer nicht gefährdeten Art ist in Kapitel 3.7, *Stegonia latifolia*, zu finden.

4.8 Ungenügende Datengrundlage DD

Trotz umfangreicher Revisions- und Feldarbeit (vergl. Kapitel 3.1) war bei 98 Taxa die Datengrundlage für eine sichere Beurteilung noch immer zu klein. Über die Hälfte dieser Taxa (59) sind Unterarten, bei denen die meisten Belege nur bis auf Artniveau bestimmt wurden, so dass man über die Unterarten keine Aussage machen kann. Ein häufiger Grund dafür sind taxonomische Unklarheiten. So wurden 50 Taxa aufgrund von Unsicherheiten in der Taxonomie in die Kategorie DD eingeteilt. Die meisten davon sind Unterarten. Es gibt aber auch Arten, deren taxonomischer Status unklar ist: *Bryum colombii*, *Bryum donianum*, *Desmatodon wilczekii*, *Fissidens viridulus*, *Orthotrichum limprichtii*, *Pterygoneurum sampaianum*, *Schistidium rivulare*, *Pseudoleskeella rupestris*, *Palustriella pluristratosa*.

Eine weitere Gruppe von Arten wurde in die Kategorie DD gestellt, da ihr Vorkommen in der Schweiz unsicher ist. Dies sind Arten, von denen es in der Regel einen Literaturhinweis gibt, bei denen jedoch der zugehörige Beleg entweder nicht auffindbar ist, oder aus anderen Gründen nicht überprüft werden konnte. Es handelt sich dabei um folgende Arten: *Cephalozia lacinulata*, *Fossombronia caespitifomis*, *Scapania degenii*, *Bryum bicolor* subsp. *dixonii*, *Bryum dunense*, *Campylopus brevipilus*, *Ceratodon heterophyllus*, *Cryphaea lamyana*, *Dicranella crispa*, *Dicranum groenlandicum*, *Orthotrichum rivulare*, *Pottia recta*, *Pyramidula tetragona*, *Timmiella barbulooides*, *Tortula latifolia*, *Ulota drummondii* und *Zygodon forsteri*.

Schliesslich gibt es noch einige Arten, die erst seit kurzer Zeit unterschieden werden. Sei es, dass sie neu beschrieben oder neu gefasst wurden. Dies betrifft *Grimmia dissimulata*, *Grimmia lisae*, *Dicranum acutifolium*, *Dicranum brevifolium*, *Dicranum dispersum*, *Dicranum muehlenbeckii*, *Dicranum spadiceum*, *Drepanocladus sordidus*, *Weissia fallax* sowie die Kleinarten von *Schistidium apocarpum*. Von diesen lagen für eine Beurteilung ebenfalls noch zu wenige Daten vor.

4.9 Europaweit und weltweit gefährdete Arten

In der Schweiz kommen mindestens 98 europaweit gefährdete oder seltene Arten vor (Tabelle 7, ECCB 1995). Nur gerade sieben dieser Arten sind in der Schweiz nicht gefährdet. Dabei handelt es sich um *Dicranum viride*, *Lophozia ascendens*, *Lophozia decolorans*, *Brachythecium oxycladum*, *Encalypta microstoma*, *Grimmia caespiticia* und *Grimmia sessitana*. Weitere 20 Arten sind europaweit zu wenig bekannt um sie einer Kategorie zuzuordnen. 18 von diesen Arten sind in der Schweiz gefährdet.

Tabelle 7: Zahl der europaweit gefährdeten Arten mit Vorkommen in der Schweiz nach Gefährdungskategorien. Gefährdungskategorien in Europa nach ECCB (1995). E = Endangered, V = Vulnerable, R = Rare, K = Insufficiently known.

Gefährdungskategorie	Schweiz	Europa			
		E	V	R	K
RE	15	4	2	2	0
CR	61	4	7	8	5
EN	58	0	3	5	0
VU	282	2	13	30	13
NT	67	0	1	1	0
LC	512	0	1	6	1
DD	98	0	5	4	1
Total	1093	10	32	56	20

Alle 15 in der Schweiz als ausgestorben geltenden Arten kommen in anderen europäischen Ländern noch vor. Die Hälfte dieser Arten ist aber europaweit gefährdet, 4 davon sehr stark.

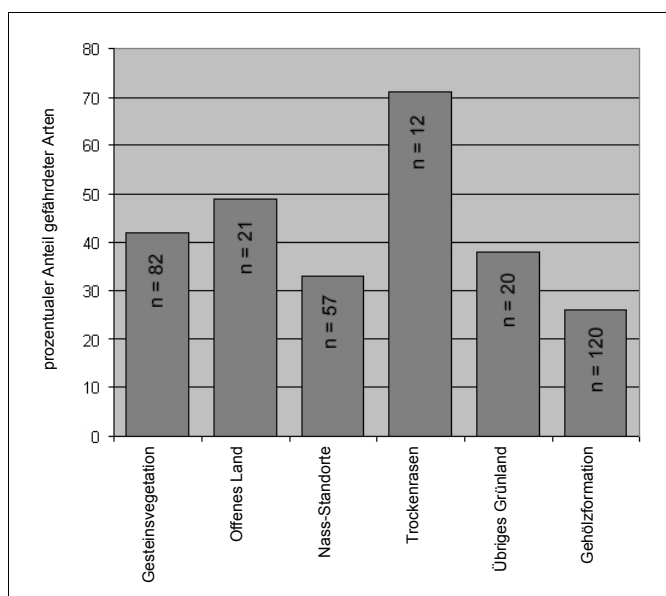
Drei Arten der weltweiten Roten Liste (TAN & al. 2000) kommen, bzw. kamen in der Schweiz vor, nämlich *Jamesoniella undulifolia*, *Distichophyllum carinatum* und *Orthotrichum scanicum*. Aktuelle, sicher bestimmte Funde gibt es in der Schweiz nur von *Orthotrichum scanicum*. Die früher recht verbreitete Art ist allerdings stark zurückgegangen (Verbreitung siehe Abbildung 12). Falls sich die Ursachen für diesen Rückgang nicht beseitigen lassen, muss wohl damit gerechnet werden, dass auch diese Art verschwindet. *Distichophyllum carinatum* muss in der Schweiz als ausgestorben gelten (siehe Kapitel 4.2). *Jamesoniella undulifolia* wurde 1894 zweimal in der Schweiz gefunden. Ein aktueller Fund (1997, La Chaux-des-Breuleux) konnte nicht überprüft werden, da der zugehörige Herbarbeleg nicht ausfindig gemacht werden konnte. Dieser Fund muss deshalb vorläufig als unsicher gelten. Einige neue Funde in Frankreich (HUGONNOT & al. 2003) lassen allerdings die Hoffnung aufkommen, dass von dieser Art auch in der Schweiz, insbesondere in Mooren des Juras, noch weitere Funde gelingen könnten.



Abbildung 12:
Funde von *Orthotrichum scanicum* vor 1984 (weiss) und seit 1984 (schwarz).

4.10 Gefährdung innerhalb bestimmter Habitats

Abbildung 13:
Prozentualer Anteil gefährdeter Arten in verschiedenen Habitatsklassen. 948 Arten konnten aufgrund ihres Verbreitungsschwerpunktes einer Habitatsklasse zugeordnet werden. Die übrigen Arten wurden hier nicht berücksichtigt.



Die einzelnen Habitatsklassen zeigen sehr unterschiedliche Anteile gefährdeter Arten (zwischen 26% und 71%, Abbildung 13). Den höchsten Anteil gefährdeter Arten weisen Trockenrasen auf (71% bzw. 12 von 17 Arten). Die Gesamtzahl von Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Trockenwiesen ist also klein, doch finden sich darunter eine Reihe von biogeografisch und ökologisch äusserst interessanten Arten (z.B. thallöse Lebermoose der Walliser Felsensteppe, wie *Mannia fragrans*, *Targionia hypophylla* und verschiedene *Riccia*-Arten; vergl. GEISSLER & al. 1993). Die Moose der Trockenrasen sind auf eine extensive Bewirtschaftung angewiesen. Fehlt diese, werden die Moose von der sich akkumulierenden Streue begraben. Die drei Magerrasen-Arten *Entodon concinnus*, *Rhytidium rugosum* und *Thuidium abietinum* gelten als gute Indikatoren für ungedüngte, trockene Rasen (vergl. URMI & al. 1992).

Fast die Hälfte der Arten des offenen Landes ist gefährdet (49% bzw. 21 von 43 Arten). Dabei handelt es sich häufig um Arten, die durch die intensive Landwirtschaft verdrängt wurden (z.B. verschiedene *Riccia*-, *Pottia*- und *Ephemerum*-Arten, sowie das Hornmoos *Phaeoceros laevis* subsp. *carolinianus*). Dies wird durch eine Studie von ZECHMEISTER & MOSER (2001) bestätigt, die in Österreich einen signifikanten Rückgang der Moosartenvielfalt mit zunehmender Landnutzungsintensität nachweisen konnten. Beispielsweise wirkt sich der sofortige Umbruch der Getreidefelder nach der Ernte sehr negativ auf die hochspezialisierte Ackerflora aus (BISANG 1999). Durch den sofortigen Umbruch der Felder können diese Arten ihren Lebenszyklus nicht abschliessen, was schnell zur Verarmung der Diasporenbank im Boden führt und damit zum Verschwinden der Arten. Durch die Ökologisierung der Landwirtschaft seit Mitte der 1990er Jahre finden einige für Moose wahrscheinlich positive Entwicklungen statt (Beiträge für extensiv genutzte Wie-

sen, Buntbrachen, Rotationsbrachen, Ackerrandstreifen). Allerdings liegen im Moment noch keine Daten zur Verteilung und der Gesamtfläche von z.B. Ackerrandstreifen vor. Auch fehlen noch Untersuchungen zur Auswirkung auf die Moosflora. Aufgrund einer Studie in Österreich empfehlen ZECHMEISTER & MOSER (2001) grundsätzlich die Förderung kleinräumiger Strukturen (z.B. extensiv bewirtschaftete Ackerrandstreifen) zur Erhaltung und Förderung der Ackermoose.

Der Anteil gefährdeter Arten des übrigen Grünlandes (38%) entspricht fast genau dem Gesamtanteil gefährdeter Arten (38.1%), während die Gesteinsvegetation einen etwas höheren (42%) und die Nass-Standorte (33%) und die Gehölz-Formationen (26%) einen etwas tieferen Anteil aufweisen. Der relativ tiefe Anteil mag insbesondere bei den Nass-Standorten erstaunen, gehören doch z.B. Moore zu denjenigen Lebensräumen, die am meisten unter der Intensivierung der Landwirtschaft gelitten haben (GRÜNIG 1994). Durch die gesetzliche Verankerung des Moorschutzes konnte diese grossflächige Zerstörung aber gestoppt werden. Damit ist allerdings nicht gewährleistet, dass die Qualität dieser Habitats nicht abnimmt. Insbesondere eine Eutrophierung dieser nährstoffarmen Standorte hätte eine schnelle Verarmung der typischen Moosflora zur Folge (BERGAMINI & PAULI 2001, HEDENÄS & al. 2003).

Der tiefste Anteil gefährdeter Arten findet sich in Gehölzformationen. Da aber sehr viele Arten ihren Verbreitungsschwerpunkt in Gehölzformationen haben, weisen diese trotzdem am meisten gefährdete Arten auf (120). Der geringe Anteil erklärt sich zum Teil sicher dadurch, dass der vergleichsweise naturnahe Zustand der Bergwälder vielen Arten entgegenkommt. So ist z.B. in den Alpen der Totholzvorrat rund viermal so hoch wie im Mittelland (19.5 m³/ha, bzw. 4.9 m³/ha, BRASSEL & BRÄNDLI 1999). Davon profitieren eine Reihe von Arten wie z.B. die national geschützte (vgl. S. 63) *Buxbaumia viridis*, die im Mittelland stark gefährdet ist, in den Alpen aber noch häufiger angetroffen wird (Abbildung 14). Eine Reihe von Waldarten ist in den letzten Jahrzehnten sehr selten geworden. Beispielsweise wurden *Pogonatum nanum* (Abbildung 15) oder *Ulotia coarctata* (siehe Kapitel 4.3) früher sehr oft gesammelt, während neuere Nachweise fast völlig fehlen (ITTEN & URMI 2002, BAGUTTI 2001, NISM 2003).

Abbildung 14:
Funde von *Buxbaumia viridis*
vor 1984 (weiss) und seit 1984
(schwarz).

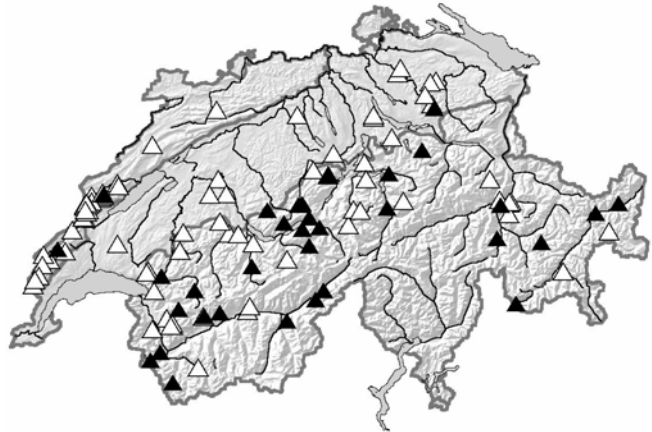


Abbildung 15:
Funde von *Pogonatum nanum*
vor 1984 (weiss) und seit 1984
(schwarz).



5 Interpretation und Diskussion der Roten Liste

5.1 Vergleich mit der früheren Roten Liste

Die erste Rote Liste der Moose der Schweiz (URMI & al. 1992) wurde nach anderen Kriterien und mit anderen Kategorien erarbeitet als die Rote Liste 2004. Der Vergleich der verschiedenen Roten Listen ist daher schwierig und darf nur mit grosser Vorsicht durchgeführt werden.

Tabelle 8: Vergleich der Roten Listen von 1992 und 2004. Die Kategorien sind nicht direkt miteinander vergleichbar.

Kategorien 1992	Anzahl Arten	in % der RL	Kategorien 2004	Anzahl Arten	in % der RL
EX	5	1.2%	RE	15	3.6%
E	44	11.0%	CR, EN	119	28.6%
V	138	34.4%	VU (ohne D2)	23	5.5%
R	214	53.4%	VU D2	259	62.3%
Total Rote Liste	401	100%	Total Rote Liste	416	100%
Zweifelsfälle (mögl. gefährdet)	50		NT	67	
nicht gefährdet	558		LC	512	
Zweifelsfälle (Taxonomie oder Vorkommen zweifelhaft)	21		DD	98	
Total der beurteilten Arten	1030		Total der beurteilten Arten	1093	
Anteil gefährdeter Arten (EX, E, V, R)	39%		Anteil gefährdeter Arten (RE, CR, EN, VU)	38%	
Anteil gefährdeter Arten und Zweifelsfälle (mögl. gefährdet)	44%		Anteil gefährdeter und potenziell gefährdeter Arten (inkl. NT)	44%	

Kategorien Rote Liste 1992

(URMI & al. 1992)

EX Erloschen

E vom Erlöschen bedroht

V gefährdet

R selten (und daher potenziell gefährdet)

Zweifelsfälle

Arten mit Verdacht auf Gefährdung
Arten, deren Taxonomie oder Vorkommen zweifelhaft ist

Nicht gefährdete Arten

Kategorien Rote Liste 2004

(ausführliche Beschreibung siehe Kapitel 2)

RE In der Schweiz ausgestorben

CR Vom Aussterben bedroht

EN Stark gefährdet

VU Verletzlich
VU D2: Selten

NT Potenziell gefährdet

LC Nicht gefährdet

DD Ungenügende Datengrundlage

NE Nicht beurteilt

In Tabelle 8 ist die Anzahl Arten in den unterschiedlichen Kategorien der bisherigen und der neuen Rote Liste einander gegenübergestellt. Neu wurden 1093 Arten beurteilt gegenüber 1030 im Jahre 1992. Der Unterschied kommt daher, dass in der Zwischenzeit einige Arten neu in der Schweiz gefunden wurden oder Arten durch taxonomische Bearbeitungen aufgeteilt worden sind. Einzelne Arten sind aber auch weggefallen, da sie irrtümlich für die Schweiz angegeben worden waren (Kapitel 3.2).

Auffallend ist zuerst einmal, dass der Anteil der insgesamt als gefährdet klassierten Arten in beiden Listen, trotz der unterschiedlichen Beurteilungsmethoden, praktisch gleich hoch ist (1992: 39%, heute: 38%). Mit Einbezug der Zweifelsfälle (1992 möglicherweise gefährdet) und der als NT klassierten (2004) sind es sogar genau gleich viel, nämlich 44% der beurteilten Arten. Neu konnten 98 Arten nicht beurteilt werden, weil die Datengrundlage ungenügend war (siehe auch Kapitel 3.2 und Kapitel 4.8). Diese wurden als DD bezeichnet. In der Liste von 1992 gab es diese Kategorie nicht. Die entsprechenden Arten wurden damals entweder unter den Zweifelsfällen aufgeführt und als ungefährdet betrachtet, oder mit Vorbehalten beurteilt und in der Liste als ‚wenig sicher‘ bezeichnet.

Deutliche Unterschiede gibt es dagegen in der Verteilung der Arten auf die verschiedenen Gefährdungskategorien. So sind heute 15 Arten (3.6%) als ausgestorben bezeichnet, während es 1992 nur 5 (1.2%) waren. Allerdings waren schon in der früheren Liste weitere 16 Arten als ‚möglicherweise erloschen‘ bezeichnet worden. In der aktuellen Roten Liste werden weitere 31 CR- oder VU D2-Arten als ‚möglicherweise ausgestorben‘ aufgeführt. Von diesen gibt es schon seit längerer Zeit keine Nachweise mehr, sie erfüllen aber die Kriterien für RE nicht. Eine der früheren EX-Arten, *Sphaerocarpos texanus*, wurde inzwischen wieder in der Schweiz gefunden, allerdings nicht am früher bekannten Fundort im Wallis, sondern bei Basel. Hier kann man eine Einwanderung aus der Oberrhein-Ebene annehmen (SCHNYDER 2003a).

Die früheren Kategorien E und V sind nur bedingt mit den heutigen Kategorien CR, EN und VU vergleichbar. Es fällt auf, dass der Anteil an CR- und EN-Arten heute mit 119 Arten relativ gross ist, verglichen mit den früheren E-Arten. Demgegenüber scheinen die VU-Arten (ohne D2) mit 23 gegenüber 138 V-Arten stark untervertreten. Diese Verschiebung hin zu stärkeren Gefährdungskategorien ist methodisch bedingt. Da in flächenmässig wenig ausgedehnten Regionen wie der Schweiz von vielen Arten je nur wenige Fundorte bekannt sind, werden so die IUCN-Schwellenwerte für die höheren Gefährdungsklassen oft erreicht. Weiter haben wir heute drei Gefährdungskategorien zur Wahl, falls ein Rückgang festgestellt worden ist (CR, EN und VU ohne D2). Bei der früheren Roten Liste hingegen gab es nur zwei solche Kategorien (E und V). Es ist nicht auszuschliessen, dass ein nicht geringer Teil der alten V-Arten in eine mittlere Kategorie gefallen wäre, hätte es eine solche gegeben. Dies relativiert die grossen Unterschiede in Tabelle 8. Der Gesamtanteil der Arten, die in einer auf Rückgang basierenden Kategorien klassiert wurden, nahm von 45.4% im 1992 auf heute 34.9% ab.

Andererseits stieg der Anteil in den ähnlichen Kategorien der seltenen Arten R und VU D2 an, wo 214 (53.4%) in der früheren Liste 259 (62.3%) in der neuen gegenüberstehen. Der Anteil der Zweifelhafte ist mit 50 Arten (1992) und 67 (2004, NT) nur leicht verschieden. Dagegen ist der Anteil Arten mit ungenügender Datengrundlage gestiegen (1992: 21, 2004: 98), was hauptsächlich an der grossen Zahl systematischer Neubearbeitungen liegt, die noch nicht umgesetzt werden konnten, d.h. viele bereits bestimmte Herbarbelege müssen nochmals mit den neuen Bestimmungsschlüsseln bestimmt werden, um eine Aussage über diese Arten machen zu können. In der früheren Roten Liste wurden allerdings auch 79 Arten mit einem ‚w‘ gekennzeichnet, was ‚wenig sichere Beurteilung‘ heisst und damit auch auf eine ungenügende Datengrundlage hinweist.

Interessant sind die Fälle, die auf der früheren Roten Liste nicht (oder nur als Zweifelsfälle) aufgeführt worden sind, heute aber einen Gefährdungsstatus erhalten haben. Es sind dies 101 Arten, von denen 68 als selten eingestuft wurden. Elf dieser Arten wurden erst nach Erscheinen der ersten Roten Liste neu in der Schweiz gefunden oder überhaupt erst neu beschrieben. Die anderen 33 Arten wurden wegen eines beobachteten Rückgangs auf die Liste genommen, darunter sind 4 CR- und 15 EN-Arten. Der Grund, warum diese bei den Arbeiten für die erste Rote Liste nicht als gefährdet eingestuft wurde, liegt wahrscheinlich an der ungenügenden Datengrundlage zu jener Zeit, denn es lässt sich nicht belegen, dass die Gefährdung erst in neuerer Zeit aufgetreten ist (es standen damals erst ca. ein Drittel der heutigen Daten zur Verfügung).

Umgekehrt wurden 33 früher in der Roten Liste enthaltene Arten neu als ungefährdet klassiert. Darunter befinden sich 6 *Sphagnum*-Arten, von denen 5 früher als V und eine als E eingestuft wurden. Diese sind auf Moore beschränkt, die früher zwar einer starken Zerstörung unterworfen waren, bei denen aber angenommen werden kann, dass sich ihre Gesamtfläche, dank dem seit der Annahme der Rothenturm-Initiative 1987 etablierten Moorschutz, stabilisiert hat. Drei früher als gefährdet eingestufte *Grimmia*-Arten sind inzwischen, dank eines verbesserten Bestimmungsschlüssels (MAIER & GEISLER 1995), als ungefährdet erkannt worden. Ähnliches trifft auch für *Hypnum pratense* zu, das sich ebenfalls als häufiger erwiesen hat als früher angenommen wurde. 20 weitere Arten aus der alten Roten Liste wurden neu in NT umklassiert, darunter weitere 3 *Sphagnum*-Arten und 2 Arten der Berner Konvention (*Buxbaumia viridis* und *Drepanocladus vernicosus*).

5.2 Diskussion

Das von der IUCN (2001, 2003a) vorgeschlagene Regelwerk für die Erstellung von Roten Listen hat zum Ziel, durch Zuhilfenahme von quantitativen Kriterien reproduzierbare Ergebnisse zu liefern. Eine Reproduzierbarkeit wäre nicht gewährleistet, würden die Listen allein auf Expertenwissen basieren. Nach einigen Anpassungen (vergl. Kapitel 3.3) hat sich das Einstufungsverfahren als sehr gut geeignet für eine objektive Beurteilung des Gefährdungsgrades der Moose erwiesen. Auf das nötige

Fachwissen kann jedoch auch mit den neuen Kriterien nicht verzichtet werden, insbesondere bei der Beurteilung nur wenig bekannter Arten.

Quantitative Kriterien wurden auch bei der früheren Roten Liste eingesetzt (URMI & al. 1992). Aufgrund fehlender Information spielte jedoch in vielen Fällen Expertenwissen die entscheidende Rolle bei der Einteilung in die Gefährdungskategorien. Interessant ist nun die Tatsache, dass der Anteil gefährdeter Arten in beiden Listen praktisch gleich geblieben ist. Das heisst aber auch, dass die Gefährdungssituation der Moose unverändert ist und fast 40% der Arten nach wie vor mehr oder weniger stark gefährdet sind.

Eine Übersicht über die Gefährdungssituation, wie sie eine Rote Liste bietet, ist für den Experten interessant. Allerdings erfüllt sie nur dann ihren Sinn, wenn sie in die Naturschutzpraxis integriert wird. Sie dient als Grundlage für den Biotopschutz und auch für den gesetzlichen Auftrag, ‚den Fortbestand der wildlebenden einheimischen Pflanzen- und Tierwelt sicherzustellen‘ (Natur- und Heimatschutzverordnung, SR 451.1). Will die Schweiz den Fortbestand sämtlicher einheimischer Moosarten längerfristig sichern, so müssen die folgenden Empfehlungen in eine Schutzstrategie integriert werden.

5.3 Empfehlungen

Wir unterscheiden zwischen allgemeinen Empfehlungen, die generell für Moose und zu einem grossen Teil auch für andere Organismen gelten und speziellen Empfehlungen, die sich auf den Schutz eines bestimmten Lebensraums oder einer bestimmten Artengruppe der Moose beziehen. Weiter haben die Empfehlungen in URMI & al. (1992) nichts an Aktualität eingebüsst, auch wenn in einzelnen Teilbereichen Verbesserungen stattgefunden haben.

Allgemeine Empfehlungen

Die grössten Beeinträchtigungen erleiden die Moose durch die kontinuierliche Veränderung und Zerstörung ihres Lebensraumes. Der Hauptgrund liegt in der Intensivierung der Landwirtschaft und der weiterhin mangelhaften Lufthygiene. Besonders problematisch für die Moose erscheinen die sehr hohen Stickstoffemissionen. Wirksame Verbesserungen, die in den achtziger Jahren eingeführt wurden (Bsp. Katalysator) und zu Verbesserungen geführt haben, wurden durch das massive Wachstum des motorisierten Strassenverkehrs praktisch aufgehoben (BUWAL 2003). Es ist dafür zu sorgen, dass durch geeignete Massnahmen diese negativen Einflüsse vermindert werden und dass der schleichende Verlust von Moosbiotopen gestoppt wird (u.a. Intensität der Bodennutzung und Schadstoffemissionen in der Luft lenken und reduzieren, schutzwürdige Lebensräume und Lebensgemeinschaften erhalten und fördern).

66 Moosarten wurden in den Anhang der geschützten Pflanzen der Natur- und Heimatschutzverordnung von 1991 aufgenommen. Bei der Umsetzung dieser Verordnung besteht jedoch ein Defizit, da die zu schützenden Arten den Behörden und

den Sachbearbeitern weitestgehend unbekannt sind. Für einen griffigen Schutz braucht es deshalb eine vertiefte Zusammenarbeit zwischen den Vollzugsbehörden und den Spezialisten.

Alle verfügbaren Informationen zum Mooschutz müssen den zuständigen Stellen in geeigneter Form zur Verfügung stehen und in die rechtlichen Verfahren bei Bewilligungen und Konzessionen miteinbezogen werden. Informationen über spezifische Populationen gefährdeter Organismen müssen bei allen Planungsvorhaben berücksichtigt werden.

Wir wissen heute, dass die Bestände vieler, im Moment noch häufigeren Arten, rückläufig sind. Empfehlungen, die den Schutz der Moose zum Inhalt haben, dürfen also nicht nur auf die seltensten Arten abzielen, sondern müssen auch Massnahmen zum Inhalt haben, die den Fortbestand auch häufiger Arten sichern. Nur so kann erreicht werden, dass die Roten Listen nicht länger, sondern kürzer werden.

Der Wissensstand über die Ursachen der Veränderung von Populationen ist in vielen Fällen ungenügend. Weitere Forschung ist daher dringend nötig. Die organismische Biologie und insbesondere die Kryptogamenforschung soll in ihrer Bedeutung anerkannt und gefördert werden. Dazu gehört auch die Nachwuchssicherung der Artenspezialistinnen und -spezialisten (Ausbildung).

Spezielle Empfehlungen

Artenschutz

Artenschutzmassnahmen können helfen, die Populationen seltener Moose zu stabilisieren oder zu fördern. Deshalb wurde ein **Artenschutzprogramm** speziell für die seltensten Moose erarbeitet (URMI & al. 1996). Darin sind 140 Populationen und die zu ihrer Erhaltung nötigen Massnahmen dokumentiert. Diese Information muss aktualisiert und in geeigneter Form den zuständigen Stellen zur Verfügung gestellt werden, damit der Inhalt in die Praxis einfließen kann.

Ökologisierung und Biotopschutz

Andere Massnahmen greifen auf der Ebene des Lebensraumes:

- Frei fliessende **Gewässer** mit grossflächigen Alluvionen fehlen. Dringlichste Massnahme, neben den wasserhygienischen Massnahmen, ist die **Renaturierung** der naturfernen Gewässer.
- Die Moosflora der **Äcker** kann durch eine **Extensivierung** der Bewirtschaftung gefördert werden. Der Einsatz von Agrochemikalien sollte konsequent reduziert werden, die Äcker sollten, zumindest teilweise, nicht mehr unmittelbar nach der Ernte umgebrochen werden.
- Trockenwarme und lichtreiche Standorte, wie sie in **Halbtrocken- und Trockenrasen** zu finden sind, müssen in ihrer Gesamtheit auch als Moosbiotope erhalten werden. Dazu ist eine regelmässige, **extensive Bewirtschaftung** notwendig.
- Eines der gefährdetsten Biotope für Moose sind saisonal trockenfallende **Schlammflächen**. Ein wichtiger Grund dafür ist die Aufgabe der früheren Teichwirtschaft mit regelmässigem Ablassen des Wassers. Solche **traditionellen Kulturformen** sollten gefördert werden.

- **Flach- und Hochmoore** gemäss Bundesinventaren, aber auch **Quellfluren** sind nach geltendem Recht zu schützen. Gefahr droht durch ungewollte Eutrophierung aus der Luft und durch umgebende, intensiv genutzte Landwirtschaftsflächen (v. a. durch Stickstoffeintrag). Dieser **Nährstoffeintrag** muss deshalb auf ein verträgliches Mass **reduziert** werden. Ausreichend dimensionierte Pufferstreifen können mithelfen, diese negativen Einflüsse zu minimieren.
- Die Bewirtschaftung der **Wälder** ist heute im Allgemeinen gut vereinbar mit einer hohen Artenvielfalt der Moose. Von grossem Vorteil ist eine naturnahe Bewirtschaftung, bei der auf grossflächigen Kahlschlag verzichtet wird und sich **Bäume verschiedener Altersstufen** und verschiedener Pflanzenarten nebeneinander finden. Von besonderer Bedeutung sind hier alte und sehr alte Einzelbäume. Für einige Moosarten ist der Wald heute zu dunkel, so dass durch gezielte Ausholzung, einzelne Moosarten gefördert werden können. Insbesondere bei der Ausscheidung und Pflege von Waldreservaten sollen die Bedürfnisse der Moose mit berücksichtigt werden.
- Epiphytische Moose reagieren oft sehr empfindlich auf Luftverschmutzung. Die teilweise hohen **Stickstoff-Emissionen** sind problematisch und sollten unbedingt **reduziert** werden.

5.4 Ausblick

Moose sind Bestandteil der langfristigen Überwachung der Biodiversität in der Schweiz BDM-CH (HINTERMANN & al. 2002). Dadurch fliessen gute Datengrundlagen für die mittelhäufigen bis sehr häufigen Arten ins Rote Liste Programm ein, welches im Turnus von 10 Jahren die Roten Listen aktualisiert. Die seltenen Arten werden allerdings durch das BDM ungenügend erfasst, weil dort Arten von Spezialbiotopen (Moore, Flussufer etc.) von zufällig verteilten Aufnahmen kaum getroffen werden (URMI & SCHNYDER 2000). Aus diesem Grund gewährleistet das Naturräumliche Inventar der Schweizer Moosflora NISM, dass durch verschiedene Aufnahmetypen auch die seltenen Arten erfasst werden. Gezielte Feldaufnahmen im Rahmen der periodischen Aktualisierung der Roten Liste ergänzen die fehlenden Daten zur Einstufung, soweit die Ressourcen (personnel und materiel) reichen. Es ist deshalb wichtig, dass diese mehrschichtige Strategie optimiert und gefördert wird, um in Zukunft eine gute Datengrundlage gewährleisten zu können. Nur so wird es möglich sein auch weiterhin Rote Listen herauszugeben, die in Natur- und Landschaftsschutz sinnvoll und wirksam eingesetzt werden können und einen brauchbaren Indikator der nachhaltigen Entwicklung abgeben.

6 Artenliste mit Gefährdungskategorien

Erklärungen zur Artenliste:

Name	Wissenschaftlicher Name nach GEISSLER & al. (1998), mit den in Kapitel 3.2 genannten Änderungen
Kat.	Gefährdungsstatus nach IUCN (2001) RE in der Schweiz ausgestorben CR vom Aussterben bedroht EN stark gefährdet VU verletzlich NT potenziell gefährdet LC nicht gefährdet DD ungenügende Datengrundlage
Kriterien IUCN	verwendete Kriterien (siehe Kapitel 2.3 und 3.6)
NHV	Schutzstatus gemäss Natur- und Heimatschutzverordnung § ^{CH} in der ganzen Schweiz geschützt § ^{REG} kantonal zu schützende Arten
BC	zu schützen gemäss Berner Konvention
EU	Gefährdungsstatus in der europäischen Roten Liste (ECCB 1995) Ex extinct E endangered V vulnerable R rare K insufficiently known T taxonomically ill-defined taxa RT regionally threatened species
W	Gefährdungsstatus in der weltweiten Roten Liste (IUCN 2003b), Kategorien und Kriterien nach IUCN (2001)

Einteilung der Roten Liste (Listenteil):

Seite 62	Hornmoose
Seite 62–68	Lebermoose
Seite 68–89	Laubmoose

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
Hornmoose – Anthocerotae				
<i>Anthoceros agrestis</i> Paton	LC			abhängig von ökologischen Ausgleichsmassnahmen
<i>Phaeoceros laevis</i> (L.) Prosk.	NE			
<i>Phaeoceros laevis</i> (L.) Prosk. subsp. <i>carolinianus</i> (Michx.) Prosk.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)	§ ^{CH}	abhängig von ökologischen Ausgleichsmassnahmen
Lebermoose – Hepaticae				
<i>Anastrepta orcadensis</i> (Hook.) Schiffn.	VU	D2		
<i>Anastrophyllum assimile</i> (Mitt.) Steph.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)		
<i>Anastrophyllum hellerianum</i> (Lindenb.) Schust.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)		
<i>Anastrophyllum minutum</i> (Schreb.) Schust.	LC			
<i>Aneura pinguis</i> (L.) Dum.	LC			
<i>Anthelia julacea</i> (L.) Dum.	NE			
<i>Anthelia julacea</i> (L.) Dum. subsp. <i>julacea</i>	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)		
<i>Anthelia julacea</i> (L.) Dum. subsp. <i>juratzkana</i> (Limpr.) Meyl.	LC			
<i>Apometzgeria pubescens</i> (Schrank) Kuw.	LC			
<i>Asterella gracilis</i> (Web.) Underw.	VU	D2		
<i>Asterella lindenbergiana</i> (Corda) H. Arnell	LC			
<i>Asterella saccata</i> (Wahlenb.) Evans	VU	D2	v	abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Athalamia hyalina</i> (Sommerf.) Hatt.	VU	D2		
<i>Barbilophozia atlantica</i> (Kaal.) K. Müll.	VU	D2		
<i>Barbilophozia attenuata</i> (Mart.) Loeske	LC			
<i>Barbilophozia barbata</i> (Schreb.) Loeske	LC			
<i>Barbilophozia floerkei</i> (Web. & Mohr) Loeske	LC			
<i>Barbilophozia hatcheri</i> (Evans) Loeske	LC			
<i>Barbilophozia kunzeana</i> (Hüb.) K. Müll.	LC			
<i>Barbilophozia lycopodioides</i> (Wallr.) Loeske	LC			
<i>Barbilophozia quadriloba</i> (Lindb.) Loeske	NT	D2		
<i>Bazzania flaccida</i> (Dum.) Grolle	LC			im Mittelland ausgestorben
<i>Bazzania tricrenata</i> (Wahlenb.) Lindb.	LC			
<i>Bazzania trilobata</i> (L.) S. Gray	LC			
<i>Blasia pusilla</i> L.	VU	A2b; D2		
<i>Blepharostoma trichophyllum</i> (L.) Dum.	NE			
<i>Blepharostoma trichophyllum</i> (L.) Dum. subsp. <i>trichophyllum</i>	LC			
<i>Calypogeia arguta</i> Nees & Mont.	NT	D2		
<i>Calypogeia azurea</i> Stotl. & Crotz	LC			
<i>Calypogeia fissa</i> (L.) Raddi	LC			
<i>Calypogeia integristipula</i> Steph.	LC			
<i>Calypogeia muelleriana</i> (Schiffn.) K. Müll.	LC			
<i>Calypogeia neesiana</i> (Mass. & Carest.) Loeske	LC			
<i>Calypogeia sphagnicola</i> (H. Arnell & J. Perss.) Warnst. & Loeske	VU	D2		abhängig vom Moorschutz
<i>Calypogeia suecica</i> (H. Arnell & J. Perss.) K. Müll.	LC			
<i>Cephalozia bicuspidata</i> (L.) Dum.	NE			
<i>Cephalozia bicuspidata</i> (L.) Dum. subsp. <i>ambigua</i> (Mass.) Meyl.	NT	D2		

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
<i>Cephalozia bicuspidata</i> (L.) Dum. subsp. <i>bicuspidata</i>		LC					
<i>Cephalozia catenulata</i> (Hüb.) Lindb.		LC					
<i>Cephalozia connivens</i> (Dicks.) Lindb.		NT					abhängig vom Moorschutz
<i>Cephalozia lacinulata</i> Spruce		DD			V		Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Cephalozia leucantha</i> Spruce		EN	B1ab(iv)+2ab(iv)				
<i>Cephalozia loitlesbergeri</i> Schiffn.		VU	D2				
<i>Cephalozia lunulifolia</i> (Dum.) Dum.		LC					
<i>Cephalozia macrostachya</i> Kaal.		VU	D2				
<i>Cephalozia pleniceps</i> (Aust.) Lindb.		LC					
<i>Cephaloziella arctica</i> Bryhn & Douin		VU	D2				
<i>Cephaloziella divaricata</i> (Sm.) Schiffn.		LC					
<i>Cephaloziella elachista</i> (Gott. & Rabenh.) Schiffn.		VU	D2			K	
<i>Cephaloziella elegans</i> (Heeg) Schiffn.		CR	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)			K	
<i>Cephaloziella grimsulana</i> (Gott. & Rabenh.) Lac.		VU	D2				
<i>Cephaloziella hampeana</i> (Nees) Schiffn.		EN	B1ab(iv)+2ab(iv)				
<i>Cephaloziella integerrima</i> (Lindb.) Warnst.		VU	D2				
<i>Cephaloziella massalongi</i> (Spruce) K. Müll.		VU	D2			R	
<i>Cephaloziella phyllacantha</i> (Mass. & Carest.) K. Müll.		VU	D2			R	
<i>Cephaloziella rubella</i> (Nees) Warnst.		LC					
<i>Cephaloziella stellulifera</i> (Spruce) Schiffn.		VU	D2				
<i>Cephaloziella subdentata</i> Warnst.		VU	D2				
<i>Chiloscyphus polyanthos</i> (L.) Corda		NE					
<i>Chiloscyphus polyanthos</i> (L.) Corda subsp. <i>pallescens</i> (Hoffm.) Meyl.		LC					
<i>Chiloscyphus polyanthos</i> (L.) Corda subsp. <i>polyanthos</i>		LC					
<i>Cladopodiella fluitans</i> (Nees) Buch		NT					abhängig vom Moorschutz
<i>Cladopodiella francisci</i> (Hook.) Jørg.		VU	D2				
<i>Cololejeunea calcarea</i> (Lib.) Schiffn.		LC					
<i>Cololejeunea rossettiana</i> (Mass.) Schiffn.		VU	D2				möglicherweise ausgestorben, einziger Fund um 1930, Nachsuche erfolglos
<i>Conocephalum conicum</i> (L.) Underw.		LC					
<i>Corsinia coriandrina</i> (Spreng.) Lindb.		VU	D2				
<i>Diplophyllum albicans</i> (L.) Dum.		LC					
<i>Diplophyllum obtusifolium</i> (Hook.) Dum.		LC					
<i>Diplophyllum taxifolium</i> (Wahlenb.) Dum.		LC					
<i>Eremonotus myriocarpus</i> (Carring.) Pears.		LC					
<i>Fossombronia angulosa</i> (Dicks.) Raddi		VU	D2				
<i>Fossombronia caespitiformis</i> Rabenh.		DD					Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Fossombronia foveolata</i> Lindb.		RE					einziger Fund 1909, Nachsuche erfolglos
<i>Fossombronia incurva</i> Lindb.		VU	D2			R	einziger Fund 1990
<i>Fossombronia pusilla</i> (L.) Nees		VU	D2				
<i>Fossombronia wondraczekii</i> (Corda) Lindb.		VU	D2				
<i>Frullania cesatiana</i> De Not.		VU	D2			§ ^{REG}	
<i>Frullania dilatata</i> (L.) Dum.		LC					
<i>Frullania fragilifolia</i> (Tayl.) Gott. & al.		LC					
<i>Frullania inflata</i> Gott.		VU	D2			V	

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
<i>Frullania jackii</i> Gott.	NT	A2b					
<i>Frullania parvistipula</i> Steph.	CR	B2ab(iii,iv)	§ ^{CH}	BC	E		nur aus dem Kandertal bekannt, Bauarbeiten am Hauptfundort haben die Population reduziert
<i>Frullania tamarisci</i> (L.) Dum.	NT	A2b					
<i>Geocalyx graveolens</i> (Schrad.) Nees	CR	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1963
<i>Gymnocolea inflata</i> (Huds.) Dum.	LC						
<i>Gymnomitrium apiculatum</i> (Schiffn.) K. Müll.	VU	D2					
<i>Gymnomitrium concinnatum</i> (Lightf.) Corda	LC						
<i>Gymnomitrium coralloides</i> Nees	NT	A2b					
<i>Gymnomitrium obtusum</i> (Lindb.) Pears.	VU	D2					
<i>Haplomitrium hookeri</i> (Sm.) Nees	VU	D2				R	
<i>Harpalejeunea ovata</i> (Hook.) Steph.	VU	D2					
<i>Harpanthus flotovianus</i> (Nees) Nees	VU	D2					
<i>Harpanthus scutatus</i> (Web. & Mohr) Spruce	EN	B1ab(i,iv)+2ab(iv)					
<i>Hygrobrella laxifolia</i> (Hook.) Spruce	VU	D2					
<i>Jamesoniella autumnalis</i> (DC.) Steph.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					
<i>Jamesoniella undulifolia</i> (Nees) K. Müll.	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)	§ ^{REG}	E	VU		letzter Fund 1894, ein zweifelhafter neuerer Fund, Nachsuche einzelner Populationen erfolglos, weltweit gefährdet
<i>Jungermannia atrovirens</i> Dum.	LC						
<i>Jungermannia borealis</i> Damsh. & Vána	VU	D2					
<i>Jungermannia caespiticia</i> Lindenb.	VU	D2					
<i>Jungermannia confertissima</i> Nees	NT	D2					
<i>Jungermannia exsertifolia</i> Steph.	NE						
<i>Jungermannia exsertifolia</i> Steph. subsp. <i>cordifolia</i> (Dum.) Vána	VU	D2					
<i>Jungermannia gracillima</i> Sm.	LC						
<i>Jungermannia hyalina</i> Lyell	LC						
<i>Jungermannia leiantha</i> Grolle	VU	A2b					Rückgang vor allem im Jura
<i>Jungermannia obovata</i> Nees	LC						
<i>Jungermannia polaris</i> Lindb.	LC						
<i>Jungermannia pumila</i> With.	VU	D2					
<i>Jungermannia sphaerocarpa</i> Hook.	LC						
<i>Jungermannia subelliptica</i> (Kaal.) Lev.	VU	D2					
<i>Jungermannia subulata</i> Evans	DD						in Europa erst seit 1969 als eigene Art anerkannt, bisher nicht in CH
<i>Kurzia pauciflora</i> (Dicks.) Grolle	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)					abhängig vom Moorschutz
<i>Kurzia trichoclados</i> (K. Müll.) Grolle	VU	D2					
<i>Lejeunea cavifolia</i> (Ehrh.) Lindb.	LC						
<i>Lejeunea lamacerina</i> (Steph.) Schiffn.	VU	D2					einzigster Fund 1986
<i>Lejeunea ulicina</i> (Tayl.) Gott. & al.	LC						
<i>Lepidozia reptans</i> (L.) Dum.	LC						
<i>Lophocolea bidentata</i> (L.) Dum.	LC						
<i>Lophocolea heterophylla</i> (Schrad.) Dum.	LC						
<i>Lophocolea minor</i> Nees	LC						
<i>Lophozia ascendens</i> (Warnst.) Schust.	LC					R	
<i>Lophozia badensis</i> (Gott.) Schiffn.	LC						
<i>Lophozia bantriensis</i> (Hook.) Steph.	LC						

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
Lophozia bicrenata (Hoffm.) Dum.	VU	A2b					
Lophozia capitata (Hook.) Mac.	NE						
Lophozia capitata (Hook.) Mac. subsp. laxa (Lindb.) Bisang	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)					abhängig vom Moorschutz
Lophozia collaris (Nees) Dum.	LC						
Lophozia decolorans (Limpr.) Steph.	LC				R		
Lophozia excisa (Dicks.) Dum.	LC						
Lophozia gillmanii (Aust.) Schust.	VU	D2					
Lophozia grandiretis (Kaal.) Schiffn.	VU	D2					
Lophozia heterocolpos (Hartm.) Howe	LC						
Lophozia incisa (Schrad.) Dum.	NE						
Lophozia incisa (Schrad.) Dum. subsp. incisa	LC						
Lophozia incisa (Schrad.) Dum. subsp. opacifolia (Culm.) Schust. & Damsh.	LC						
Lophozia longidens (Lindb.) Mac.	LC						im Jura gefährdet
Lophozia longiflora (Nees) Schiffn.	LC						
Lophozia obtusa (Lindb.) Evans	LC						
Lophozia perssonii Buch & S. Arnell	VU	D2					
Lophozia sudetica (Hüb.) Grolle	LC						
Lophozia turbinata (Raddi) Steph.	EN	D2					einziger Fund 1986, Upgrading vorgenommen
Lophozia ventricosa (Dicks.) Dum.	LC						
Lophozia wenzelii (Nees) Steph.	LC						
Lunularia cruciata (L.) Dum.	LC						möglicherweise eingeschleppt, vermutlich in Ausbreitung
Mannia androgyna (L.) Evans	CR	B2ab(iv)					nur aus dem Tessin bekannt
Mannia fragrans (Balb.) Frye & Clark	VU	D2					abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
Mannia pilosa (Hornem.) Frye & Clark	VU	D2					
Mannia triandra (Scop.) Grolle	VU	D2	§ ^{REG}	BC	V		
Marchantia paleacea Bertol.	VU	D2			K		möglicherweise ausgestorben, einziger Fund 1923, Suche erfolglos
Marchantia polymorpha L.	LC						
Marsupella adusta (Nees) Spruce	VU	D2			K		
Marsupella alpina (Limpr.) H. Bern.	VU	D2					
Marsupella boeckii (Aust.) Kaal.	VU	D2					letzter Fund 1976
Marsupella brevissima (Dum.) Grolle	LC						nur aus dem Wallis bekannt
Marsupella commutata (Limpr.) H. Bern.	VU	D2					
Marsupella emarginata (Ehrh.) Dum.	LC						
Marsupella funckii (Web. & Mohr) Dum.	LC						
Marsupella revoluta (Nees) Dum.	CR	A2b; B2ab(iv)			R		
Marsupella sparsifolia (Lindb.) Dum.	VU	D2					
Marsupella sphacelata (Lindenb.) Dum.	LC						
Marsupella sprucei (Limpr.) H. Bern.	LC						
Metzgeria conjugata Lindb.	LC						
Metzgeria fruticulosa (Dicks.) Evans	LC						
Metzgeria furcata (L.) Dum.	LC						
Metzgeria temperata Kuw.	LC						erst 1976 beschrieben
Moerckia blyttii (Mørch) Brockm.	LC						
Moerckia hibernica (Hook.) Gott.	EN	A2b					

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
<i>Mylia anomala</i> (Hook.) S. Gray	NT			abhängig vom Moorschutz, im Mittelland gefährdet
<i>Mylia taylorii</i> (Hook.) S. Gray	VU	D2		
<i>Nardia breidlerii</i> (Limpr.) Lindb.	VU	D2		
<i>Nardia compressa</i> (Hook.) S. Gray	NT	D2		
<i>Nardia geoscyphus</i> (De Not.) Lindb.	LC			
<i>Nardia insecta</i> Lindb.	VU	D2		letzter Fund 1982
<i>Nardia scalaris</i> S. Gray	NE			
<i>Nardia scalaris</i> S. Gray subsp. <i>scalaris</i>	LC			
<i>Nowellia curvifolia</i> (Dicks.) Mitt.	LC			
<i>Odontoschisma denudatum</i> (Mart.) Dum.	NT	D2		abhängig vom Moorschutz
<i>Odontoschisma elongatum</i> (Lindb.) Evans	NT			abhängig vom Moorschutz
<i>Odontoschisma macounii</i> (Aust.) Underw.	VU	D2		
<i>Odontoschisma sphagni</i> (Dicks.) Dum.	VU	D2		
<i>Oxymitra incrassata</i> (Brotero) Sérgio & Sim-Sim	VU	D2		nur aus dem Wallis bekannt, abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Pedinophyllum interruptum</i> (Nees) Kaal.	LC			
<i>Pellia endiviifolia</i> (Dicks.) Dum.	LC			
<i>Pellia epiphylla</i> (L.) Corda	LC			
<i>Pellia epiphylla</i> (L.) Corda subsp. <i>epiphylla</i>	DD			subsp. <i>borealis</i> unterscheidet sich nur im Chromosomensatz, von dieser gibt es keinen sicheren Nachweis
<i>Pellia neesiana</i> (Gott.) Limpr.	LC			
<i>Peltolepis quadrata</i> (Saut.) K. Müll.	EN	B2ab(iv)		
<i>Plagiochasma rupestre</i> (R. & G. Forst.) Steph.	VU	D2		Rückgang unklar
<i>Plagiochila asplenioides</i> (L.) Dum.	LC			
<i>Plagiochila britannica</i> Paton	VU	D2		erst 1979 beschrieben, 1995 erstmals in der Schweiz gefunden (HODGETTS 1995)
<i>Plagiochila exigua</i> (Tayl.) Tayl.	VU	D2		
<i>Plagiochila porelloides</i> (Nees) Lindenb.	LC			
<i>Pleurocladula albescens</i> (Hook.) Grolle	LC			
<i>Pleurocladula islandica</i> (Nees) Grolle	VU	D2		Taxonomie unklar
<i>Porella arboris-vitae</i> (With.) Grolle	VU	A2b		im Mittelland stark gefährdet
<i>Porella cordaeana</i> (Hüb.) Moore	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)		
<i>Porella platyphylla</i> (L.) Pfeiff.	NE			
<i>Porella platyphylla</i> (L.) Pfeiff. subsp. <i>baueri</i> (Schiffn.) Vand. Bergh.	DD			nach neueren Erkenntnissen ein Hybrid zw. <i>P. platyphylla</i> und <i>P. cordaeana</i>
<i>Porella platyphylla</i> (L.) Pfeiff. subsp. <i>platyphylla</i>	LC			
<i>Preissia quadrata</i> (Scop.) Nees	LC			
<i>Ptilidium ciliare</i> (L.) Hampe	LC			
<i>Ptilidium pulcherrimum</i> (G. Web.) Vainio	LC			
<i>Radula complanata</i> (L.) Dum.	NE			
<i>Radula complanata</i> (L.) Dum. subsp. <i>complanata</i>	LC			
<i>Radula complanata</i> (L.) Dum. subsp. <i>lindenbergiana</i> (Hartm. f.) Schust.	LC			
<i>Reboulia hemisphaerica</i> (L.) Raddi	VU	D2		abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Riccardia chamaedryfolia</i> (With.) Grolle	VU	D2		
<i>Riccardia incurvata</i> Lindb.	VU	D2		
<i>Riccardia latifrons</i> (Lindb.) Lindb.	LC			abhängig vom Moorschutz

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
<i>Riccardia multifida</i> (L.) S. Gray		LC					
<i>Riccardia palmata</i> (Hedw.) Carruth.		LC					
<i>Riccia bifurca</i> Hoffm.	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)					
<i>Riccia breidleri</i> Steph.	VU	D2	§ ^{CH}	BC		V	
<i>Riccia canaliculata</i> Hoffm.	RE						letzter Fund 1907, Nachsuche einzelner Populationen erfolglos
<i>Riccia cavernosa</i> Hoffm.	CR	B2ab(iv)					
<i>Riccia ciliata</i> Hoffm.	VU	D2					
<i>Riccia ciliifera</i> Lindenb.	VU	D2					abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Riccia crozalsii</i> Lev.	VU	D2					
<i>Riccia fluitans</i> L.	VU	D2					abhängig vom Moor- und Auenschutz
<i>Riccia glauca</i> L.	LC						
<i>Riccia gougetiana</i> Dur. & Mont.	VU	D2					abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Riccia huebeneriana</i> Lindenb.	EN	D2			R		einzigster Fund 1984, Upgrading vorgenommen
<i>Riccia ligula</i> Steph.	VU	D2			V		möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1935, Suche erfolglos
<i>Riccia michelii</i> Raddi	VU	D2					
<i>Riccia nigrella</i> DC.	VU	D2					nur Wallis und Tessin, abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Riccia rhenana</i> Lorb.	DD						nur aufgrund der Chromosomenzahl sicher zu bestimmen, Verbreitung ungenügend bekannt
<i>Riccia sorocarpa</i> Bisch.	LC						
<i>Riccia subbifurca</i> Croz.	VU	D2					abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Riccia trichocarpa</i> Howe	VU	D2					abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Riccia warnstorffii</i> Limpr.	VU	D2					
<i>Riccioarpos natans</i> (L.) Corda	VU	D2	§ ^{CH}				
<i>Riella notarisii</i> (Mont.) Mont.	RE				E		letzter Fund 1917, Nachsuche aller Populationen erfolglos
<i>Sauteria alpina</i> (Nees) Nees	VU	D2					
<i>Scapania aequiloba</i> (Schwaegr.) Dum.	LC						im Mittelland selten
<i>Scapania apiculata</i> Spruce	VU	D2					letzter Fund 1977
<i>Scapania aspera</i> M. & H. Bernet	LC						
<i>Scapania calcicola</i> (H. Arnell & J. Persson) Ingh.	VU	D2					
<i>Scapania compacta</i> (A. Roth) Dum.	VU	D2					letzter Fund 1969
<i>Scapania crassiretis</i> Bryhn	VU	D2					
<i>Scapania curta</i> (Mart.) Dum.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					
<i>Scapania cuspiduligera</i> (Nees) K. Müll.	LC						
<i>Scapania degenii</i> K. Müll.	DD				R		Vorkommen in der Schweiz unsicher, einziger Fund nicht sicher bestimmbar
<i>Scapania gymnostomophila</i> Kaal.	CR	B2ab(iv)					möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1924
<i>Scapania helvetica</i> Gott.	VU	D2	§ ^{REG}				
<i>Scapania hyperborea</i> Jørg.	VU	D2					einzigster Fund 1992
<i>Scapania irrigua</i> (Nees) Nees	NE						
<i>Scapania irrigua</i> (Nees) Nees subsp. <i>irrigua</i>	LC						
<i>Scapania massalongi</i> (K. Müll.) K. Müll.	VU	D2	§ ^{REG}	BC	E		möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1909, Nachsuche aller Populationen erfolglos

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
Scapania mucronata Buch	NT	D2		
Scapania nemorea (L.) Grolle	LC			im östlichen Mittelland und Jura gefährdet
Scapania paludicola Loeske & K. Müll.	LC			
Scapania paludosa (K. Müll.) K. Müll.	LC			
Scapania praetervisa Meyl.	VU	D2		
Scapania scandica (H. Arnell & Buch) Macv.	LC			
Scapania scapanioides (Mass.) Grolle	VU	D2	§ ^{REG}	
Scapania subalpina (Lindenb.) Dum.	LC			
Scapania uliginosa (Lindenb.) Dum.	LC			
Scapania umbrosa (Schrad.) Dum.	LC			
Scapania undulata (L.) Dum.	LC			
Scapania verrucosa Heeg	VU	D2		R
Sphaerocarpos texanus Aust.	EN	D2		Neufund 2002 (Umgebung von Basel), Upgrading vorgenommen
Targionia hypophylla L.	VU	D2		abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
Trichocolea tomentella (Ehrh.) Dum.	LC			
Tritomaria exsecta (Schrad.) Loeske	LC			
Tritomaria exsectiformis (Breidl.) Loeske	NT	A2b		
Tritomaria polita (Nees) Jørg.	LC			
Tritomaria quinquedentata (Huds.) Buch	LC			
Tritomaria scitula (Tayl.) Jørg.	LC			

Laubmoose – Musci

Acaulon muticum (Hedw.) C. Müll.	CR	A2b; B2ab(ii,iii,iv)		starker Rückgang durch intensivierete Landwirtschaft
Acaulon triquetrum (Spruce) C. Müll.	VU	D2		abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
Aloina aloides (K. F. Schultz) Kindb.	CR	B2ab(iv)		abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
Aloina brevirostris (Hook. & Grev.) Kindb.	VU	D2		
Aloina rigida (Hedw.) Limpr.	NT	D2		
Amblyodon dealbatus (Hedw.) P. Beauv.	VU	A2b		im Jura stärker gefährdet, letzter Fund dort 1903
Amblystegium compactum (C. Müll.) Aust.	VU	D2		möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1921
Amblystegium confervoides (Brid.) Schimp.	LC			
Amblystegium fluviatile (Hedw.) Schimp.	VU	D2		abhängig vom Gewässerschutz
Amblystegium humile (P. Beauv.) Crundw.	VU	D2		
Amblystegium jungermannioides (Brid.) A. J. E. Smith	LC			
Amblystegium riparium (Hedw.) Schimp.	LC			
Amblystegium saxatile Schimp.	VU	D2		R
Amblystegium serpens (Hedw.) Schimp.	NE			
Amblystegium serpens (Hedw.) Schimp. subsp. juratzkanum (Schimp.) Ren. & Card.	LC			
Amblystegium serpens (Hedw.) Schimp. subsp. serpens	LC			
Amblystegium subtile (Hedw.) Schimp.	LC			
Amblystegium tenax (Hedw.) C. Jens.	LC			
Amblystegium varium (Hedw.) Lindb.	LC			

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
<i>Amphidium lapponicum</i> (Hedw.) Schimp.	LC						
<i>Amphidium mougeotii</i> (B. & S.) Schimp.	LC						
<i>Anacamptodon splachnoides</i> (Brid.) Brid.	RE				E		letzter Fund im 19. Jh., Nachsuche der meisten Populationen erfolglos
<i>Andreaea crassinervia</i> Bruch	VU	D2			R		
<i>Andreaea frigida</i> Hüb.	VU	D2			R		
<i>Andreaea heinemannii</i> Hampe & C. Müll.	VU	D2	§ ^{REG}		R		
<i>Andreaea nivalis</i> Hook.	NT	D2					
<i>Andreaea rothii</i> Web. & Mohr	NE						
<i>Andreaea rothii</i> Web. & Mohr subsp. <i>falcata</i> (Schimp.) Lindb.	VU	D2	§ ^{REG}				
<i>Andreaea rothii</i> Web. & Mohr subsp. <i>rothii</i>	VU	D2	§ ^{REG}				Rückgang unklar
<i>Andreaea rupestris</i> Hedw.	NE						
<i>Andreaea rupestris</i> Hedw. subsp. <i>alpestris</i> (Thed.) C. Jens.	LC						
<i>Andreaea rupestris</i> Hedw. subsp. <i>rupestris</i>	LC						
<i>Anoetangium aestivum</i> (Hedw.) Mitt.	LC						
<i>Anoetangium hornschuchianum</i> (Hook.) ex Hornsch.	EN	A2b			V		
<i>Anomobryum julaceum</i> (Gaertn., Meyer & Scherb.) Schimp.	NT	D2					
<i>Anomodon attenuatus</i> (Hedw.) Hüb.	LC						
<i>Anomodon longifolius</i> (Brid.) Hartm.	LC						
<i>Anomodon rostratus</i> (Hedw.) Schimp.	VU	D2			R		nur aus dem Tessin bekannt
<i>Anomodon rugelii</i> (C. Müll.) Keissl.	LC						
<i>Anomodon viticulosus</i> (Hedw.) Hook. & Tayl.	LC						
<i>Antitrichia curtipendula</i> (Hedw.) Brid.	NE						
<i>Antitrichia curtipendula</i> (Hedw.) Brid. subsp. <i>curtipendula</i>	LC						
<i>Aongstroemia longipes</i> (Somm.) B., S. & G.	VU	D2					
<i>Archidium alternifolium</i> (Hedw.) Schimp.	CR	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					nur noch aus d. Tessin bekannt, auf d. Alpennordseite letzter Fund 1905
<i>Arctoa fulvella</i> (Dicks.) B., S. & G.	VU	D2					
<i>Atrichum angustatum</i> (Brid.) B., S. & G.	LC						nur von der Alpensüdseite bekannt
<i>Atrichum tenellum</i> (Röhl.) B., S. & G.	LC						
<i>Atrichum undulatum</i> (Hedw.) P. Beauv.	LC						
<i>Aulacomnium androgynum</i> (Hedw.) Schwaegr.	VU	D2					
<i>Aulacomnium palustre</i> (Hedw.) Schwaegr.	LC						
<i>Barbula acuta</i> (Brid.) Brid.	NE						
<i>Barbula acuta</i> (Brid.) Brid. subsp. <i>acuta</i>	LC						
<i>Barbula acuta</i> (Brid.) Brid. subsp. <i>icmadophila</i> (C. Müll.) Podp.	VU	D2					
<i>Barbula asperifolia</i> Mitt.	VU	D2	§ ^{CH}		R		Berggipfelmoos, wohl untersammelt
<i>Barbula bicolor</i> (B., S. & G.) Lindb.	VU	D2			V		
<i>Barbula convoluta</i> Hedw.	LC						
<i>Barbula cordata</i> (Jur.) Braithw.	NE						
<i>Barbula cordata</i> (Jur.) Braithw. subsp. <i>cordata</i>	VU	D2					
<i>Barbula crocea</i> (Brid.) Web. & Mohr	LC						
<i>Barbula ehrenbergii</i> (Lor.) Fleisch.	VU	D2					möglicherweise ausgestorben, einziger Fund 1921, Suche erfolglos
<i>Barbula enderesii</i> Garov.	VU	D2			V		letzter Fund 1981
<i>Barbula fallax</i> Hedw.	LC						

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
<i>Barbula gigantea</i> Funck		LC		
<i>Barbula hornschuchiana</i> K. F. Schultz		LC		
<i>Barbula johansenii</i> Williams		VU D2		
<i>Barbula lurida</i> (Hornsch.) Lindb.		NE		
<i>Barbula lurida</i> (Hornsch.) Lindb. subsp. <i>lurida</i>		LC		
<i>Barbula reflexa</i> (Brid.) Brid.		LC		
<i>Barbula revoluta</i> Brid.	CR	B2ab(ii,iv)		abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Barbula rigidula</i> (Hedw.) Mitt.		NE		
<i>Barbula rigidula</i> (Hedw.) Mitt. subsp. <i>andreaeoides</i> (Limpr.) Culm.		VU D2		
<i>Barbula rigidula</i> (Hedw.) Mitt. subsp. <i>glauca</i> (Ryan) Podp.		VU D2		V
<i>Barbula rigidula</i> (Hedw.) Mitt. subsp. <i>rigidula</i>		LC		
<i>Barbula rigidula</i> (Hedw.) Mitt. subsp. <i>verbana</i> (Nich. et Dix.) Podp.		VU D2	§ ^{REG}	nur aus dem Tessin bekannt
<i>Barbula sinuosa</i> (Mitt.) Garov.		VU D2		
<i>Barbula spadicea</i> (Mitt.) Braithw.		LC		
<i>Barbula tophacea</i> (Brid.) Mitt.		NT D2		
<i>Barbula unguiculata</i> Hedw.		LC		
<i>Barbula vinealis</i> Brid.		NE		
<i>Barbula vinealis</i> Brid. subsp. <i>cylindrica</i> (Tayl.) Bouv.		VU D2		
<i>Barbula vinealis</i> Brid. subsp. <i>vinealis</i>	CR	B2ab(iv)		abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Bartramia halleriana</i> Hedw.		LC		
<i>Bartramia ithyphylla</i> Brid.		LC		
<i>Bartramia pomiformis</i> Hedw.		LC		
<i>Bartramia subulata</i> B. & S.		VU D2		V
<i>Blindia acuta</i> (Hedw.) B., S. & G.		LC		
<i>Blindia caespiticia</i> (Web. & Mohr) C. Müll.		VU D2		
<i>Brachydontium trichodes</i> (Web.) Milde	CR	B2ab(iv)		R
<i>Brachythecium albicans</i> (Hedw.) Schimp.		LC		
<i>Brachythecium campestre</i> (C. Müll.) Schimp.		VU D2		
<i>Brachythecium erythrorrhizon</i> Schimp.	NT	D2		bisher nur im westlichen Teil der Schweiz gefunden
<i>Brachythecium fendleri</i> (Sull.) Jaeg.		LC		
<i>Brachythecium geheebii</i> Milde	CR	B2ab(iv)		R
<i>Brachythecium glaciale</i> Schimp.		LC		
<i>Brachythecium glareosum</i> (Spruce) Schimp.		LC		
<i>Brachythecium latifolium</i> Kindb.		VU D2		
<i>Brachythecium mildeanum</i> (Schimp.) Milde		LC		
<i>Brachythecium oxycladum</i> (Brid.) Jaeg.		LC		R
<i>Brachythecium plumosum</i> (Hedw.) Schimp.		LC		
<i>Brachythecium populeum</i> (Hedw.) Schimp.		LC		
<i>Brachythecium reflexum</i> (Starke) Schimp.		LC		
<i>Brachythecium rivulare</i> Schimp.		LC		
<i>Brachythecium rutabulum</i> (Hedw.) Schimp.		LC		
<i>Brachythecium salebrosum</i> (Web. & Mohr) Schimp.		NE		
<i>Brachythecium salebrosum</i> (Web. & Mohr) Schimp. subsp. <i>rotaeianum</i> (De Not.) Amann	DD			Status unklar, da eventuell nicht richtig erkannt

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
Brachythecium salebrosum (Web. & Mohr) Schimp. subsp. salebrosum	LC			
Brachythecium starkei (Brid.) Schimp.	NE			
Brachythecium starkei (Brid.) Schimp. subsp. curtum (Lindb.) Amann	DD			genaue Verbreitung nicht bekannt, da wohl übersehen
Brachythecium starkei (Brid.) Schimp. subsp. starkei	LC			
Brachythecium trachypodium (Brid.) Schimp.	VU	D2		
Brachythecium turgidum (Hartm.) Kindb.	LC			
Brachythecium velutinum (Hedw.) Schimp.	LC			
Braunia alopecura (Brid.) Limpr.	VU	D2	R	kommt nur in der Südschweiz vor
Breutelia chrysocoma (Hedw.) Lindb.	LC			nur in der Innerschweiz und im Tessin
Brotherella lorentziana (Mol.) Loeske	VU	D2	R	erst seit 1951 bekannt, beschränktes Verbreitungsgebiet zwischen Obwal- den und Linthebene.
Bryoerythrophyllum ferruginascens (Stirt.) Giac.	LC			
Bryoerythrophyllum recurvirostre (Hedw.) Chen	NE			
Bryoerythrophyllum recurvirostre (Hedw.) Chen subsp. alpigenum (Vent.) Giac.	VU	D2	R	
Bryoerythrophyllum recurvirostre (Hedw.) Chen subsp. recurvirostre	LC			
Bryoerythrophyllum rubrum (Geh.) Chen	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)		nur aus der Westschweiz bekannt
Bryum algovicum C. Müll.	VU	D2		
Bryum alpinum With.	NT	D2		
Bryum archangelicum B., S. & G.	VU	D2		letzter Fund 1977
Bryum arcticum (R. Br.) B., S. & G.	VU	D2		
Bryum arcticum (R. Br.) B., S. & G. subsp. arcticum	DD			Taxonomie unklar
Bryum arcticum (R. Br.) B., S. & G. subsp. arcuatum (Limpr.) Amann	DD			Taxonomie unklar
Bryum arcticum (R. Br.) B., S. & G. subsp. helveticum (Philib.) Amann	DD			Taxonomie unklar
Bryum arcticum (R. Br.) B., S. & G. subsp. inflatum (Philib.) Amann	DD			Taxonomie unklar
Bryum argenteum Hedw.	NE			
Bryum argenteum Hedw. subsp. argenteum	LC			
Bryum argenteum Hedw. subsp. veronense (De Not.) Amann	VU	D2	§ ^{REG}	
Bryum bicolor Dicks.	NE			
Bryum bicolor Dicks. subsp. bicolor	LC			
Bryum bicolor Dicks. subsp. dixonii (Nich.) Podp.	DD			Vorkommen in der Schweiz unsicher
Bryum blindii B., S. & G.	VU	D2	R	
Bryum caespiticium Hedw.	LC			Unterarten möglicherweise gefährdet
Bryum caespiticium Hedw. subsp. badium (Brid.) Lindb.	DD			Taxonomie unklar
Bryum caespiticium Hedw. subsp. caespiticium	DD			Taxonomie unklar
Bryum caespiticium Hedw. subsp. comense (Schimp.) Amann	DD			Taxonomie unklar
Bryum caespiticium Hedw. subsp. culmannii (Limpr.) Giac.	DD			Taxonomie unklar
Bryum caespiticium Hedw. subsp. kunzei (Hoppe & Hornsch.) Podp.	DD			Taxonomie unklar
Bryum caespiticium Hedw. subsp. pseudokunzei (Limpr.) Lindb.	DD			Taxonomie unklar

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
Bryum caespiticium Hedw. subsp. ruebelianum Podp.	DD			Taxonomie unklar
Bryum capillare Hedw.	LC			
Bryum colombii Meyl.	DD			Taxonomie unklar
Bryum creberrimum Tayl.	NT	D2		
Bryum donianum Grev.	DD			Verbreitung und taxonomischer Status zu wenig bekannt
Bryum dunense Smith & Whitehouse	DD			Vorkommen in der Schweiz unsicher
Bryum elegans Brid.	LC			
Bryum funckii Schwaegr.	VU	D2		
Bryum gemmiferum R. Wilczek & Demaret	VU	D2		einzigster Fund 2003
Bryum gemmiparum De Not.	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)		
Bryum imbricatum (Schwaegr.) B. & S.	LC			
Bryum intermedium (Brid.) Bland.	VU	D2		
Bryum intermedium (Brid.) Bland. subsp. arctogaeum (Hag.) Podp.	DD			Taxonomie unklar
Bryum intermedium (Brid.) Bland. subsp. engelbergense (Gret. & Meyl.) Podp.	DD			Taxonomie unklar
Bryum intermedium (Brid.) Bland. subsp. intermedium	DD			Taxonomie unklar
Bryum intermedium (Brid.) Bland. subsp. microstegium (B., S. & G.) Podp.	DD			Taxonomie unklar
Bryum klinggraeffii Schimp.	LC			
Bryum knowltonii Barnes	VU	D2		möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1921
Bryum mesodon Amann	DD			heutige Verbreitung nicht bekannt
Bryum mildeanum Jur.	CR	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)		letzter Fund 1979
Bryum muehlenbeckii B., S. & G.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)		
Bryum neodamense C. Müll.	CR	B2ab(iv)	V	
Bryum neodamense C. Müll. subsp. neodamense	DD			
Bryum neodamense C. Müll. subsp. ovatum (J. Lange & C. Jens.) Kindb.	DD			
Bryum pallens Sw.	LC			
Bryum pallescens Schwaegr.	LC			Unterarten möglicherweise gefährdet
Bryum pallescens Schwaegr. subsp. pallescens	DD			Taxonomie unklar
Bryum pallescens Schwaegr. subsp. subrotundum (Brid.) Amann	DD			Taxonomie unklar
Bryum pseudotriquetrum (Hedw.) Gaertn., Meyer & Scherb.	NE			
Bryum pseudotriquetrum (Hedw.) Gaertn., Meyer & Scherb. subsp. bimum (Schreb.) Hartm.	LC			
Bryum pseudotriquetrum (Hedw.) Gaertn., Meyer & Scherb. subsp. pseudotriquetrum	LC			
Bryum radiculosum Brid.	VU	D2		
Bryum rubens Mitt.	LC			
Bryum ruderale Crundw. & Nyh.	VU	D2		erst 1963 beschrieben, frühere Verbreitung unbekannt
Bryum rutilans Brid.	VU	D2		
Bryum sauteri B., S. & G.	VU	D2		
Bryum schleicheri DC.	LC			
Bryum stirtonii Schimp.	VU	D2	K	
Bryum subapiculatum Hampe	NT	D2		
Bryum subelegans Kindb.	LC			

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
<i>Bryum torquescens</i> De Not.	LC						
<i>Bryum turbinatum</i> (Hedw.) Turn.	LC						
<i>Bryum uliginosum</i> (Brid.) B. & S.	NE						
<i>Bryum uliginosum</i> (Brid.) B. & S. subsp. <i>uliginosum</i>	RE						letzter Fund 1918, Nachsuche erfolglos
<i>Bryum versicolor</i> B. & S.	CR	A2b;B2ab(ii,iv)	§ ^{CH}		R		
<i>Bryum violaceum</i> Crundw. & Nyh.	LC						
<i>Bryum weigelii</i> Spreng.	LC						abhängig vom Moorschutz
<i>Buxbaumia aphylla</i> Hedw.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)					im Mittelland vermutlich ausgestorben, letzter Fund dort 1916
<i>Buxbaumia viridis</i> (Lam. & DC.) Moug. & Nestl.	NT	A2b	§ ^{REG}	BC	V		im Mittelland gefährdet
<i>Callicladium haldanianum</i> (Grev.) Crum	VU	D2					
<i>Calliergon cordifolium</i> (Hedw.) Kindb.	VU	D2					abhängig vom Moorschutz
<i>Calliergon giganteum</i> (Schimp.) Kindb.	LC						abhängig vom Moorschutz
<i>Calliergon richardsonii</i> (Mitt.) Kindb.	VU	D2					abhängig vom Moorschutz
<i>Calliergon sarmentosum</i> (Wahlenb.) Kindb.	LC						abhängig vom Moorschutz
<i>Calliergon stramineum</i> (Brid.) Kindb.	LC						abhängig vom Moorschutz
<i>Calliergon trifarium</i> (Web. & Mohr) Kindb.	NT	A2b					abhängig vom Moorschutz
<i>Calliergonella cuspidata</i> (Hedw.) Loeske	LC						
<i>Campylium calcareum</i> Crundw. & Nyh.	LC						
<i>Campylium chrysophyllum</i> (Brid.) J. Lange	LC						
<i>Campylium elodes</i> (Lindb.) Kindb.	VU	D2					abhängig vom Moorschutz
<i>Campylium halleri</i> (Hedw.) Lindb.	LC						
<i>Campylium polygamum</i> (Schimp.) J. Lange	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)					abhängig vom Moorschutz
<i>Campylium stellatum</i> (Hedw.) J. Lange & C. Jens.	NE						
<i>Campylium stellatum</i> (Hedw.) J. Lange & C. Jens. subsp. <i>protensum</i> (Brid.) C. Jens.	LC						
<i>Campylium stellatum</i> (Hedw.) J. Lange & C. Jens. subsp. <i>stellatum</i>	LC						
<i>Campylopus atrovirens</i> De Not.	NT	A2b					
<i>Campylopus atrovirens</i> De Not. subsp. <i>adustus</i> (De Not.) Kindb.	DD						
<i>Campylopus atrovirens</i> De Not. subsp. <i>atrovirens</i>	DD						
<i>Campylopus brevipilus</i> B., S. & G.	DD						Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Campylopus flexuosus</i> (Hedw.) Brid.	LC						
<i>Campylopus fragilis</i> (Brid.) B., S. & G.	LC						
<i>Campylopus introflexus</i> (Hedw.) Brid.	LC						Neophyt, in Ausbreitung begriffen
<i>Campylopus oerstedianus</i> (C. Müll.) Mitt.	VU	D2			R		
<i>Campylopus pilifer</i> Brid.	VU	D2					
<i>Campylopus pyriformis</i> (K. F. Schultz) Brid.	LC						
<i>Campylopus schwarzii</i> Schimp.	LC						
<i>Campylopus subulatus</i> Schimp.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					
<i>Campylopus subulatus</i> Schimp. subsp. <i>schimperii</i> (Milde) Dix.	DD						Taxonomie unklar
<i>Campylopus subulatus</i> Schimp. subsp. <i>subulatus</i>	DD						Taxonomie unklar
<i>Campylostelium saxicola</i> (Web. & Mohr) B., S. & G.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)			R		
<i>Catocopium nigratum</i> (Hedw.) Brid.	VU	A2b					abhängig vom Moorschutz, im Mittelland stark gefährdet
<i>Ceratodon heterophyllus</i> Kindb.	DD						Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	NE						

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid. subsp. <i>conicus</i> (C. Müll.) Dix.	VU	D2		
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid. subsp. <i>purpureus</i>	LC			
<i>Cinclidium stygium</i> Sw.	LC			abhängig vom Moorschutz
<i>Cinclidotus aquaticus</i> (Hedw.) B. & S.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)		abhängig vom Gewässerschutz
<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. & Baumg.	LC			abhängig vom Gewässerschutz
<i>Cinclidotus fontinaloides</i> (Hedw.) P. Beauv.	LC			abhängig vom Gewässerschutz
<i>Cinclidotus mucronatus</i> (Brid.) Mach.	CR	B2ab(iv)		abhängig vom Gewässerschutz
<i>Cinclidotus riparius</i> (Brid.) Arnott	LC			abhängig vom Gewässerschutz
<i>Cirriphyllum cirrosum</i> (Schwaegr.) Grout	LC			
<i>Cirriphyllum crassinervium</i> (Tayl.) Loeske & Fleisch.	LC			
<i>Cirriphyllum germanicum</i> (Grebe) Loeske & Fleisch.	VU	D2	K	
<i>Cirriphyllum piliferum</i> (Hedw.) Grout	LC			
<i>Cirriphyllum reichenbachianum</i> (Hüb.) Wijk & Marg.	VU	D2		
<i>Cirriphyllum tommasinii</i> (Boul.) Grout	LC			
<i>Climacium dendroides</i> (Hedw.) Web. & Mohr	LC			
<i>Cnestrum alpestre</i> (Hüb.) Mog.	VU	D2		möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1906
<i>Cnestrum schisti</i> (Web. & Mohr) I. Hag.	VU	D2		
<i>Conostomum tetragonum</i> (Hedw.) Lindb.	NT	A2b		
<i>Coscinodon cribrosus</i> (Hedw.) Spruce	LC			
<i>Cratoneuron commutatum</i> (Hedw.) G. Roth	LC			
<i>Cratoneuron decipiens</i> (De Not.) Loeske	LC			
<i>Cratoneuron falcatum</i> (Brid.) G. Roth	LC			
<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.) Spruce	LC			
<i>Crossidium aberrans</i> Holz. & Bartr.	VU	D2		nur aus dem Wallis bekannt, Erstfund 1990
<i>Crossidium squamiferum</i> (Viv.) Jur.	VU	A2b; D2		
<i>Cryphaea heteromalla</i> (Hedw.) Mohr	VU	D2		
<i>Cryphaea lamyana</i> (Mont.) C. Müll.	DD		V	Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Ctenidium molluscum</i> (Hedw.) Mitt.	LC			
<i>Ctenidium procerrimum</i> (Mol.) Lindb.	EN	A2b		
<i>Cynodontium bruntonii</i> (Sm.) B., S. & G.	NE			
<i>Cynodontium bruntonii</i> (Sm.) B., S. & G. subsp. <i>bruntonii</i>	VU	D2		
<i>Cynodontium fallax</i> Limpr.	NT	D2		
<i>Cynodontium gracilescens</i> (Web. & Mohr) Schimp.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)		
<i>Cynodontium polycarpon</i> (Hedw.) Schimp.	NE			
<i>Cynodontium polycarpon</i> (Hedw.) Schimp. subsp. <i>polycarpon</i>	LC			
<i>Cynodontium polycarpon</i> (Hedw.) Schimp. subsp. <i>strumiferum</i> (Hedw.) Dix.	LC			
<i>Cynodontium tenellum</i> (B., S. & G.) Limpr.	VU	D2		
<i>Cyrtomnium hymenophylloides</i> (Hüb.) T. Kop.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)		
<i>Desmatodon cernuus</i> (Hüb.) B. & S.	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)	V	
<i>Desmatodon latifolius</i> (Hedw.) Brid.	LC			
<i>Desmatodon laureri</i> (Schultz) B. & S.	RE		V	letzter Fund 1858, Nachsuche aller Populationen erfolglos

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
<i>Desmatodon leucostomus</i> (R. Br.) Berggr.	NT	D2					
<i>Desmatodon systylius</i> Schimp.	CR	A2b; B2ab(iv)			V		
<i>Desmatodon wilczekii</i> Meyl.	DD						Taxonomie unklar
<i>Dichelyma falcatum</i> (Hedw.) Myr.	VU	D2					einzigster Fund 1997
<i>Dichodontium pellucidum</i> (Hedw.) Schimp.	LC						
<i>Dicranella cerviculata</i> (Hedw.) Schimp.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					
<i>Dicranella crispa</i> (Hedw.) Schimp.	DD						Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Dicranella grevilleana</i> (Brid.) Schimp.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					
<i>Dicranella heteromalla</i> (Hedw.) Schimp.	LC						
<i>Dicranella howei</i> Ren. & Card.	VU	D2					Erstfund 1993
<i>Dicranella palustris</i> (Dicks.) E. Warb.	LC						
<i>Dicranella rufescens</i> (With.) Schimp.	VU	A2b					
<i>Dicranella schreberiana</i> (Hedw.) Crum & Anders.	LC						
<i>Dicranella staphylina</i> Whitehouse	LC						
<i>Dicranella subulata</i> (Hedw.) Schimp.	LC						
<i>Dicranella varia</i> (Hedw.) Schimp.	LC						
<i>Dicranodontium asperulum</i> (Mitt.) Broth.	CR	B2ab(iv)			K		
<i>Dicranodontium denudatum</i> (Brid.) Britt.	LC						
<i>Dicranodontium uncinatum</i> (Harv.) Jaeg.	CR	A2b; B2ab(iv)					
<i>Dicranoweisia cirrata</i> (Hedw.) Milde	LC						
<i>Dicranoweisia crispula</i> (Hedw.) Milde	LC						
<i>Dicranum acutifolium</i> (Lindb. & Arnell) C. E. O. Jensen	DD						wird erst seit kurzem unterschieden, bisher 2 Funde
<i>Dicranum bergeri</i> Hoppe	NT						abhängig vom Moorschutz
<i>Dicranum bonjeanii</i> De Not.	LC						
<i>Dicranum brevifolium</i> (Lindb.) Lindb.	DD						erst seit kurzem unterschiedene Art
<i>Dicranum dispersum</i> Engelmark	DD						wurde erst 1999 beschrieben, bisher ein Fund
<i>Dicranum elongatum</i> Schwaegr.	LC						Unterarten möglicherweise stärker gefährdet
<i>Dicranum flagellare</i> Hedw.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)					
<i>Dicranum fulvum</i> Hook.	LC						
<i>Dicranum fuscescens</i> Sm.	LC						Unterarten möglicherweise stärker gefährdet
<i>Dicranum fuscescens</i> Sm. subsp. <i>congestum</i> (Brid.) Kindb.	DD						
<i>Dicranum fuscescens</i> Sm. subsp. <i>fuscescens</i>	DD						
<i>Dicranum groenlandicum</i> Brid.	DD						Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Dicranum majus</i> Sm.	LC						
<i>Dicranum montanum</i> Hedw.	LC						
<i>Dicranum muehlenbeckii</i> B., S. & G.	DD						wurde kürzlich in mehrere Arten aufgeteilt
<i>Dicranum polysetum</i> Sw.	LC						
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.	LC						
<i>Dicranum spadiceum</i> J. E. Zetterst.	DD						wird erst seit kurzem unterschieden, scheint jedoch nicht selten
<i>Dicranum spurium</i> Hedw.	VU	D2					
<i>Dicranum tauricum</i> Sap.	LC						
<i>Dicranum viride</i> (Sull. & Lesq.) Lindb.	LC				§ ^{REG}	BC V	
<i>Diphyscium foliosum</i> (Hedw.) Mohr	LC						
<i>Distichium capillaceum</i> (Hedw.) B., S. & G.	LC						

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
<i>Distichium inclinatum</i> (Hedw.) B., S. & G.	LC						
<i>Distichophyllum carinatum</i> Dix. & Nich.	RE		§ ^{REG}	BC	E	EN	einzigster Fund 1979, mehrfache Nachsuche erfolglos
<i>Ditrichum flexicaule</i> (Schwaegr.) Hampe	LC						
<i>Ditrichum heteromallum</i> (Hedw.) Britt.	LC						
<i>Ditrichum lineare</i> (Sw.) Lindb.	VU	D2					
<i>Ditrichum pallidum</i> (Hedw.) Hampe	EN	A2b ; B1ab(iv)+2ab(iv)					
<i>Ditrichum pusillum</i> (Hedw.) Hampe	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					
<i>Ditrichum zonatum</i> (Brid.) Braithw.	NT	D2					
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.	LC						
<i>Drepanocladus cossonii</i> (Schimp.) Loeske	LC						
<i>Drepanocladus exannulatus</i> (Schimp.) Warnst.	LC						im Mittelland gefährdet
<i>Drepanocladus fluitans</i> (Hedw.) Warnst.	NT						abhängig vom Moorschutz
<i>Drepanocladus lycopodioides</i> (Brid.) Warnst.	VU	A2b					
<i>Drepanocladus pseudostramineus</i> (C. Müll.) G. Roth	VU	D2					
<i>Drepanocladus revolvens</i> (Sm.) Warnst.	LC						
<i>Drepanocladus sendtneri</i> (H. Müll.) Warnst.	CR	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1972, Nachsuche einzelner Populationen erfolglos
<i>Drepanocladus sordidus</i> (C. Müller) Hedenäs	DD						wird erst seit kurzem unterschieden, bisher nur ein Fund
<i>Drepanocladus uncinatus</i> (Hedw.) Warnst.	LC						
<i>Drepanocladus vernicosus</i> (Mitt.) Warnst.	NT		§ ^{CH}	BC			abhängig vom Moorschutz
<i>Dryptodon patens</i> (Hedw.) Brid.	LC						im Mittelland gefährdet
<i>Encalypta affinis</i> Hedw. f.	NE						
<i>Encalypta affinis</i> Hedw. f. subsp. <i>affinis</i>	CR	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					
<i>Encalypta affinis</i> Hedw. f. subsp. <i>macounii</i> (Aust.) Horton	DD						einzigster Fund 1859, Nachsuche erforderlich
<i>Encalypta alpina</i> Sm.	LC						
<i>Encalypta ciliata</i> Hedw.	LC						
<i>Encalypta longicolla</i> Bruch	CR	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)				V	
<i>Encalypta microstoma</i> Bals. & De Not.	LC					R	
<i>Encalypta raptocarpa</i> Schwaegr.	NE						
<i>Encalypta raptocarpa</i> Schwaegr. subsp. <i>raptocarpa</i>	LC						
<i>Encalypta raptocarpa</i> Schwaegr. subsp. <i>spathulata</i> (C. Müll.) Amann & Meyl.	DD						Taxonomie unklar
<i>Encalypta streptocarpa</i> Hedw.	LC						
<i>Encalypta vulgaris</i> Hedw.	LC						
<i>Entodon cladorrhizans</i> (Hedw.) C. Müll.	NE						
<i>Entodon cladorrhizans</i> (Hedw.) C. Müll. subsp. <i>cladorrhizans</i>	RE					V	letzter Fund 1916, wiederholte Nachsuche erfolglos
<i>Entodon cladorrhizans</i> (Hedw.) C. Müll. subsp. <i>schleicheri</i> (Schimp.) Giac.	VU	A2b; D2				V	
<i>Entodon concinnus</i> (De Not.) Par.	LC						
<i>Ephemerum cohaerens</i> (Hedw.) Hampe	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)				E	
<i>Ephemerum minutissimum</i> Lindb.	LC						abhängig von ökologischen Ausgleichsmassnahmen
<i>Ephemerum recurvifolium</i> (Dicks.) Boul.	CR	B2ab(iv)				R	abhängig vom Schutz der Trockenwiesen
<i>Ephemerum serratum</i> (Hedw.) Hampe	VU	D2					abhängig von ökologischen Ausgleichsmassnahmen

Name	Kat. Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
<i>Epipterygium tozeri</i> (Grev.) Lindb.	VU D2		
<i>Eucladium verticillatum</i> (Brid.) B., S. & G.	NE		
<i>Eucladium verticillatum</i> (Brid.) B., S. & G. subsp. <i>styriacum</i> (Glow.) Amann	DD		Taxonomie unklar
<i>Eucladium verticillatum</i> (Brid.) B., S. & G. subsp. <i>verticillatum</i>	LC		
<i>Eurhynchium hians</i> (Hedw.) Sande Lac.	LC		
<i>Eurhynchium praelongum</i> (Hedw.) Schimp.	LC		
<i>Eurhynchium pulchellum</i> (Hedw.) Jenn.	LC		
<i>Eurhynchium pumilum</i> (Wils.) Schimp.	VU D2		
<i>Eurhynchium schleicheri</i> (Hedw. f.) Jur.	LC		
<i>Eurhynchium speciosum</i> (Brid.) Jur.	LC		abhängig vom Moorschutz
<i>Eurhynchium striatulum</i> (Spruce) Schimp.	LC		
<i>Eurhynchium striatum</i> (Hedw.) Schimp.	NE		
<i>Eurhynchium striatum</i> (Hedw.) Schimp. subsp. <i>striatum</i>	LC		
<i>Eurhynchium striatum</i> (Hedw.) Schimp. subsp. <i>zetterstedtii</i> (Størm.) Podp.	LC		
<i>Fabronia ciliaris</i> (Brid.) Brid.	VU D2		kommt nur in der Südschweiz vor
<i>Fabronia pusilla</i> Raddi	VU D2		kommt nur in der Südschweiz vor
<i>Fissidens adianthoides</i> Hedw.	LC		
<i>Fissidens bryoides</i> Hedw.	NE		
<i>Fissidens bryoides</i> Hedw. subsp. <i>bryoides</i>	LC		
<i>Fissidens bryoides</i> Hedw. subsp. <i>curnovii</i> (Mitt.) Dix.	EN D2		möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1915, Upgrading vorgenommen
<i>Fissidens celticus</i> J.A. Paton	VU D2		
<i>Fissidens crassipes</i> B., S. & G.	LC		abhängig vom Gewässerschutz
<i>Fissidens dubius</i> P. Beauv.	LC		
<i>Fissidens exilis</i> Hedw.	NT D2		
<i>Fissidens grandifrons</i> Brid.	EN A2b	R	
<i>Fissidens osmundoides</i> Hedw.	LC		
<i>Fissidens rivularis</i> (Spruce) B., S. & G.	VU D2		
<i>Fissidens rufulus</i> B., S. & G.	EN A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)		
<i>Fissidens taxifolius</i> Hedw.	NE		
<i>Fissidens taxifolius</i> Hedw. subsp. <i>taxifolius</i>	LC		
<i>Fissidens viridulus</i> (Sw.) Wahlenb.	DD		Taxonomie unklar
<i>Fissidens viridulus</i> (Sw.) Wahlenb. subsp. <i>incurvus</i> (Röhl.) Waldh.	DD		Taxonomie unklar
<i>Fissidens viridulus</i> (Sw.) Wahlenb. subsp. <i>minutulus</i> (Sull.) Kindb.	DD		Taxonomie unklar
<i>Fissidens viridulus</i> (Sw.) Wahlenb. subsp. <i>pusillus</i> (Wils.) Kindb.	DD		Taxonomie unklar
<i>Fissidens viridulus</i> (Sw.) Wahlenb. subsp. <i>viridulus</i>	DD		Taxonomie unklar
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	LC		Unterarten möglicherweise stärker gefährdet
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw. subsp. <i>antipyretica</i>	DD		Taxonomie unklar
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw. subsp. <i>gigantea</i> (Sull.) Kindb.	DD		Taxonomie unklar
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw. subsp. <i>gracilis</i> (Lindb.) Kindb.	DD		Taxonomie unklar
<i>Fontinalis hypnoides</i> Hartm.	VU D2		

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
Fontinalis squamosa Hedw.	VU	D2		möglicherweise ausgestorben, letzter Fund um 1900
Funaria attenuata (Dicks.) Lindb.	EN	D2		letzter Fund 1911, Upgrading vorgenommen
Funaria fascicularis (Hedw.) Lindb.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)		abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
Funaria hygrometrica Hedw.	LC			
Funaria microstoma Schimp.	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)	K	möglicherweise ausgestorben, letzter Fund erste Hälfte des 20 Jh.
Funaria muhlenbergii Turn.	CR	B2ab(iv)		rezente Vorkommen nur noch im Wallis, abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
Funaria obtusa (Hedw.) Lindb.	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)		möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1934
Funaria pulchella Philib.	CR	B2ab(i,iv)		abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
Grimmia affinis Hornsch.	LC			
Grimmia anodon B., S. & G.	LC			
Grimmia anomala Schimp.	NT	D2		
Grimmia apiculata Hornsch.	VU	D2	K	
Grimmia atrata Hoppe & Hornsch.	VU	D2	R	letzter Fund 1970
Grimmia caespiticia (Brid.) Jur.	LC		R	
Grimmia crinita Brid.	EN	A2b		
Grimmia decipiens (K. F. Schultz) Lindb.	VU	D2		
Grimmia dissimulata E. Maier	DD			erst 2002 beschrieben
Grimmia donniana Sm.	LC			
Grimmia elatior Bals. & De Not.	LC			
Grimmia elongata Kaulf.	VU	D2		
Grimmia funalis (Schwaegr.) B., S. & G.	LC			
Grimmia hartmanii Schimp.	LC			
Grimmia incurva Schwaegr.	LC			
Grimmia laevigata (Brid.) Brid.	LC			
Grimmia lisae De Not.	DD			erst seit kurzem als Art akzeptiert, einziger Fund 1998
Grimmia montana B., S. & G.	LC			
Grimmia muehlenbeckii Schimp.	LC			
Grimmia orbicularis Wils.	LC			
Grimmia ovalis (Hedw.) Lindb.	NE			
Grimmia ovalis (Hedw.) Lindb. subsp. ovalis	LC			
Grimmia pulvinata (Hedw.) Sm.	LC			
Grimmia sessitana De Not.	LC		R	
Grimmia sudetica Schwaegr.	LC			
Grimmia teretinervis Limpr.	VU	D2	V	
Grimmia tergestina B., S. & G.	LC			
Grimmia torquata Grev.	NT	D2		
Grimmia trichophylla Grev.	NT	D2		
Grimmia unicolor Hook.	NT	D2		
Gymnostomum aeruginosum Sm.	LC			
Gymnostomum calcareum Nees, Hornsch. & Sturm	LC			
Gymnostomum viridulum Brid.	VU	D2		
Gyroweisia tenuis (Hedw.) Schimp.	LC			

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
Habrodon perpusillus (De Not.) Lindb.	VU	D2		nur aus dem Tessin bekannt
Haplohymenium triste (Ces.) Kindb.	VU	D2	V	nur aus dem Tessin bekannt
Hedwigia ciliata (Hedw.) P. Beauv.	LC			
Hedwigia stellata Hedenäs	VU	D2		erst 1994 beschrieben, ältere Belege von H. ciliata z. T. überprüft
Herzogiella seligeri (Brid.) Iwats.	LC			
Herzogiella striatella (Brid.) Iwats.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)		
Heterocladium dimorphum (Brid.) Schimp.	LC			
Heterocladium heteropterum Schimp.	NE			
Heterocladium heteropterum Schimp. subsp. heteropterum	LC			nur in der Südschweiz
Homalia besseri Lobar.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)		
Homalia trichomanoides (Hedw.) Schimp.	LC			
Homalothecium lutescens (Hedw.) Robins.	LC			
Homalothecium philippeanum (Spruce) Schimp.	LC			
Homalothecium sericeum (Hedw.) Schimp.	LC			
Homomallium incurvatum (Brid.) Loeske	LC			
Hookeria lucens (Hedw.) J.E. Sm.	LC			
Hydrogrimmia mollis (B., S. & G.) Loeske	LC			
Hygrohypnum alpestre (Hedw.) Loeske	VU	D2		möglicherweise ausgestorben, einziger Fund 1928
Hygrohypnum alpinum (Lindb.) Loeske	EN	A2b		
Hygrohypnum cochlearifolium (Vent.) Broth.	CR	B2ab(iv)		möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1932, Nachsuche einzelner Populationen erfolglos
Hygrohypnum duriusculum (De Not.) Jamieson	NT	D2		
Hygrohypnum eugyrium (Schimp.) Broth.	VU	D2		
Hygrohypnum luridum (Hedw.) Jenn.	LC			
Hygrohypnum molle (Hedw.) Loeske	VU	D2		
Hygrohypnum norvegicum (Schimp.) Amann & Meyl.	VU	D2		möglicherweise ausgestorben, einziger Fund 1929, Nachsuche erfolglos
Hygrohypnum ochraceum (Wils.) Loeske	VU	D2		
Hygrohypnum polare (Lindb.) Loeske	VU	D2		einziger Fund 1995
Hygrohypnum smithii (Sw.) Broth.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)		
Hygrohypnum styriacum (Limpr.) Broth.	VU	D2	R	möglicherweise ausgestorben, einziger Fund 1880
Hylocomium brevirostre (Brid.) Schimp.	LC			
Hylocomium pyrenaicum (Spruce) Lindb.	LC			
Hylocomium splendens (Hedw.) Schimp.	LC			
Hylocomium umbratum (Hedw.) Schimp.	LC			
Hymenostylium recurvirostre (Hedw.) Dix.	LC			
Hyophila involuta (Hook.) Jaeg.	VU	A2b; D2		
Hypnum bambergeri Schimp.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)		
Hypnum callichroum Brid.	LC			
Hypnum cupressiforme Hedw.	NE			
Hypnum cupressiforme Hedw. subsp. cupressiforme	LC			
Hypnum cupressiforme Hedw. subsp. imponens (Hedw.) Boul.	VU	D2		
Hypnum cupressiforme Hedw. subsp. lacunosum (Brid.) Bertsch	LC			

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
Hypnum cupressiforme Hedw. subsp. mamillatum (Brid.) Nyl. & Sael.	LC						
Hypnum cupressiforme Hedw. subsp. resupinatum (Tayl.) Hartm.	LC						
Hypnum cupressiforme Hedw. subsp. ericetorum (Schwaegr.) Giac.	VU	D2					
Hypnum fertile Sendtn.	VU	D2					
Hypnum hamulosum Schimp.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					
Hypnum lindbergii Mitt.	LC						abhängig vom Moorschutz
Hypnum pallescens (Hedw.) P. Beauv.	LC						
Hypnum pratense (Rabenh.) Hartm.	LC						abhängig vom Moorschutz
Hypnum recurvatum (Lindb. & H. Arnell) Kindb.	LC						
Hypnum revolutum (Mitt.) Lindb.	LC						
Hypnum sauteri Schimp.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)	§ ^{REG}			R	
Hypnum vaucheri Lesq.	LC						
Isopterygium elegans (Brid.) Lindb.	LC						
Isopterygium muellerianum (Schimp.) Jaeg.	LC						
Isopterygium pulchellum (Hedw.) Jaeg.	LC						
Isothecium alopecuroides (Dubois) Isov.	LC						
Isothecium myosuroides Brid.	NT	D2					
Kiaeria blyttii (B., S. & G.) Broth.	LC						
Kiaeria falcata (Hedw.) I. Hag.	LC						
Kiaeria starkei (Web. & Mohr) I. Hag.	LC						
Leptobryum pyriforme (Hedw.) Wils.	LC						
Leptodon smithii (Hedw.) Web. & Mohr	VU	D2					
Leptodontium flexifolium (Dicks.) Hampe	VU	D2					letzter Fund 1979
Leptodontium styriacum (Jur.) Limpr.	VU	D2				R	
Lescuraea mutabilis (Brid.) I. Hag.	LC						
Lescuraea saxicola (Schimp.) Milde	LC						
Leskea polycarpa Hedw.	LC						
Leucobryum glaucum (Hedw.) Ångstr.	LC					§ ^{CH}	
Leucobryum juniperodeum (Brid.) C. Müll.	LC					§ ^{CH}	
Leucodon sciuroides (Hedw.) Schwaegr.	LC						
Meesia longiseta Hedw.	RE		§ ^{REG}	BC		R	letzter Fund 1928, Nachsuche fast aller Populationen erfolglos
Meesia triquetra (Richt.) Ångstr.	NT	A2b					abhängig vom Moorschutz, im Mittelland gefährdet
Meesia uliginosa Hedw.	LC						im Mittelland gefährdet
Metzleria alpina Milde	RE		§ ^{REG}	BC		E	letzter Fund 1868, Nachsuche aller Populationen erfolglos
Mielichhoferia elongata (Hook.) Hornsch.	VU	D2				K	
Mielichhoferia mielichhoferiana (Funck) Loeske	VU	D2				K	
Mnium ambiguum H. Müll.	NT	D2					
Mnium hornum Hedw.	LC						
Mnium marginatum (Dicks.) P. Beauv.	LC						
Mnium spinosum (Voit) Schwaegr.	LC						
Mnium spinulosum B., S. & G.	LC						
Mnium stellare Hedw.	LC						
Mnium thomsonii Schimp.	LC						
Myurella julacea (Schwaegr.) Schimp.	LC						
Myurella tenerrima (Brid.) Lindb.	NT	D2					

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
Neckera complanata (Hedw.) Hüb.	LC						
Neckera crispa Hedw.	LC						
Neckera menziesii Hook.	CR	B2ab(i,ii,iv)					im Jura möglicherweise ausgestorben, letzter Fund dort 1939
Neckera pennata Hedw.	NE						
Neckera pennata Hedw. subsp. pennata	CR	B2ab(iv)			V		
Neckera pumila Hedw.	VU	D2					
Octodicerias fontanum (B. Pyl.) Lindb.	VU	D2					
Oligotrichum hercynicum (Hedw.) Lam. & DC.	LC						
Oncophorus virens (Hedw.) Brid.	LC						
Oncophorus wahlenbergii Brid.	VU	D2					
Oreas martiana (Hoppe & Hornsch.) Brid.	VU	D2				R	
Oreowesia torquescens (Brid.) Wijk & Marg.	VU	D2				R	
Orthothecium chryseon (Schwaegr.) Schimp.	CR	A2b; B2ab(i,ii,iv)					
Orthothecium intricatum (Hartm.) Schimp.	LC						
Orthothecium rufescens (Sm.) Schimp.	LC						
Orthothecium strictum Lor.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					
Orthotrichum affine Brid.	LC						
Orthotrichum alpestre B., S. & G.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)					
Orthotrichum anomalum Hedw.	LC						
Orthotrichum callistomum B., S. & G.	RE						letzter Fund 1907, Nachsuche aller Populationen erfolglos
Orthotrichum cupulatum Brid.	LC						
Orthotrichum diaphanum Brid.	LC						
Orthotrichum laevigatum Zett.	VU	D2					einziger Fund 1998
Orthotrichum limprichtii I. Hag.	DD				V		taxonomische Stellung unklar, heute meist in O. cupulatum eingeschlossen
Orthotrichum lyellii Hook. & Tayl.	LC						
Orthotrichum microcarpum De Not.	CR	B2ab(iv)					möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1946, Nachsuche einzelner Populationen erfolglos
Orthotrichum obtusifolium Brid.	LC						
Orthotrichum pallens Brid.	LC						
Orthotrichum patens Brid.	NT	A2b					
Orthotrichum pulchellum Brunt.	VU	D2					einziger Fund 1993 und eine nicht überprüfbare ältere Angabe
Orthotrichum pumilum Sw.	LC						
Orthotrichum rivulare Turn.	DD						Vorkommen in der Schweiz unsicher
Orthotrichum rogeri Brid.	VU	D2	§ ^{REG}	BC	V		möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1904
Orthotrichum rupestre Schwaegr.	LC						
Orthotrichum scanicum Grönv.	CR	A2b; B2ab(ii,iv)	§ ^{REG}		E		VU weltweit gefährdet
Orthotrichum speciosum Nees	LC						
Orthotrichum stellatum Brid.	CR	B2ab(iv)				R	
Orthotrichum stramineum Brid.	LC						
Orthotrichum striatum Hedw.	LC						
Orthotrichum tenellum Brid.	VU	D2					
Orthotrichum urnigerum Myr.	CR	B2ab(iv)					
Oxystegus tenuirostris (Hook. & Tayl.) A. J. E. Smith	LC						
Paludella squarrosa (Hedw.) Brid.	VU	A2b; D2					abhängig vom Moorschutz

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
Palustriella pluristratosa Stech & J.-P. Frahm	DD			Taxonomie unklar
Paraleucobryum albicans (Schwaegr.) Loeske	LC			
Paraleucobryum longifolium (Hedw.) Loeske	NE			
Paraleucobryum longifolium (Hedw.) Loeske subsp. longifolium	LC			
Paraleucobryum longifolium (Hedw.) Loeske subsp. sauteri (B., S. & G.) C. Jens.	DD		R	Taxonomie unklar
Phascum curvicolle Hedw.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)		abhängig vom Schutz der Trocken- standorte
Phascum cuspidatum Hedw.	LC			
Phascum floerkeanum Web. & Mohr	CR	B2ab(iv)	K	möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1909
Philonotis arnellii Husn.	VU	D2		
Philonotis caespitosa Jur.	VU	D2		
Philonotis calcarea (B. & S.) Schimp.	LC			
Philonotis fontana (Hedw.) Brid.	LC			
Philonotis marchica (Hedw.) Brid.	CR	B2ab(iv)		
Philonotis rigida Brid.	VU	A2b; D2		nur aus dem Tessin bekannt
Philonotis seriata Mitt.	LC			
Philonotis tomentella Mol.	LC			
Physcomitrium eurystomum Sendtn.	VU	D2		
Physcomitrium patens (Hedw.) Mitt.	VU	D2		
Physcomitrium pyriforme (Hedw.) Brid.	LC			
Physcomitrium sphaericum (Ludw.) Brid.	RE		R	letzter Fund 1866
Plagiobryum demissum (Hook.) Lindb.	CR	B2ab(iv)		
Plagiobryum zierii (Hedw.) Lindb.	NT	D2		
Plagiomnium affine (Bland.) T. Kop.	LC			
Plagiomnium cuspidatum (Hedw.) T. Kop.	LC			
Plagiomnium elatum (B. & S.) T. Kop.	LC			
Plagiomnium ellipticum (Brid.) T. Kop.	LC			
Plagiomnium medium (B. & S.) T. Kop.	NE			
Plagiomnium medium (B. & S.) T. Kop. subsp. medium	LC			
Plagiomnium rostratum (Schrad.) T. Kop.	LC			
Plagiomnium undulatum (Hedw.) T. Kop.	LC			
Plagiopus oederianus (Sw.) Crum & Anders.	LC			
Plagiothecium curvifolium Limpr.	LC			
Plagiothecium denticulatum (Hedw.) Schimp.	LC			
Plagiothecium laetum Schimp.	LC			
Plagiothecium neckeroideum Schimp.	VU	D2	R	
Plagiothecium nemorale (Mitt.) Jaeg.	LC			
Plagiothecium piliferum (Hartm.) Bruch	VU	D2		möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1911
Plagiothecium platyphyllum Mönk.	LC			
Plagiothecium roeseanum Schimp.	LC			
Plagiothecium ruthei Limpr.	VU	D2		
Plagiothecium succulentum (Wils.) Lindb.	LC			
Plagiothecium undulatum (Hedw.) Schimp.	LC			
Platygyrium repens (Brid.) Schimp.	LC			
Pleuridium acuminatum Lindb.	LC			

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
Pleuroidium palustre (B., S. & G.) B., S. & G.	VU	D2	R	möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1890
Pleuroidium subulatum (Hedw.) Rabenh.	LC			
Pleurochaete squarrosa (Brid.) Lindb.	VU	D2		abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
Pleurozium schreberi (Hedw.) Mitt.	LC			
Pogonatum aloides (Hedw.) P. Beauv.	LC			
Pogonatum nanum (Hedw.) P. Beauv.	CR	A2b; B2ab(iv)		
Pogonatum urnigerum (Hedw.) P. Beauv.	LC			
Pohlia andalusica (Höhn.) Broth.	LC			
Pohlia andrewsii Shaw	NT	D2		erst 1981 beschrieben, kein Vergleich mit früher möglich
Pohlia annotina (Hedw.) Lindb.	LC			
Pohlia bulbifera (Warnst.) Warnst.	VU	D2		
Pohlia camptotrachela (Ren. & Card.) Broth.	VU	D2		
Pohlia cruda (Hedw.) Lindb.	LC			
Pohlia drummondii (C. Müll.) Andr.	LC			
Pohlia elongata Hedw.	LC			Unterarten möglicherweise stärker gefährdet
Pohlia elongata Hedw. subsp. elongata	DD			
Pohlia elongata Hedw. subsp. polymorpha (Hoppe & Hornsch.) A. J. E. Smith	DD			
Pohlia filum (Schimp.) Mart.	LC			
Pohlia lescuriana (Sull.) Grout	VU	D2		
Pohlia longicolla (Hedw.) Lindb.	LC			
Pohlia ludwigii (Schwaegr.) Broth.	LC			
Pohlia lutescens (Limpr.) Lindb. f.	NT	D2		
Pohlia melanodon (Brid.) A.J. Shaw	NT	D2		wahrscheinlich häufiger als Funde vermuten lassen
Pohlia myldermansii Wilcz. & Demar.	VU	D2		einzigster Fund 1984
Pohlia nutans (Hedw.) Lindb.	NE			
Pohlia nutans (Hedw.) Lindb. subsp. nutans	LC			
Pohlia obtusifolia (Brid.) L. Koch	LC			
Pohlia prolifera (Bredl.) H. Arnell	NT	D2		
Pohlia sphagnicola (B., S. & G.) Broth.	VU	D2		
Pohlia vexans (Limpr.) Lindb. f.	VU	D2	R	
Pohlia wahlenbergii (Web. & Mohr) Andr.	LC			
Polytrichum alpinum Hedw.	LC			
Polytrichum commune Hedw.	NE			
Polytrichum commune Hedw. subsp. commune	LC			
Polytrichum commune Hedw. subsp. perigoniale (Michx.) Kindb.	LC			
Polytrichum formosum Hedw.	NE			
Polytrichum formosum Hedw. subsp. decipiens (Limpr.) Loeske	VU	D2		
Polytrichum formosum Hedw. subsp. formosum	LC			
Polytrichum juniperinum Hedw.	LC			
Polytrichum longisetum Brid.	NT			abhängig vom Moorschutz
Polytrichum piliferum Hedw.	NE			
Polytrichum piliferum Hedw. subsp. piliferum	LC			
Polytrichum sexangulare Brid.	LC			
Polytrichum strictum Brid.	NT			abhängig vom Moorschutz

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
<i>Pottia bryoides</i> (Dicks.) Mitt.	CR	A2b; B2ab(iv)					
<i>Pottia heimii</i> (Hedw.) Hampe	VU	D2					möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1920
<i>Pottia intermedia</i> (Turn.) B., S. & G.	LC						
<i>Pottia lanceolata</i> (Hedw.) C. Müll.	VU	A2b; D2					
<i>Pottia recta</i> (With.) Mitt.	DD						Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Pottia starckeana</i> (Hedw.) C. Müll.	EN	A2b					
<i>Pottia starckeana</i> (Hedw.) C. Müll. subsp. <i>minutula</i> (Schwaegr.) Chamb.	DD						
<i>Pottia starckeana</i> (Hedw.) C. Müll. subsp. <i>starckeana</i>	DD						
<i>Pottia truncata</i> (Hedw.) B. & S.	LC						
<i>Pseudephemerum nitidum</i> (Hedw.) Reim.	LC						
<i>Pseudobryum cinclidioides</i> (Hüb.) T. Kop.	VU	D2					letzter Fund 1975
<i>Pseudoleskea artariae</i> Thér.	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)	§ ^{REG}			R	weltweit sehr beschränktes Verbreitungsgebiet, nur im Tessin und Norditalien, letzter Fund 1982
<i>Pseudoleskea incurvata</i> (Hedw.) Loeske	LC						
<i>Pseudoleskea patens</i> (Lindb.) Kindb.	LC						
<i>Pseudoleskea plicata</i> (Web. & Mohr) Kindb.	LC						
<i>Pseudoleskea radicata</i> (Mitt.) Mac. & Kindb.	LC						
<i>Pseudoleskeella catenulata</i> (Schrad.) Kindb.	NE						
<i>Pseudoleskeella catenulata</i> (Schrad.) Kindb. subsp. <i>catenulata</i>	LC						
<i>Pseudoleskeella nervosa</i> (Brid.) Nyh.	LC						
<i>Pseudoleskeella rupestris</i> (Berggr.) Hedenäs & Söderström	DD					? R	Vorkommen in der Schweiz unsicher, Taxonomie unklar
<i>Pseudoleskeella tectorum</i> (Brid.) Broth.	VU	D2					
<i>Pterigynandrum filiforme</i> Hedw.	LC						
<i>Pterogonium gracile</i> (Hedw.) Sm.	VU	A2b					
<i>Pterygoneurum lamellatum</i> (Lindb.) Jur.	CR	B2ab(iv)				V	möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1915, Nachsuche mehrerer Populationen erfolglos
<i>Pterygoneurum ovatum</i> (Hedw.) Dix.	VU	D2					abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Pterygoneurum sampaianum</i> (Mach.) Mach.	DD						Taxonomie unklar
<i>Pterygoneurum sessile</i> (Brid.) Jur.	VU	D2					abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Ptilium crista-castrensis</i> (Hedw.) De Not.	LC						im Mittelland gefährdet
<i>Ptychomitrium incurvum</i> (Schwaegr.) Spruce	DD					R	nur wenige, nicht bestätigte alte Angaben und ein zweifelhafter neuer Fund
<i>Ptychomitrium polyphyllum</i> (Sw.) B. & S.	VU	A2b; D2					
<i>Pylaisia polyantha</i> (Hedw.) Schimp.	LC						
<i>Pyramidula tetragona</i> (Brid.) Brid.	DD		§ ^{REG}	BC		V	Vorkommen in der Schweiz unsicher, Beleg nicht auffindbar
<i>Racomitrium aciculare</i> (Hedw.) Brid.	LC						
<i>Racomitrium aquaticum</i> (Schrad.) Brid.	LC						
<i>Racomitrium canescens</i> (Hedw.) Brid.	LC						
<i>Racomitrium elongatum</i> Frisv.	LC						
<i>Racomitrium ericoides</i> (Brid.) Brid.	LC						
<i>Racomitrium fasciculare</i> (Hedw.) Brid.	VU	D2					
<i>Racomitrium heterostichum</i> (Hedw.) Brid.	NE						

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
Racomitrium heterostichum (Hedw.) Brid. subsp. affine (Web. & Mohr) Amann	LC			
Racomitrium heterostichum (Hedw.) Brid. subsp. heterostichum	LC			
Racomitrium heterostichum (Hedw.) Brid. subsp. sudeticum (Funck) Dix.	LC			
Racomitrium lanuginosum (Hedw.) Brid.	NT	A2b		im Mittelland gefährdet
Racomitrium macounii Kindb.	LC			erst seit kurzem unterschieden, scheint jedoch nicht selten
Racomitrium microcarpum (Hedw.) Brid.	VU	D2		
Rhabdoweisia crenulata (Mitt.) Jameson	VU	D2		
Rhabdoweisia crispata (Dicks.) Lindb.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)		
Rhabdoweisia fugax (Hedw.) B., S. & G.	LC			
Rhizomnium magnifolium (Horik.) T. Kop.	LC			
Rhizomnium pseudopunctatum (B. & S.) T. Kop.	LC			
Rhizomnium punctatum (Hedw.) T. Kop.	LC			
Rhodobryum ontariense (Kindb.) Kindb.	LC			
Rhodobryum roseum (Hedw.) Limpr.	LC			
Rhynchostegiella curviseta (Brid.) Limpr.	CR	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)		letzter Fund 1979
Rhynchostegiella jacquinii (Garov.) Limpr.	VU	D2	R	
Rhynchostegiella teesdalei (Schimp.) Limpr.	VU	D2		
Rhynchostegiella tenella (Dicks.) Limpr.	LC			
Rhynchostegium confertum (Dicks.) Schimp.	NE			
Rhynchostegium confertum (Dicks.) Schimp. subsp. confertum	LC			
Rhynchostegium megapolitanum (Web. & Mohr) Schimp.	NT	D2		
Rhynchostegium murale (Hedw.) Schimp.	LC			
Rhynchostegium riparioides (Hedw.) Card.	LC			
Rhynchostegium rotundifolium (Brid.) Schimp.	NT	D2	R	
Rhytidiadelphus loreus (Hedw.) Warnst.	LC			
Rhytidiadelphus squarrosus (Hedw.) Warnst.	NE			
Rhytidiadelphus squarrosus (Hedw.) Warnst. subsp. calvescens (Kindb.) Giac.	LC			
Rhytidiadelphus squarrosus (Hedw.) Warnst. subsp. squarrosus	LC			
Rhytidiadelphus triquetrus (Hedw.) Warnst.	LC			
Rhytidium rugosum (Hedw.) Kindb.	LC			im Mittelland gefährdet
Saelania glaucescens (Hedw.) Broth.	EN	A2b		
Schistidium agassizii Sull. & Lesq.	VU	D2		letzter Fund 1966
Schistidium apocarpum (Hedw.) B., S. & G.	DD			Taxonomie unklar
Schistidium apocarpum (Hedw.) B., S. & G. subsp. apocarpum	DD			Taxonomie unklar
Schistidium apocarpum (Hedw.) B., S. & G. subsp. atrofusum (Schimp.) Loeske	DD			Taxonomie unklar
Schistidium apocarpum (Hedw.) B., S. & G. subsp. brunescens (Limpr.) Loeske	DD			Taxonomie unklar
Schistidium apocarpum (Hedw.) B., S. & G. subsp. confertum (Funck) Loeske	DD			Taxonomie unklar
Schistidium apocarpum (Hedw.) B., S. & G. subsp. papillosum (Culm.) Poelt	DD		K	Taxonomie unklar
Schistidium flaccidum (De Not.) Ochyra	VU	D2		
Schistidium rivulare (Brid.) Podp.	DD			Taxonomie unklar

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
Schistidium rivulare (Brid.) Podp. subsp. latifolium (Zett.) B. Bremer	DD						Taxonomie unklar
Schistidium rivulare (Brid.) Podp. subsp. rivulare	DD						Taxonomie unklar
Schistidium trichodon (Brid.) Poelt	LC					K	
Schistostega pennata (Hedw.) Web. & Mohr	VU	D2					
Scleropodium purum (Hedw.) Limpr.	LC						
Scopelophila ligulata (Spruce) Spruce	VU	D2				R	
Scorpidium scorpioides (Hedw.) Limpr.	VU	A2b					abhängig vom Moorschutz
Scorpidium turgescens (T. Jens.) Loeske	CR	B2ab(iv)					möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1954, Nachsuche mehrerer Populationen erfolglos
Scorpiurium circinatum (Brid.) Fleisch. & Loeske	VU	D2					
Seligeria austriaca Schauer	VU	D2	§ ^{REG}			K	
Seligeria brevifolia (Lindb.) Lindb.	CR	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)				K	möglicherweise ausgestorben, letzter Fund erste Hälfte 20.Jh., Suche einzelner Populationen erfolglos
Seligeria calcarea (Hedw.) B., S. & G.	VU	D2					
Seligeria carniolica (Breidl. & Beck) Nyh.	RE		§ ^{REG}				einzigster Fund 1885, Nachsuche erfolglos
Seligeria donniana (Sm.) C. Müll.	LC						
Seligeria oelandica C. Jens. & Medel.	VU	D2				K	
Seligeria patula (Lindb.) Broth.	VU	D2				K	einzigster Fund 1993
Seligeria pusilla (Hedw.) B., S. & G.	LC						
Seligeria recurvata (Hedw.) B., S. & G.	LC						
Seligeria trifaria (Brid.) Lindb.	LC						
Sematophyllum demissum (Wils.) Mitt.	VU	D2				R	nur aus dem Tessin bekannt
Sphagnum affine Ren. & Card.	VU	D2	§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum capillifolium (Ehrh.) Hedw.	NT		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum centrale C.Jens.	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum compactum Lam. & DC.	LC		§ ^{CH}				
Sphagnum contortum K. F. Schultz	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum cuspidatum Hoffm.	NT	A2b	§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum denticulatum Brid.	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum fimbriatum Wils.	VU	D2	§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz, evtl. in Ausbreitung
Sphagnum fuscum (Schimp.) Klinggr.	VU	A2b	§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum girgensohnii Russ.	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum magellanicum Brid.	NT		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum majus (Russ.) C.Jens.	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum molle Sull.	VU	D2	§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum palustre L.	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum papillosum Lindb.	NT		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum platyphyllum (Braithw.) Warnst.	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum quinquefarium (Braithw.) Warnst.	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum recurvum P. Beauv.	NE						
Sphagnum recurvum P. Beauv. subsp. amblyphyllum Russ.	NT		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum recurvum P. Beauv. subsp. angustifolium Russ.	NT		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum recurvum P. Beauv. subsp. mucronatum Russ.	NT		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
Sphagnum rubellum Wils.	NT		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
<i>Sphagnum russowii</i> Warnst.	NT		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
<i>Sphagnum squarrosum</i> Crome	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
<i>Sphagnum subfulvum</i> Sjörs	VU	D2	§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
<i>Sphagnum subnitens</i> Russ. & Warnst.	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
<i>Sphagnum subsecundum</i> Nees	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
<i>Sphagnum tenellum</i> (Brid.) Bory	NT		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz, im Mittelland stärker gefährdet
<i>Sphagnum teres</i> (Schimp.) Ängstr.	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
<i>Sphagnum warnstorffii</i> Russ.	LC		§ ^{CH}				abhängig vom Moorschutz
<i>Splachnum ampullaceum</i> Hedw.	NT	D2					abhängig vom Moorschutz, im Mittelland und Jura stark gefährdet
<i>Splachnum sphaericum</i> Hedw.	LC						
<i>Stegonia latifolia</i> (Schwaegr.) Broth.	LC						
<i>Taxiphyllum wissgrillii</i> (Garov.) Wijk & Marg.	LC						
<i>Tayloria acuminata</i> Hornsch.	VU	D2					
<i>Tayloria froelichiana</i> (Hedw.) Broth.	LC						
<i>Tayloria hornschuchii</i> (Grev. & Arn.) Broth.	VU	D2					einzigster Fund 1936, Nachsuche erfolglos
<i>Tayloria lingulata</i> (Dicks.) Lindb.	VU	D2					
<i>Tayloria rudolphiana</i> (Garov.) B., S. & G.	VU	D2	§ ^{CH}	BC	E		
<i>Tayloria serrata</i> (Hedw.) B., S. & G.	NE						
<i>Tayloria serrata</i> (Hedw.) B., S. & G. subsp. serrata	LC						
<i>Tayloria serrata</i> (Hedw.) B., S. & G. subsp. tenuis (Dicks.) Amann	DD						
<i>Tayloria splachnoides</i> (Schwaegr.) Hook.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)				V	
<i>Tetraphis pellucida</i> Hedw.	LC						
<i>Tetraplodon angustatus</i> (Hedw.) B., S. & G.	EN	B1ab(iv)+2ab(iv)					
<i>Tetraplodon mnioides</i> (Hedw.) B., S. & G.	VU	A2b; D2					
<i>Tetraplodon urceolatus</i> B., S. & G.	CR	A2b; B2ab(iv)				V	möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1948, Nachsuche einzelner Populationen erfolglos
<i>Tetradontium ovatum</i> (Funck) Schwaegr.	VU	D2	§ ^{REG}				
<i>Tetradontium repandum</i> (Funck) Schwaegr.	VU	D2					
<i>Thamnobryum alopecurum</i> (Hedw.) Gang.	LC						
<i>Thuidium abietinum</i> (Hedw.) Schimp.	LC						
<i>Thuidium angustifolium</i> (Hampe & C. Müll.) Jaeg.	EN	D2				V	nur aus dem Tessin bekannt, Upgrading vorgenommen
<i>Thuidium blandowii</i> (Web. & Mohr) Schimp.	RE						einzigster Fund 1914 (Saas Fee), Fundort wurde zerstört
<i>Thuidium delicatulum</i> (Hedw.) Mitt.	LC						
<i>Thuidium philibertii</i> Limpr.	LC						
<i>Thuidium recognitum</i> (Hedw.) Lindb.	LC						
<i>Thuidium tamariscinum</i> (Hedw.) Schimp.	LC						
<i>Thuidium virginianum</i> (Brid.) Schimp.	CR	B2ab(iv)				V	kommt nur in der Südschweiz vor
<i>Timmia austriaca</i> Hedw.	LC						
<i>Timmia bavarica</i> Hessel.	LC						
<i>Timmia norvegica</i> Zett.	VU	D2					
<i>Timmia anomala</i> (B. & S.) Limpr.	VU	A2b; D2					
<i>Timmia barbulooides</i> (Brid.) Mönk.	DD						Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Tomentypnum nitens</i> (Hedw.) Loeske	LC						abhängig vom Moorschutz
<i>Tortella bambergi</i> (Schimp.) Broth.	LC						

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV BC EU W	Bemerkungen
<i>Tortella densa</i> (Lor. & Mol.) Crundw. & Nyh.	LC			
<i>Tortella fragilis</i> (Hook. & Wils.) Limpr.	LC			
<i>Tortella humilis</i> (Hedw.) Jenn.	VU	D2		
<i>Tortella inclinata</i> (Hedw. f.) Limpr.	LC			
<i>Tortella nitida</i> (Lindb.) Broth.	VU	D2		nur aus dem Tessin bekannt
<i>Tortella tortuosa</i> (Hedw.) Limpr.	LC			
<i>Tortula atrovirens</i> (Sm.) Lindb.	VU	D2		kommt nur im Wallis und im Tessin vor, abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Tortula brevissima</i> Schiffn.	VU	D2	R	
<i>Tortula canescens</i> Mont.	CR	B2ab(iv)		
<i>Tortula caninervis</i> (Mitt.) Broth.	NE			
<i>Tortula caninervis</i> (Mitt.) Broth. subsp. spuria (Amann) Kramer	VU	D2		kommt nur im Wallis vor
<i>Tortula fragilis</i> Tayl.	EN	A2b	R	
<i>Tortula inermis</i> (Brid.) Mont.	EN	A2b		
<i>Tortula intermedia</i> (Brid.) De Not.	LC			
<i>Tortula laevipila</i> (Brid.) Schwaegr.	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)		
<i>Tortula latifolia</i> Hartm.	DD			Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Tortula mucronifolia</i> Schwaegr.	LC			
<i>Tortula muralis</i> Hedw.	LC			
<i>Tortula norvegica</i> (Web.) Lindb.	LC			
<i>Tortula obtusifolia</i> (Schwaegr.) Math.	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)		
<i>Tortula pagorum</i> (Milde) De Not.	VU	D2		
<i>Tortula papillosa</i> Wils.	LC			
<i>Tortula revolvens</i> (Schimp.) G. Roth	VU	D2	K	abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer & Scherb.	NE			
<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer & Scherb. subsp. calcicola (Amann) Giac.	DD			
<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer & Scherb. subsp. ruraliformis (Besch.) Dix.	DD			
<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer & Scherb. subsp. ruralis	LC			
<i>Tortula sinensis</i> (C. Müll.) Broth.	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)	R	möglicherweise ausgestorben, letzter Fund 1913
<i>Tortula subulata</i> Hedw.	LC			
<i>Tortula virescens</i> (De Not.) De Not.	LC			
<i>Trematodon ambiguus</i> (Hedw.) Hornsch.	VU	A2b; D2		abhängig vom Moorschutz
<i>Trematodon brevicollis</i> Hornsch.	EN	A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)		
<i>Trichodon cylindricus</i> (Hedw.) Schimp.	LC			
<i>Trichostomum brachydontium</i> Bruch	LC			Unterarten möglicherweise gefährdet
<i>Trichostomum brachydontium</i> Bruch subsp. <i>brachydontium</i>	DD			Taxonomie unklar
<i>Trichostomum brachydontium</i> Bruch subsp. <i>cuspidatum</i> (Braithw.) Giac.	DD			Taxonomie unklar
<i>Trichostomum crispulum</i> Bruch	LC			Unterarten möglicherweise gefährdet
<i>Trichostomum crispulum</i> Bruch subsp. <i>crispulum</i>	DD			Taxonomie unklar
<i>Trichostomum crispulum</i> Bruch subsp. <i>viridulum</i> (Bruch) Giac.	DD			Taxonomie unklar
<i>Ulota bruchii</i> Brid.	LC			wird erst seit kurzem unterschieden, scheint jedoch nicht selten
<i>Ulota coarctata</i> (P. Beauv.) Hammar	CR	A2b; B2ab(iv)		

Name	Kat.	Kriterien IUCN	NHV	BC	EU	W	Bemerkungen
<i>Ulota crispa</i> (Hedw.) Brid.		LC					
<i>Ulota drummondii</i> (Hook. & Grev.) Brid.		DD					Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Ulota hutchinsiae</i> (Sw.) Hammar		VU A2b; D2					
<i>Ulota rehmannii</i> Jur.		NE					
<i>Ulota rehmannii</i> Jur. subsp. <i>macrospora</i> (Bauer & Warnst.) Podp.	CR	B1ab(iv)+2ab(iv)	§ ^{REG}		E		möglicherweise ausgestorben, letzte Funde 1936, Nachsuche einzelner Populationen erfolglos
<i>Voitia nivalis</i> Hornsch.		RE			V		letzter Fund 1863, Nachsuche erfolglos
<i>Weissia brachycarpa</i> (Nees, Hornsch. & Sturm) Jur.		LC					
<i>Weissia condensa</i> (Voit) Lindb.		VU A2b; D2					
<i>Weissia controversa</i> Hedw.		LC					
<i>Weissia fallax</i> Sehm.		DD					wird erst seit kurzem unterschieden, erst einmal nachgewiesen (2003)
<i>Weissia longifolia</i> Mitt.		NT A2b					abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Weissia rostellata</i> (Brid.) Lindb.		VU D2			R		Erstfund 1999
<i>Weissia rutilans</i> (Hedw.) Lindb.		CR A2b; B1ab(iv)+2ab(iv)					letzter Fund 1983
<i>Weissia squarrosa</i> (Nees, Hornsch. & Sturm) C. Müll.		VU D2			R		
<i>Weissia triumphans</i> (De Not.) M. Hill		VU D2			K		abhängig vom Schutz der Trockenstandorte
<i>Weissia wimmeriana</i> (Sendtn.) B., S. & G.		LC					
<i>Zygodon conoideus</i> (Dicks.) Hook. & Tayl.		VU D2					einzigster Fund 2002
<i>Zygodon forsteri</i> (Dicks.) Mitt.		DD			V		Vorkommen in der Schweiz unsicher
<i>Zygodon gracilis</i> Wils.		VU D2			V		
<i>Zygodon viridissimus</i> (Dicks.) Brid.		NE					
<i>Zygodon viridissimus</i> (Dicks.) Brid. subsp. <i>dentatus</i> (Jur.) Amann & Meyl.		NT D2					
<i>Zygodon viridissimus</i> (Dicks.) Brid. subsp. <i>rupestris</i> (Lor.) Kindb.		VU D2					
<i>Zygodon viridissimus</i> (Dicks.) Brid. subsp. <i>viridissimus</i>		LC					

Dank

Ende 2001 haben wir mit den Arbeiten zur ersten Revision der Roten Liste der gefährdeten und seltenen Moose der Schweiz begonnen. Eine solche Arbeit wäre ohne die Hilfe Dritter nicht möglich. Besonders wichtig für eine Neubeurteilung ist die Verbesserung der Datengrundlage. Dank dem unermüdlichen Einsatz der ehrenamtlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter am Projekt Naturräumliches Inventar der Schweizer Moosflora NISM hat sich diese in den letzten 10 Jahren wesentlich verbessert. Wir möchten daher allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern, die Daten beigesteuert haben und damit eine Grundlage für die Beurteilung der Verbreitung der Moosarten aufgebaut haben, herzlich danken:

Markus Baggenstos, Bruno Bagutti, Josef Bertram, Alois Bettschart †, Christoph Bieri, Irene Bisang, Benoît Bressoud, Fritz Brüngger †, Nicolas Dussex, Elizabeth Feldmeyer-Christe, François Freléchoux, Jan Frencken †, Johannes & Vera Geibel, Patricia Geissler †, Henk Greven, Rolf Hangartner, Michael Häusler, Lars Hedenäs, Thomas Held, Rolf Herter, Helen Hilfiker, Rolf Holderegger, Thomas Homm, Hans Huber †, Hans Hürlimann, Hans-Ulrich Hurter, Beatriz Itten, Erich Kessler, Hans-Jürgen Klemenz, Helen Küchler, Meinrad Küchler, Jan Kucera, Max Leimgruber †, Luc Lienhard, Renate Lübenau-Nestle, Gerhard Ludwig, Eva Maier, Markus Meier, Ludwig Meinunger, Ivo Moser, Rüdiger Mues, Martin Nebel, Jurgen Nieuwkoop, Artémis Papert, Jürgen Rettig, Jürg Röthlisberger, Franz Rüeegsegger, Michael Sauer, Alfons Schäfer-Verwimp, Heinrich Schenk, Frieda Schlumpf, Imelda Schmid, Jakob Schneller, Wiebke Schröder, René Schumacker, Gottfried Schwab, Hans-Peter Senn, Beatrice Senn-Irlet, Silvia Stofer, Walter Strasser, Lotti Thöni, Huub van Melick, Yvonne Veltman, Beatrice Werffeli, Jean-Daniel Wicky, Beat Wild, Fredi Zemp.

Auch zwei nationale Projekte haben massgeblich zur Verbesserung der Datengrundlage beigetragen: Das Biodiversitätsmonitoring Schweiz BDM-CH und die Wirkungskontrolle Moorbiotope haben in den letzten Jahren gesamthaft etwa 15'000 Fundangaben von Moosen dem Projekt NISM zukommen lassen. Wir danken für das Überlassen dieser Daten.

Besonderer Dank gebührt den Herren Bruno Bagutti, Josef Bertram und Fredi Zemp, die uns nicht nur ihre umfangreichen Daten zur Verfügung gestellt haben, sondern auch bei der Nachsuche begleitet oder uns mit ihrem Fachwissen beraten haben. Weiterhin danken wir unseren österreichischen Kollegen, Christian Schröck und Heribert Köckinger für wertvolle Hinweise zur Häufigkeit und Entwicklungstendenz einiger, hauptsächlich alpiner, Moose in Österreich.

Bei einzelnen Exkursionen zur Nachsuche verschollener oder seltener Arten wurden wir von Peter Szövényi, Sofia Hock, Markus Meier und Franz Rüeegsegger begleitet und unterstützt. Ihnen sei für diese Hilfe auch herzlich gedankt. Für die Überprüfung einzelner Herbarbelege danken wir Barbara Murray, Martha Newton und Alfons Schäfer-Verwimp.

Literatur

Das Literaturverzeichnis gliedert sich in drei Teile:

- A Im Text zitierte Literatur
- B Rote Listen der umgebenden Länder sowie von Europa und der Welt
- C Im Text nicht zitierte Literatur, die zur Einteilung wenig bekannter Moose in die Gefährdungskategorien wichtige Informationen lieferte.

A Im Text zitierte Literatur

- AHRENS, M. 2000. Pottiaceae. In: NEBEL, M. & PHILIPPI, G. [eds]. Die Moose Baden-Württembergs, Band 1. Ulmer, Stuttgart: 230–370.
- AMANN, J. 1933. Flore des mousses de la Suisse Vol. III – Révision et additions. Matériaux pour la flore cryptogamique Suisse, 3: 1–186.
- AMANN, J. & MEYLAN, C. 1918. Flore des mousses de la Suisse. Imprimeries Réunies S. A., Lausanne. 215 + 414 S.
- BAGUTTI, B. 2001. *Ulota coarctata* (P. Beauv.) Hammar wiedergefunden. Meylania, 21: 14–15.
- BERGAMINI, A. 2002. Bryofloristische Beobachtungen aus dem Vallée de Joux. Meylania, 22: 20–22.
- BERGAMINI, A. & PAULI, D. 2001. Effects of nutrient supply on bryophytes in montane wet meadows. Journal of Bryology, 23: 331–339.
- BERGAMINI, A., PEINTINGER, M., SCHMID, B. & URMI, E. 2001. Effects of management and altitude on bryophyte species diversity and composition in montane calcareous fens. Flora, 196: 180–193.
- BFS 2001. Bodennutzung im Wandel. Arealstatistik Schweiz. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel. 31 S.
- BISANG, I. 1999. Welche Faktoren bestimmen das Vorkommen von Hornmoosen (Anthocerothales) in intensiv genutzten Agrarökosystemen des Schweizer Mittellandes? Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, Serie A, 594: 1–10.
- BLOM, H. H. 1996. A revision of the *Schistidium apocarpum* complex in Norway and Sweden. Bryophytorum Bibliotheca, 49: 1–333.
- BRASSEL, P. & BRÄNDLI, U.-B. 1999. Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993–1995. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Stuttgart, Wien, Haupt. 442 S.
- BROWN, J. H. & KODRIC-BROWN, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. Ecology, 58: 445–449.
- BURGMAN, M. A. & FOX, J. C. 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. Animal Conservation, 6: 19–28.
- BUWAL/BRP (1998): Landschaftskonzept Schweiz. Teil 1 Konzept; Teil 2 Bericht. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft / Bundesamt für Raumplanung, Bern. 175 S.
- BUWAL 2003. Luftbelastung 2002. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Abteilung Luftreinhaltung und NIS, Schriftenreihe Umwelt Nr. 360. 217 S.

- CHURCH, J. M., HODGETTS, N. G., PRESTON, C. D. & STEWART, N. F. 2001. British Red Data Book – mosses and liverworts. Joint Nature Conservation Committee, UK. 168 S.
- DURING, H. J. 1992. Ecological classification of bryophytes and lichens. In: BATES, J. W. & FARMER, A. M. [eds]. Bryophytes and lichens in a changing environment: 1–31.
- ECCB. 1995. Red Data Book of European bryophytes. ECCB, Trondheim. 291 S.
- FRAHM, J.-P. 1979. Verbreitungskarten von Moosen in Deutschland. I *Amblyodon*, *Catoscopium*, *Meesia*. *Herzogia*, 5: 119–161.
- FRAHM, J.-P. 1998. Moose als Bioindikatoren. Quelle & Meyer, Wiesbaden. 187 S.
- FRAHM, J.-P. 2000. New combinations in the genera *Atractylocarpus* and *Metzleria*. *Tropical Bryology*, 18: 115–117.
- GÄRDENFORS, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global level. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 511–516.
- GÄRDENFORS, U., HILTON-TAYLOR, C., MACE, G. M. & RODRÍGUEZ, J. P. 2001. The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conservation Biology*, 15: 1206–1212.
- GEISSLER, P., MAIER, E. & RÜEGSEGGER, F. 1993. Etudes botaniques des Follatères (Dorénaz et Fully, Valais) IV. Les bryophytes. *Bulletin de la Murithienne*, 111: 77–94.
- GEISSLER, P., URMI, E. & SCHNYDER, N. 1998. Liste der Moose der Schweiz und ihrer Grenzgebiete. In: SCHNEIDER, H. & PAULSEN, J. [eds]. CD Schweizer Botanik '98, Basel.
- GEISSLER, P., BAGUTTI, B., BISANG, I., MÜLLER, N., SCHNYDER, N., SCHUBIGER-BOSSARD, C. & URMI, E. 2002. Die Verbreitung von Moosen in der Schweiz und in Liechtenstein III. Ausgewählte Lebermoose. *Herzogia*, 15: 191–213.
- GONSETH, Y. & MONNERAT, C. B. 2002. Rote Liste der gefährdeten Libellen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg. BUWAL-Reihe Vollzug Umwelt. 46 S.
- GRÜNIG, A. 1994. Mires and man – Mire conservation in a densely populated country. WSL, Birmensdorf. 415 S.
- GRÜNIG, A., VETTERLI, L. & WILDI, O. 1986. Die Hoch- und Übergangsmoore der Schweiz – eine Inventarauswertung. EAFV, Birmensdorf. 62 S.
- HALLINGBÄCK, T. 1998. The new IUCN threat categories tested on Swedish bryophytes. *Lindbergia*, 23: 13–27.
- HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N. G. & URMI, E. 1995. How to apply the new IUCN Red List categories to bryophytes. *Species*, 24: 37–41.
- HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N. G. & URMI, E. 1996. How to use the new IUCN Red List categories on bryophytes. Guidelines proposed by the IUCN SSC Bryophyte Specialist Group. *Anales del Instituto de Biología – Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botanica*, 67: 147–157.
- HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N. G., RAEYMAEKERS, G., SCHUMACKER, R., SÉRGIO, C., SÖDERSTRÖM, L., STEWART, N. & VÄNA, J. 1998. Guidelines for application of the revised IUCN threat categories to bryophytes. *Lindbergia*, 23: 6–12.
- HARRISON, S. & BRUNA, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Oikos*, 22: 225–232.

- HEDENÄS, L. & BISANG, I. Manuskript. Key to the European *Dicranum* species. (Manuskript eingereicht bei Herzogia im Oktober 2003).
- HEDENÄS, L., BISANG, I. & SCHNYDER, N. 2003. The distribution of bryophytes in Switzerland and Liechtenstein. IV. *Hamatocaulis* and *Pseudocalliergon*. *Botanica Helvetica*, 113: 111–123.
- HEDENÄS, L., BISANG, I., TEHLER, A., HAMNEDE, M., JAEDERFELT, K. & ODELVIK, G. 2002. A herbarium-based method for estimates of temporal frequency changes: mosses in Sweden. *Biological Conservation*, 105: 321–331.
- HINTERMANN, U., WEBER, D., ZANGGER, A. & SCHMILL, J. 2002. Biodiversitäts-Monitoring Schweiz BDM. Zwischenbericht. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. Schriftenreihe Umwelt Nr. 342. 89 S.
- HODGETTS, N. 1995. *Plagiochila britannica* Paton (Hepaticae) new to Switzerland and continental Europe. *Cryptogamie, Bryologie et Lichénologie*, 16: 305–307.
- HUGONNOT, V., BARDAT, J. & BOUDIER, P. 2003. Ecologie et répartition de *Jamesoniella undulifolia* (Nees) Müll. Frib. en France métropolitaine. *Cryptogamie, Bryologie*, 24: 341–366.
- ITTEN, B. & URMI, E. 2002. Näheres zur Gefährdung zweier Moosarten in der Schweiz. *Meylania*, 22: 27–32.
- IUCN 1994. IUCN Red List categories. IUCN, Gland, Switzerland. 21 S.
- IUCN 2001. IUCN Red List Categories: Version 3.1. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 23 S.
- IUCN 2003a. Guidelines for the application of IUCN Red List criteria at regional levels: Version 3.0., Gland, Cambridge. ii + 26 S.
- IUCN 2003b. 2003 IUCN Red List of threatened species. <http://www.redlist.org>.
- KELLER, V., ZBINDEN, N., SCHNID, H. & VOLET, B. 2001. Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach. BUWAL-Reihe Vollzug Umwelt. 57 S.
- KÜCHLER, M. & GRÜNIG, A. 2000. 103 Moore im Test. *Ornis*, 5: 10–11.
- LAAKA-LINDBERG, S., HEDDERSON, T. A. & LONGTON, R. E. 2000. Rarity and reproductive characters in the British hepatic flora. *Lindbergia*, 25: 78–84.
- LIMPRICHT, K. G. 1895. Die Laubmoose Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. In: RABENHORST, L. [ed.]. *Kryptogamen-Flora von Deutschland, Oesterreich und der Schweiz*, 2. Aufl. E. Kummer, Leipzig: 853.
- LONGTON, R. E. 1992. Reproduction and rarity in British mosses. *Biological Conservation*, 59: 89–98.
- MAIER, E. & GEISSLER, P. 1995. *Grimmia* in Mitteleuropa: Ein Bestimmungsschlüssel. *Herzogia*, 11: 1–80.
- MEYLAN, C. 1924. Les Hépatiques de la Suisse. *Beiträge zur Kryptogamenflora der Schweiz*, 6: 1–318.
- NISM. 2003. Die Moose der Schweiz und Liechtensteins. Provisorischer Verbreitungsatlas. Manuskript. 145 S.
- POLLOCK, C., MACE, G. & HILTON-TAYLOR, C. 2003. The revised IUCN Red List categories and criteria. In: DE LONGH, H. H., BÁNKI, O. S., BERGMANS, W. & VAN DER WERFF TEN BOSCH, M. J. [eds]. *The harmonization of Red Lists for threatened species in Europe*. Commission for International Nature Protection, Leiden: 33–48.

- RÜEGSEGGER, F. 1986. *Frullania parvistipula* Steph. (Hepaticae), neu für die Schweiz. *Botanica Helvetica*, 96: 61–71.
- SAUER, M. 2001. *Ulota*. In: NEBEL, M. & PHILIPPI, G. [eds]. Die Moose Baden-Württembergs, Band 2. Ulmer, Stuttgart: 197–208.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5: 18–32.
- SCHNYDER, N. 1988. Die Gattung *Anthelia* (Dum.) Dum. (Hepaticae). Dissertation, Universität Zürich, Zürich. 97 S.
- SCHNYDER, N. 2003a. Neufund von *Sphaerocarpus texanus* Aust. in der Schweiz. *Meylania*, 26: 19–20.
- SCHNYDER, N. 2003b. Bryologischer Rückblick auf die Jahresversammlung 2002 in Quinten. *Meylania*, 26: 9–18.
- SÖDERSTRÖM, L. & HERBEN, T. 1997. Dynamics of bryophyte metapopulations. *Advances in Bryology*, 6: 205–240.
- STECH, M. & FRAHM, J.-P. 2001. *Palustriella pluristratosa* spec. nov. (Amblystegiaceae, Bryopsida), a new aquatic moss species with pluristratose lamina from Switzerland. *Botanica Helvetica*, 111: 139–150.
- TAN, B., GEISSLER, P., HALLINGBÄCK, T. & SÖDERSTRÖM, L. 2000. The IUCN 2000 World Red List of Bryophytes. In: HALLINGBÄCK, T. & HODGETTS, N. [eds]. Mosses, liverworts, and hornworts. Status survey and conservation action plan for bryophytes. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 77–90.
- URMI, E. 1984. Zur Moosflora des Alpenraumes. *Botanica Helvetica*, 94: 177–188.
- URMI, E. 1992. Verbreitungsdaten als Grundlage für Artenschutz bei Moosen. *Biological Conservation*, 59: 185–190.
- URMI, E. & SCHNYDER, N. 1996. Puzzle statt Schach. Eine naturräumliche Mosaikkarte der Schweiz und Liechtensteins in digitaler Form. Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich, 141: 123–131.
- URMI, E. & SCHNYDER, N. 2000. Bias in taxon frequency estimates with special reference to rare bryophytes in Switzerland. *Lindbergia*, 25: 89–100.
- URMI, E., SCHNYDER, N. & GEISSLER, P. 1990. A new method in floristic mapping as applied to an inventory of Swiss bryophytes. In: BOHN, U. & NEUHÄUSL, R. [eds]. Vegetation and flora of temperate zones. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands: 21–32.
- URMI, E., SCHUBIGER-BOSSARD, C. & BISANG, I. 1993. Veränderungen der Moosflora der Schweiz. *Dissertationes Botanicae*, 196: 263–279.
- URMI, E., SCHUBIGER-BOSSARD, C., SCHNYDER, N., MÜLLER, N., LIENHARD, L., HOFMANN, H. & BISANG, I. 1996. Artenschutzkonzept für die Moose der Schweiz. Dokumentation zur Schriftenreihe Umwelt Nr.265. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 374 S.
- URMI, E., SCHUBIGER-BOSSARD, C., SCHNYDER, N., MÜLLER, N., KÜCHLER, M., HOFMANN, H. & BISANG, I. Manuskript. Zwei Jahrhunderte Bestandesentwicklung von Moosen in der Schweiz – Retrospektives Monitoring für den Naturschutz. Manuskript.
- URMI, E., BISANG, I., GEISSLER, P., HÜRLIMANN, H., LIENHARD, L., MÜLLER, N., SCHMID-GROB, I., SCHNYDER, N. & THÖNI, L. 1992. Die gefährdeten und seltenen Moose der Schweiz – Rote Liste. EDMZ, Bern. 56 S.

- ZECHMEISTER, H. G. & MOSER, D. 2001. The influence of agricultural land-use intensity on bryophyte species-richness. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1609–1625.
- ZEMP, F. 2000. Über die Verbreitung von *Breutelia chrysocoma* in der Zentralschweiz. *Meylania*, 18: 15–24.

B Rote Listen der gefährdeten Moose von Italien, Österreich, Deutschland und Europa sowie der weltweiten Liste

- ALEFFI, M. & CORTINI-PEDROTTI, C. 1992. Lista Rossa delle Briofite d'Italia. In : CONTI, F., MANZI, A. & PEDROTTI, F. 1992. Libro rosso delle piante d'Italia. Ministero dell'Ambiente. Roma.
- ECCB. 1995. Red Data Book of European bryophytes. ECCB, Trondheim. 291 S.
- GRIMS, F. & KÖCKINGER, H. 1999. Rote Liste gefährdeter Laubmoose (Musci) Österreichs. 2. Fassung. In: NIKLFELD, H. [ed.]. Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. 2., neu bearbeitete Auflage: 157–171.
- LUDWIG, G., DÜLL, R., PHILIPPI, G., AHRENS, M., CASPARI, S., KOPERSKI, M., LÜTT, S., SCHULZ, F. & SCHWAB, G. 1996. Rote Liste der Moose (Anthocerophyta et Bryophyta) Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 28: 189–306.
- SAUKEL, J. & KÖCKINGER, H. 1999. Rote Liste gefährdeter Lebermoose (Musci) und Hornmoose (Anthocerotae) Österreichs. 2. Fassung. In: NIKLFELD, H. [ed.]. Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. 2., neu bearbeitete Auflage: 172–179.
- TAN, B., GEISLER, P., HALLINGBÄCK, T. & SÖDERSTRÖM, L. 2000. The IUCN 2000 World Red List of Bryophytes. In: HALLINGBÄCK, T. & HODGETTS, N. [eds]. Mosses, liverworts, and hornworts. Status survey and conservation action plan for bryophytes. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 77–90.

C Im Text nicht zitierte Literatur, die zur Einteilung wenig bekannter Moose in die Gefährdungskategorien wichtige Informationen lieferte

- ALBRECHT-ROHNER, H. 1962. Zürcher Lebermoosflora. Musci hepatici Turicenses (Helvetia). *Revue Bryologique et Lichénologique*, 31: 41–67.
- ALBRECHT-ROHNER, H. 1969a. Zürcher Lebermoosflora. II. Teil. Musci hepatici Turicenses (Helvetia). *Revue Bryologique et Lichénologique*, 36: 453–500.
- ALBRECHT-ROHNER, H. 1969b. *Ricciocarpus natans* (L.) Corda neu für die Nordostschweiz und *Riccia rhenana* Lorbeer, Neufund für die Schweiz. *Revue Bryologique et Lichénologique*, 36: 501–504.
- ALBRECHT-ROHNER, H. 1970. Zürcher Lebermoosflora. III. Teil. *Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich*, 115: 395–426.
- ALBRECHT-ROHNER, H. 1972a. Zürcher Lebermoosflora. IV. Teil. Hepaticae Turicenses (Helvetia). *Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich*, 117: 249–292.
- ALBRECHT-ROHNER, H. 1972b. Zwei in der Schweiz seltene amphibische Lebermoose. *Ricciocarpus natans* (L.) Corda und *Riccia rhenana*, n. spec. *Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich*, 117: 115–120.

- ARTS, T. 1989. *Bryoerythrophyllum ferruginascens* (Stirt.) Giac. (Pottiaceae, Bryales) nieuw voor de belgische en zwitserse mosflora. Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique, 122: 151–156.
- BAGUTTI, B. 1996. Moosflora der Umgebung von Bern: ein Bestandesvergleich zwischen 1858 und 1996. Meylania, 11: 16–21.
- BAGUTTI, B. 1997. Die Verbreitung von *Orthotrichum* im Kanton Bern. Meylania, 13: 18–31.
- BAGUTTI, B. 1998. Exkursion anlässlich der Jahresversammlung SVBL in Les Diablerets. Meylania, 14: 32–33.
- BAGUTTI, B. 2002. Les Pontins, das Hochmoor ob St-Imier. Meylania, 24: 10–14.
- BERGAMINI, A. 1995. Untersuchung der Beziehungen zwischen Moosflora und Umweltparametern mittels kanonischer Korrespondenzanalyse. Diplomarbeit, Universität Zürich, Zürich. 71 S.
- BERGAMINI, A. 1997. SVBL-Studentage 1996 in Champex (VS) – Liste der gesammelten Moose. Meylania, 12: 9–15.
- BERGAMINI, A. 2000. New national and regional bryophyte records, 3. *Weissia rostellata* (Brid.) Lindb. Switzerland: Canton of Bern. Journal of Bryology, 22: 303–304.
- BERGAMINI, A. 2002. *Tayloria hornschuchii* (Grev. & Arn.) Broth. in der Schweiz. Meylania, 24: 14–18.
- BERGAMINI, A. & MEIER, M. 2002. Zur Verbreitung von *Weissia rostellata* (Brid.) Lindb. in der Schweiz. Meylania, 23: 20–23.
- BERTRAM, J. 1994. Moosvegetation und Moosflora des Urwald-Reservates Bödmeren. Berichte der Schwyzerischen Naturforschenden Gesellschaft, 10: 5–94.
- BERTRAM, J. 2000. Moosvegetation und Moosflora des Reservates Aletschwald. Les cahiers des sciences naturelles, 4: 1–143.
- BISANG, I. 1985a. *Plagiochila exigua* (Tayl.) Tayl. neu in Mitteleuropa. Herzogia, 7: 1–12.
- BISANG, I. 1985b. Zur Verbreitung und Ökologie der *Frullania*-Arten der Schweiz. Botanica Helvetica, 95: 247–278.
- BISANG, I. 1992. Hornworts in Switzerland – endangered? Biological Conservation, 59: 145–149.
- BISANG, I. 1993. Jahresexkursion BLAM und SVBL in Wassen, Kt. Uri, vom 17.–21. September. Meylania, 3: 8–12.
- BISANG, I. 1994a. Zum Vorkommen von *Pohlia andrewsii* Shaw in der Schweiz. Meylania, 5: 18–20.
- BISANG, I. 1994b. Die Verbreitung von *Lophozia capitata* (Hook.) Mac. subsp. *laxa* (Lindb.) Bisang in der Schweiz. Meylania, 6: 19–20.
- BISANG, I. 1999. Die Verbreitung von Moosen in der Schweiz und in Liechtenstein. II. *Lophozia* subg. *Schistochilopsis*. Haussknechtia Beiheft, 9: 45–56.
- BISANG, I. & SCHUHMACHER, R. 1989. Beiträge zur Tessiner Moosflora. Saussurea, 19: 135–140.
- BISANG, I., GEISSLER, P. & SCHUHMACHER, R. 1986. *Harpalejeunea ovata* (Spruce) Schiffn., *Plagiochila exigua* (Tayl.) Tayl. et *Frullania jackii* Gott à Madonna del Sasso (Tessin, Suisse) et leur répartition européenne. Candollea, 41: 413–422.
- BISANG, I., GEISSLER, P., MÜLLER, N., SCHNYDER, N., SCHUBIGER-BOSSARD, C. & URMI, E. 1998. Die Verbreitung von Moosen in der Schweiz und in Liechtenstein. I. Ein erster Einblick. Botanica Helvetica, 108: 197–216.

- BOUDIER, P. 1988. *Tortula brevissima* Schiffner (Pottiaceae, Musci) nouveau pour la bryoflore de la France et de Suisse. *Cryptogamie, Bryologie et Lichénologie*, 9: 219–230.
- BRÜNGGER, F. 1980. Flora von Lenzburg, 2. Teil: Moose. *Lenzburger Neujahrsblätter*, 1981: 53–69.
- CORTINI PEDROTTI, C. 2001. Flora dei muschi d'Italia. Antonio Delfino Editore, Roma. 817 S.
- ERZBERGER, P. 1996. Zur Verbreitung von *Hedwigia stellata* in Europa. *Herzogia*, 12: 221–238.
- FELDMEYER-CHRISTE, E. 1993. *Sphagnum molle* Sull., une nouvelle espèce pour la Suisse. *Bulletin de la Société Botanique Vaudoise des Sciences Naturelles*, 82: 313–318.
- FELDMEYER-CHRISTE, E. 1994. Excursions dans le Jura à l'occasion de la 37^{ème} assemblée annuelle de la Société Suisse de Bryologie et Lichenologie (12.–13.6. 1993). *Meylania*, 5: 11–12.
- FELDMEYER-CHRISTE, E. 1996. Nouvelle station Suisse de *Sphagnum imbricatum*. *Meylania*, 11: 12–13.
- FELDMEYER-CHRISTE, E., SCHNYDER, N. & BISANG, I. 2001. Distributions and habitats of peat mosses, *Sphagnum*, in Switzerland. *Lindbergia*, 26: 8–22.
- GEISSLER, P. 1984a. Notulae Bryofloristicae Helveticae. *Candollea*, 39: 641–646.
- GEISSLER, P. 1984b. A propos de *Riccia breidleri* Jur. ex. Steph. en Suisse et en Haute-Savoie. *Cryptogamie, Bryologie Lichénologie*, 5: 63–67.
- GEISSLER, P. 1985. Notulae Bryofloristicae Helveticae. II. *Candollea*, 40: 193–200.
- GEISSLER, P. 1987. Notulae Bryofloristicae Helveticae. III. *Candollea*, 42: 159–165.
- GEISSLER, P. 1995. Bergeller Mooslese – Specilegium bryologicum Praegallicum. *Meylania*, 7: 8–14.
- GEISSLER, P. & SELLDORF, P. 1985. I muschi e le epatiche del Parco alpino Piora: Ecologia e importanze per la protezione della natura. *Bolletino della Società Ticinese di Scienze Naturali*, anno LXXIII: 109–136.
- GEISSLER, P. & BISANG, I. 1985. *Frullania inflata* Gott., ein neues thermophiles Element in der Schweizer Moosflora. *Saurea*, 16: 95–100.
- GEISSLER, P., MAIER, E. & BERTRAM, J. 1992. Botanischer Reichtum am Weg von Davos über die Bergüner Furgga zum Albula: Sommerexkursion 1991 im Anknüpfung an die erste Exkursion der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft 1890. 4. Moose. *Botanica Helvetica*, 102: 37–40.
- GOS, L. 1993. *Seligeria oelandica* (Musci, Seligeriaceae) in Switzerland. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 38: 323–324.
- HANGARTNER, R. 1997. Langzeit-Veränderungen der Vegetation und Flora in Übergangsmooren des nordschweizerischen Mittellandes. Diplomarbeit, Universität Zürich, Zürich. 142 S.
- HEDENÄS, L. & BISANG, I. 1999. *Sematophyllum demissum* (Wils.) Mitt. in der Schweiz – eine übersehene Art. *Meylania*, 16: 16–18.
- HEDENÄS, L. & BISANG, I. 2002. *Drepanocladus sordidus* und *D. stagnatus*, zwei Sippen für die Schweiz angegeben. *Meylania*, 23: 15–20.
- HEINRICHS, J. 1995. *Hygrohypnum polare* (Musci, Amblystegiaceae) new to Switzerland. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 40: 301–303.
- HOFMANN, H. 2003. *Octodiceras fontanum* – Ex und hoppla. *Meylania*, 27: 11–13.

- HUBER, H. 1998. *Sphagnum* in der Schweiz und angrenzenden Gebieten: Bestimmungsschlüssel und Kommentare. *Herzogia*, 13: 1–36.
- HÜRLIMANN, H. 1987. Bryofloristische Untersuchungen im Oberlugnez (Graubünden, Schweiz). *Botanica Helvetica*, 97: 279–304.
- ITTEN, B. 2003. Notizen zur Begleitflora von *Sphagnum imbricatum* Wils. *Meylania*, 27: 13–17.
- JÄGGLI, M. 1950. Le briofite ticinesi. Musci ed epatiche. Contributi per lo studio della flora crittogama svizzera, 10: 1–265.
- LÜTH, M. & ERZBERGER, P. 2001. *Hedwigia stellata* Hedenäs neu für die Alpen – erster aktueller Nachweis für die Schweiz. *Meylania*, 20: 26–27.
- MAIER, E. 1994. *Dicranella howei* Ren. & Card. in der Schweiz, Kanton Wallis. *Meylania*, 5: 20–22.
- MAIER, E. 1995. *Crossidium aberrans* Holz. & Bartr. und seine Begleiter im Mittelwallis, Schweiz. *Meylania*, 8: 18–21.
- MAIER, E. 2002. *Grimmia dissimulata* E. Maier sp. nova, and the taxonomic position of *Grimmia trichophylla* var. *meridionalis* Müll. Hal. (Musci, Grimmiaceae). *Candollea*, 56: 281–300.
- MAIER, E. & KELLER, C. 1994. Ergebnis der Aufsammlungen während der Exkursionen anlässlich der Jahresversammlung 1993 in Delémont. *Meylania*, 5: 12–14.
- MAIER, E. & SCHÄFER-VERWIMP, A. 1999. *Orthotrichum laevigatum* Zett. im Wallis. *Meylania*, 17: 21–23.
- MÜLLER, K. 1954. Die Lebermoose Europas. In: RABENHORST, L. [ed.]. Kryptogamen-Flora von Deutschland, Oesterreich und der Schweiz. 3. Auflage. Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig, Leipzig: 756.
- MÜLLER, K. 1957. Die Lebermoose Europas. In: RABENHORST, L. [ed.]. Kryptogamen-Flora von Deutschland, Oesterreich und der Schweiz. 3. Auflage. Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig, Leipzig: 757–1365.
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. 2000. Die Moose Baden-Württembergs. Band 1. Allgemeiner Teil. Spezieller Teil (Bryophytina I, Andreaeales bis Funariales). Ulmer, Stuttgart. 512 S.
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. 2001. Die Moose Baden-Württembergs. Band 2. Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnobryales). Ulmer, Stuttgart. 529 S.
- NIEUWKOOP, J. & BISANG, I. 1993. *Fossombronia incurva* Lindb. and *Lophozia perssonii* Buch & S. Arn., two new hepatics of the Swiss bryophyte flora. *Herzogia*, 9: 381–384.
- OCHSNER, F. 1975. Die Moosflora der montanen Stufe des Raumes Ramosch-Strada und der angrenzenden Gebiete des Unterengadins. Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen im Schweizerischen Nationalpark, 12: 213–285.
- PRICE, M. J. 2003. *Cryphaea heteromalla* (Hedw.) D.Mohr (Cryphaeaceae; Musci) new for the canton of Geneva, Switzerland. *Meylania*, 27: 7–11.
- RÜEGSEGG, F. 1993. *Riccia nigrella* Dc. (Subg. *Riccia*, *Hepaticae*) in den Follatères. *Meylania*, 4: 8–11.
- SCHNYDER, N. 1995. Moos-Exkursion Klausenpass, 7. Sept. 1994. *Meylania*, 7: 18–19.
- SCHNYDER, N. 1996. *Ricciolepis natans* und *Riccia rhenana* an der Thur. *Meylania*, 10: 7–8.
- SCHNYDER, N. 2001. Neuer Fund von *Cryphaea heteromalla* (Hedw.) Mohr in der Nordschweiz. *Meylania*, 21: 18–19.

- SENN, H. 2000. Die Moose des Fürstentums Liechtenstein. Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, 27: 7–248.
- SOLGA, A. 2001. Bericht zur BLAM-Exkursion 2000 ins Wallis (Schweiz). Limprichtia, 17: 96–112.
- STOFER, S. 1995. Qualitative und quantitative Analyse der Beziehungen von Moosen zu Mikroökologischen Parametern. Diplomarbeit, Universität Zürich, Zürich. 73 S.
- URMI, E. 1996a. Welche Überraschungen bryofloristische Standard-Aufnahmen neben ihrem bekannten Nutzen noch zu bieten haben. Meylania, 10: 10–12.
- URMI, E. 1996b. Bericht über die Arbeitstage 1995 im Unterengadin. Bryologischer Teil. Meylania, 10: 14–20.
- WERNER, J. 2001. Moosbeobachtungen aus dem Raum Interlaken (Zentralschweiz). Limprichtia, 17: 1–10.